

Diskussionsoplæg

Udarbejdet af formandskabet for De Økonomiske Råd til

Møde i Det Miljøøkonomiske Råd
tirsdag den 28. februar 2017



**Regulering af landbrugets
kvælstofudledning**

**Grønne afgifter og
effektiv miljøregulering**

Ægte opsparing

De Økonomiske Råd
Sekretariatet
Amaliegade 44
1256 København K

Tlf.: 33 44 58 00
E-post: dors@dors.dk
Hjemmeside: www.dors.dk

Signaturforklaring:

- Oplysning kan ikke foreligge/foreligger ikke.

Som følge af afrundinger kan summen af tallene i tabellerne afvige fra totalen.

INDHOLD

	Resumé	1
Kapitel I	Regulering af landbrugets kvælstofudledning	17
	I.1 Indledning	17
	I.2 Kvælstof og vandrammedirektivet	19
	I.3 Beskrivelse af reguleringsformer	34
	I.4 Analyse af omkostninger ved forskellige reguleringer	46
	I.5 Implementering	72
	I.6 Sammenfatning og anbefalinger	83
	Litteratur	90
Kapitel II	Grønne afgifter og effektiv miljøregulering	93
	II.1 Indledning	93
	II.2 Grønne afgifter i Danmark	95
	II.3 Teori og principper	99
	II.4 Metode og modelgrundlag	111
	II.5 Elafgift, provenu og fritagelse	114
	II.6 Vandafgift, provenu og fritagelse	135
	II.7 Effekter af regelregulering	140
	II.8 Sammenfatning og anbefalinger	147
	Litteratur	155
Kapitel III	Ægte opsparing	159
	III.1 Indledning	159
	III.2 Bæredygtighed og ægte opsparing	162
	III.3 Miljøgoder	172
	III.4 Naturressourcer	194
	III.5 Menneskeskabte formuegoder	227
	III.6 Sammenfatning	247
	Litteratur	258

RESUME

Dette års rapport fra Det Miljøøkonomiske Råds formandskab indeholder tre kapitler:

- Regulering af landbrugets kvælstofudledning
- Grønne afgifter og effektiv miljøregulering
- Ægte opsparing

En reduktion af landbrugets udledning af kvælstof vil forbedre vandmiljøet og er nødvendig for, at Danmark kan leve op til vandrammedirektivets mål om god økologisk tilstand i de danske kystvande. *Det første kapitel* beskriver en model for, hvordan reguleringen af landbrugets kvælstofudledning kan udformes, så de samfundsøkonomiske omkostninger ved at nå dette mål ikke bliver højere end nødvendigt.

Det andet kapitel beskriver principper for, hvordan grønne afgifter bør udformes. En række konkrete beregninger viser, at der kan være store effektivitetsgevinster ved at ændre udformningen af de nuværende grønne afgifter.

Endelig foretages der i *det tredje kapitel* i rapporten en opgørelse af den såkaldte ægte opsparing i Danmark for de seneste 35 år. Den ægte opsparing er en vigtig indikator for, hvorvidt udviklingen i Danmark er bæredygtig.

Diskussionsoplægget er udarbejdet af Det Miljøøkonomiske Råds formandskab til mødet i Det Miljøøkonomiske Råd den 28. februar 2017. Vurderinger og anbefalinger er alene formandskabets.

Regulering af landbrugets kvælstofudledning

Kvælstof fra landbrug påvirker kystvandes tilstand

Tilførsel af kvælstof i forbindelse med gødning bidrager til en højere produktion i landbruget, og er derved med til at øge landmændenes afkast. Brugen af gødning giver imidlertid anledning til en række negative miljøeffekter. En del

Resumeeet er færdigredigeret den 6. februar 2017.

af det tilførte kvælstof udnyttes ikke af afgrøderne, men udvaskes i stedet fra marken og ender i kystvandet, dvs. fjorde og kystnære havområder. Her bidrager kvælstof til en forringelse af den økologiske tilstand. Dette giver sig udslag i uklart vand, iltsvind og forringede levevilkår for dyr og planter.

Reduktionsmål for at opnå god økologisk tilstand fordelt på 90 delvandoplande

EU's vandrammedirektiv har opstillet et mål om "god økologisk tilstand" i alle søer, vandløb og kystvande. For at nå dette mål i de danske kystvande er det nødvendigt, at landbruget mindsker sin udledning af kvælstof. Der er opstillet mål for, hvor meget udledningen af kvælstof skal reduceres inden 2021, og udledningen skal yderligere reduceres frem mod 2027. Reduktionsmålene er fordelt på 90 forskellige områder af Danmark (såkaldte delvandoplande).

Principper til fremtidig regulering skitseret

Fødevarer- og landbrugspakken, der blev vedtaget i slutningen af 2015, lempede væsentlige dele af den hidtidige kvælstofregulering. Samtidigt blev principperne for den fremtidige kvælstofregulering skitseret. Det er meningen, at den fremtidige regulering, de såkaldte udvaskningsadgange, skal være fuldt indfaset i år 2021. Det er dog endnu ikke fastlagt, hvordan disse udvaskningsadgange skal udformes i praksis.

Analyse af omkostninger ved regulering

I kapitel I er der foretaget en analyse af de årlige samfundsøkonomiske omkostninger ved forskellige typer af regulering, som alle opfylder de givne reduktionsmål. Analyserne er foretaget i samarbejde med forskere fra Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi ved Københavns Universitet og Institut for Agroøkologi ved Aarhus Universitet.

Omkostninger ved forskellige reguleringer undersøgt

Der er foretaget analyser af to potentielle udformninger af udvaskningsadgange. Den ene udformning regulerer tilførslen af kvælstof. Alle bedrifter i et delvandopland skal her reducere deres tilførsel af kvælstof lige meget i forhold til den driftsøkonomisk optimale tilførsel (en såkaldt normbaserede udvaskningsadgange). Den anden udformning regulerer i stedet, hvor meget kvælstof der udvaskes, fordi det ikke udnyttes af afgrøderne. Det antages, at hver bedrift i et delvandopland får ret til at udvaske en bestemt mængde kvælstof pr. ha. Beregningerne i kapitlet forudsætter, at

disse rettigheder kan handles mellem bedrifter indenfor de enkelte delvandoplande, og kaldes derfor for *omsættelige udvaskningsadgange*. Herudover analyseres omkostningerne ved en regulering med såkaldte *målrettede afgifter*, som bygger videre på tidligere anbefalinger fra De Økonomiske Råds formandskab om en omkostningseffektiv kvælstofregulering.

Målrettede afgifter er billigst

Analyserne viser, at regulering med målrettede afgifter medfører lavere samfundsøkonomiske omkostninger end regulering med de undersøgte udformninger af udvaskningsadgange, jf. tabel A. Målrettede afgifter har samtidig den fordel, at der set for den enkelte landmand er tale om en simpel regulering. Dette skyldes, at målrettede afgifter for den enkelte landmand i praksis er faste dyrkningsafgifter. Det anbefales derfor at benytte målrettede afgifter til at regulere landbrugets kvælstofudledninger.

Tabel A Omkostninger ved kvælstofregulering

	----- Mia. kr. -----
Normbaserede udvaskningsadgange	1,03
Omsættelige udvaskningsadgange	0,64
Målrettede afgifter	0,58

Anm.: Tabellen angiver de årlige samfundsøkonomiske omkostninger ved forskellige typer regulering. Omkostningerne er opgjort ud fra et samlet reduktionsbehov på 6.000 ton. En del af dette reduktionsbehov opfyldes i beregningerne af de såkaldte kollektive virkemidler (f.eks. vådområder). Omkostningerne ved disse indgår også.

Kilde: Egne beregninger.

Landmandens dyrkningsafgifter varierer med afgrødevalg

Landmandens dyrkningsafgift skal afhænge af det dyrkede areal og af landmandens valg af afgrøder. Princippet bag udformningen af dyrkningsafgifterne er, at afgiftssatsen er høj, når dyrkning af en afgrøde leder til en stor miljøbelastning, mens afgiftssatsen er lav, når dyrkning leder til en lille miljøbelastning. Der skal desuden betales en afgift pr. husdyrenhed svarende til den ekstra miljøbelastning, som brug af husdyrgødning giver anledning til.

Variation i dyrkningsafgifter mellem landmænd

Dyrkningsafgifterne varierer fra landmand til landmand, så afgiftssatsen er høj, når en landmands produktion leder til en stor miljøbelastning, mens afgiften er lav, når produktionen leder til en lille miljøbelastning. Således er der geografisk variation i dyrkningsafgifterne afhængig af lokale naturgivne forskelle i, hvor meget af det udvaskede kvælstof, der udledes til kystvandet (dvs. afhængig af den såkaldte retention). I dele af Danmark er der slet ikke behov for at mindske udledningen af kvælstof, og her vil dyrkningsafgiften være nul. Dyrkningsafgifterne giver et provenu til statskassen. Det er et politisk valg, om man vil vælge at føre provenuet tilbage til landbruget.

Gevinst skyldes større grad af målretning

De målrettede afgifter giver en samfundsøkonomisk gevinst i forhold til andre undersøgte reguleringer, fordi afgifterne i høj grad er målrettet forskelle i miljøpåvirkning, og fordi de giver et langsigtet incitament til at placere de bedrifter, der udleder mest kvælstof der, hvor miljøbelastningen er mindst.

Udvaskningsadgange mindre målrettede

Udvaskningsadgange, der er skitseret i Fødevarer- og landbrugspakken, tager kun højde for de overordnede forskelle i behovet for kvælstofreduktion i de 90 forskellige delvandoplande. Udvaskningsadgange er dermed mindre målrettet, fordi de ikke tager højde for de lokale naturgivne forskelle i andelen af det udvaskede kvælstof, der ender i kystvandet. Begrænsning af målretningen øger de samfundsøkonomiske omkostninger i forhold til målrettede afgifter.

Udformning af udvaskningsadgange har stor betydning

Analysen viser også, at den konkrete udformning af udvaskningsadgange har stor betydning for de samfundsøkonomiske omkostninger. Beregningerne viser, at der kan spares omkring 400 mio. kr. årligt ved at regulere ved hjælp af omsættelige udvaskningsadgange frem for normbaserede udvaskningsadgange.

Gevinst ved omsættelige udvaskningsadgange kan være overvurderet

Såfremt reguleringen skal baseres på udvaskningsadgange, sådan som det er beskrevet i Fødevarer- og landbrugspakken, er omsættelige udvaskningsadgange derfor at foretrække frem for en normbaseret udvaskningsadgang. De samfundsøkonomiske omkostninger ved omsættelige udvaskningsadgange kan dog være undervurderede. En regulering base-

ret på omsættelige udvaskningsadgange forudsætter, at der etableres et kvotemarked for hvert delvandopland, hvor landmændene kan handle kvoter for udvaskningsadgange. I analysen er det forudsat, at disse kvotemarkeder fungerer perfekt. Imidlertid bliver visse lokale kvotemarkeder små, og vil derfor muligvis ikke fungere optimalt. De målrettede afgifter vil med større sikkerhed mindske omkostningerne ved at nå målsætningen.

Normbaseret regulering giver uhensigtsmæssige incitamentter ...

Forskellen i årlige omkostninger mellem de to typer af udvaskningsadgange skyldes, at normbaserede udvaskningsadgange ikke giver de samme hensigtsmæssige incitamentter til omlægning af afgrødevalg og husdyrhold som omsættelige udvaskningsadgange. Normbaserede udvaskningsadgange giver desuden landmændene adgang til færre værktøjer til at reducere deres miljøpåvirkning end omsættelige udvaskningsadgange. Dette bidrager til at øge de samfundsøkonomiske omkostninger ved normbaserede udvaskningsadgange.

... og giver risiko for ulovlig handel med kvælstof

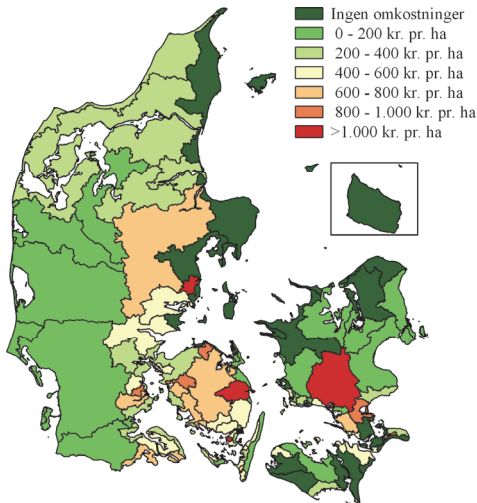
En særlig problemstilling ved normbaserede udvaskningsadgange er, at mange bedrifter ved en sådan regulering vil have et økonomisk incitament til at deltage i ulovlig handel med kvælstof. Incitamentet til ulovlig handel kan begrænses med et kontrolsystem, hvilket dog vil være forbundet med omkostninger. Analysen giver ikke belæg for at vurdere, hvorvidt ulovlig handel rent faktisk vil finde sted. Hvis det antages, at ulovlig handel finder sted, viser analysen imidlertid, at reguleringens effektivitet mindskes, og de samfundsøkonomiske omkostninger ved at nå reduktionsmålene øges betydeligt. Målrettede afgifter og omsættelige udvaskningsadgange giver ikke incitament til ulovlig handel. Risiko for ulovlig handel kan således medføre, at den reelle besparelse ved at benytte omsættelige udvaskningsadgange frem for normbaserede udvaskningsadgange er væsentlig større end 400 mio. kr. årligt.

Målrettede afgifter er billigst for flest landmænd

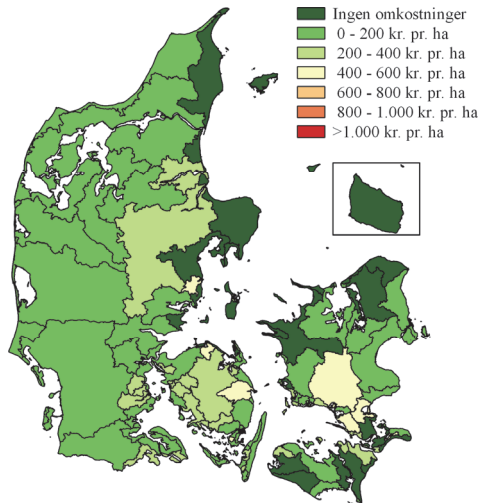
De undersøgte reguleringer adskiller sig også ved, at de privatøkonomiske omkostninger for bedrifterne fordeles forskelligt. Analysen viser, at målrettede afgifter er billigst for langt de fleste landmænd, når afgiftsprovenuet fra denne regulering føres tilbage til de berørte landmænd, jf. figur A.

Figur A Geografisk fordeling af omkostninger for landbruget

Normbaserede udvaskningsadgange



Målrættede afgifter med tilbageførsel



Anm.: Figuren viser bedrifternes gennemsnitlige privatøkonomiske omkostninger pr. ha i Danmarks 90 delvandoplande. Regulering med målrættede afgifter giver et afgiftsprovenu, der er ført afkoblet tilbage til de berørte landmænd.

Kilde: Egne beregninger.

Hvis provenu tilbageføres skal det ske afkoblet fra produktion

Hvorvidt afgiftsprovenuet fra målrættede afgifter skal tilbageføres, er et politisk valg. Hvis provenuet tilbageføres, er det vigtigt, at tilbageførslen foretages afkoblet fra efterfølgende driftsbeslutninger, således at den ikke forvrider den enkelte landmands produktionsvalg. I modsat fald kan tilbageførslen øge reguleringens samfundsøkonomiske omkostninger.

Dyrkningsafgifter øger ikke administrativ byrde for landmænd

Målrættede afgifter, der for landmanden blot er dyrkningsafgifter, øger ikke den administrative byrde i forhold til den eksisterende regulering for landmændene. Dertil kommer, at andre lokale krav til landbrugets kvælstofudledning, f.eks. af hensyn til grundvandet, også kan håndteres af målrættede afgifter uden en forøgelse af reguleringens kompleksitet for den enkelte landmand. Dette er endnu en fordel ved målrættede afgifter frem for begge de undersøgte varianter af udvaskningsadgange.

**Samfunds-
økonomisk
gevinst større i
fremtiden**

Den samfundsøkonomiske gevinst ved at benytte målrettede afgifter afhænger af, hvor meget landbrugets kvælstofudledninger skal reduceres. Yderligere reduktionskrav fra 2021-27 vil øge den samfundsøkonomiske gevinst ved at regulere med målrettede afgifter.

Grønne afgifter og effektiv miljøregulering**Grønne afgifter
udbredte i
Danmark**

Der er negative miljøeffekter knyttet til mange produktionsprocesser og til dele af vores forbrug. Grønne afgifter kan bruges til at mindske disse miljøeffekter. Grønne afgifter er udbredte i Danmark. Provenuet fra disse afgifter i forhold til BNP er således højt i Danmark sammenlignet med vores nabolande og gennemsnittet i OECD.

**Grønne afgifter
er generelt et
godt instrument**

Grønne afgifter er generelt et omkostningseffektivt instrument til regulering af miljøbelastningen. Det forudsætter dog, at de grønne afgifter er sat svarende til miljøbelastningen, og at alle udledere betaler afgiften. Det er langt fra tilfældet for alle grønne afgifter i Danmark.

**Flere grønne
afgifter er for
høje**

Nogle af de nuværende grønne afgifter har kun tvivlsomme eller indirekte effekter på miljøet, mens afgiften i andre tilfælde er sat højere, end miljøbelastningen tilsiger. Det gælder f.eks. for afgiften på elektricitet og for afgiften på vand i de dele af Danmark, hvor der er rigelig med grundvand.

**Virksomheder
fritaget for nogle
grønne afgifter**

Der er også en række eksempler på grønne afgifter, hvor virksomheder helt eller delvis er fritaget for afgiften. Hvis afgiften er miljømæssigt velbegrundet, vil afgiftsfritagelse øge miljøbelastningen eller øge de samfundsøkonomiske omkostninger ved at nå en given miljømålsætning.

**Modelberegninger
af ændret afgift på
el og vand**

I kapitlet præsenteres en række beregninger, der illustrerer de samfundsøkonomiske gevinster ved at reducere for høje grønne afgifter og ved at fjerne fritagelser for grønne afgifter. Beregningerne vedrører afgifter på elektricitet og vand. Beregningerne er udført med REFORM-modellen udviklet af DREAM.

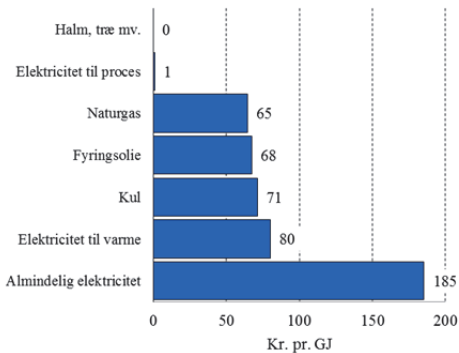
Nuværende afgift på almindeligt elforbrug er høj

Det første sæt af beregninger vedrører elafgiften. Afgiften på almindeligt elforbrug er i dag meget højere end beskattningen af andre typer energi både set i forhold til udledningen af CO₂ og i forhold til energiindholdet. Afgiften på almindeligt elforbrug er samtidig væsentligt højere end afgiften på elektricitet anvendt til fremstilling (procesenergi), jf. figur B og C.

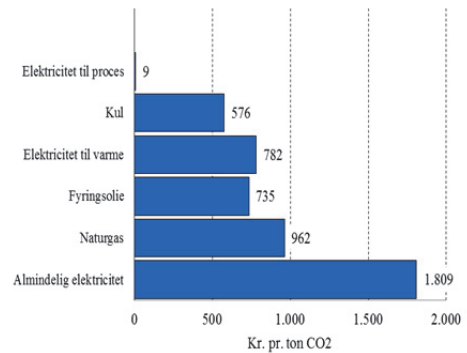
Elafgift mindsker ikke udledning af CO₂ i EU

Selvom produktionen af elektricitet i Danmark umiddelbart giver anledning til udledning af CO₂, vil ændringer i produktionen af elektricitet ikke påvirke den samlede europæiske udledning af CO₂, da denne er begrænset af mængden af CO₂-kvoter i det europæiske kvotesystem. Afgiften på elektricitet har, så længe antallet af kvoter er givet, ingen egentlig betydning for udledningen af CO₂ indenfor kvotesektoren i EU. Den høje afgift på elektricitet kan endda bidrage til at øge den samlede udledning af CO₂, fordi den kan modvirke omstillingen væk fra fossile brændsler i ikke-kvotesektoren.

Figur B Energi- og CO₂-afgift pr. GJ



Figur C Energi- og CO₂-afgift pr. ton CO₂



Anm.: Omkostningerne ved brug af CO₂-kvoter i elproduktionen er ikke indregnet, men disse er beskedne i forhold til de øvrige afgifter.

Kilde: Energinet (2016), Sekretariatet for afgifts- og tilskudsanalysen på energiområdet (2016) og egne beregninger.

Gevinst på 1,8 mia. kr. ved at sænke elafgift

Afgiften på elektricitet giver et provenu til staten, men dette provenu kan tilvejebringes med færre forvridninger gennem en skat på indkomst. Modelberegninger viser, at der kan opnås en årlig samfundsøkonomisk gevinst på 1,8 mia. kr., hvis afgiften på almindeligt elforbrug sænkes til samme niveau som den generelle energiafgift på olie og gas. Denne reduktion svarer til, at elafgiften reduceres fra 0,89 til 0,27 kr. pr. kWh, hvilket svarer til en reduktion i prisen på almindeligt elforbrug på ca. 40-45 pct.¹

Energisparemål ikke hensigtsmæssigt – men et vilkår

De høje afgifter på elektricitet og anden energi skal blandt andet ses i lyset af ønsket om at mindske det samlede energiforbrug. Det er relevant at mindske de negative miljømæssige effekter af energiforbruget, hvilket kan ske gennem afgifter på eksempelvis fossile brændsler, der forårsager udledning af CO₂, eller andre brændsler, der forårsager udledning af partikler. Det er derimod vanskeligt at argumentere for, at energiforbrug i sig selv skulle være skadeligt for miljøet eller klimaet – og energisparemålsætninger er derfor ikke velbegrundede, givet at miljøbelastningen ved energiforbrug er reguleret på anden vis. Der er imidlertid på EU-plan fastsat mål for energibesparelser, og målet om energibesparelser kan derfor på kort sigt betragtes som et vilkår.

Gevinst på 1,3 mia. kr. ved at fjerne fritagelser for elafgift

Et lavere elforbrug opnås mest omkostningseffektivt ved at have en afgift på elektricitet, som er ens for alle brugere af elektricitet. Det er som nævnt ikke tilfældet i dag, hvor elektricitet til proces i erhvervene i praksis er fritaget for afgift, jf. figur B og C. Omlægges afgiften på elektricitet, så alle betaler samme afgift, uden at det samlede elforbrug ændres, viser modelberegninger, at der kan opnås en samfundsøkonomisk gevinst på 1,3 mia. kr. pr. år.

Yderligere gevinst ved at fjerne fritagelse fra energiafgifter

Der er også meget lav beskatning af f.eks. olie, kul og gas, som anvendes til procesenergi i fremstillingserhverv. Der vil være en yderligere gevinst ved også at fjerne denne fritagelse, så energiafgiften er ens på tværs af anvendelse og

1) Her er taget udgangspunkt i en situation, hvor der ikke betales PSO-afgift. Endvidere er der taget højde for, at reduktionen i elafgiften mindsker momsbetalingen.

energiforbrug. Det vil mindske de samlede omkostninger ved at opnå en given målsætning for energiforbruget. En ensartet energiafgift skal også omfatte biobrændsler.

Vandafgift bør være geografisk differentieret og gælde alle

Der kan også opnås samfundsøkonomiske gevinster ved at ændre på vandafgiften. Der er i dag en ensartet afgift i hele landet for husholdninger, mens momsregistrerede virksomheder i praksis er fritaget for afgiften. Der er imidlertid primært for høj indvinding af grundvand på dele af Sjælland (nær Hovedstadsområdet). Der burde derfor være en geografisk differentieret afgift betalt af alle vandforbrugere. Afgiften skulle være nul kr. i de dele af landet, hvor der er rigeligt med grundvand.

Gevinst ved omlægning af afgift på vand på 0,1-0,2 mia. kr.

Beregningerne tyder på, at der vil være samfundsøkonomiske gevinster på 0,1-0,2 mia. kr. pr. år ved en omlægning af vandafgiften. Gevinsterne er væsentlig lavere end ved omlægning af afgiften på elektricitet, hvilket blandt andet afspejler, at provenuet fra vandafgiften i udgangspunktet er væsentligt lavere end provenuet fra beskatning af elektricitet.

Regelregulering fritager for afgiftsbetaling

I dansk miljøregulering anvendes regelregulering i form af bl.a. teknologikrav ofte i stedet for grønne afgifter. Regelregulering er typisk karakteriseret ved, at man får lov til at udlede mere, når produktionen stiger, så længe givne teknologikrav mv. er overholdt. Regelreguleringen begrænser udledningen, men der betales ikke en afgift, der svarer til miljøbelastningen.

For meget forurenende produktion ved regelregulering

Regelregulering kan sidestilles med et subsidie til de forurenende virksomheder, som betyder, at de begunstiges i forhold til virksomheder, der enten ikke forurener, eller som betaler en afgift af deres forurening. Dette leder samlet set til for meget forurening og en sektorsammensætning, hvor forurenende sektorer udgør en større andel af økonomien, end hvis deres forurening var reguleret gennem afgifter.

Regelregulering af ammoniak fra landbruget

Et eksempel er udledningen af ammoniak fra landbruget, hvor der på trods af omfattende regelregulering er udledninger, som medfører helbredsomkostninger på omkring 2,7 mia. kr. pr. år. Helbredsomkostningerne ved udledning af

ammoniak fra landbruget svarer til ca. 5 pct. af landbrugsproduktionen.

For høj landbrugsproduktion i kraft af regelregulering

Regelreguleringen indebærer, at beskæftigelsen i landbruget og fødevarerindustrien er højere sammenlignet med en situation med afgiftsregulering. Den højere beskæftigelse i landbrug og fødevarerindustri modsvareres imidlertid af en stort set tilsvarende lavere beskæftigelse i andre dele af økonomien. Modelberegninger viser, at den højere landbrugsproduktion, som følger af regelreguleringen fremfor afgiftsregulering, alt andet lige medfører en forøget udledning af ammoniak, som medfører en ekstra helbredsomkostning på 0,2 mia. kr. pr. år. Beregningen illustrerer, at regelregulering kan føre til en u hensigtsmæssig sektorfordeling, hvor forurenende sektorer udgør en for stor del af økonomien på bekostning af ikke-forurenende sektorer.

Omkostninger ved at afvige fra principper for grønne afgifter

Samlet set illustrerer beregningerne, at der kan være betydelige samfundsøkonomiske gevinster ved at ændre udformningen af de nuværende grønne afgifter og erstatte regelregulering med grønne afgifter, som er fastsat ud fra miljøbelastningen.

Ægte opsparing

Ægte opsparing en vigtig indikator for bæredygtighed

Den ægte opsparing opgør udviklingen i nationalformuen i bred forstand inklusive værdien af miljøgoder, naturressourcer og humankapital. En nationalformue, der ikke bliver mindre over tid, indebærer, at udviklingen er bæredygtig. Ægte opsparing er dermed en vigtig indikator for bæredygtighed.

Opgørelse er partiel

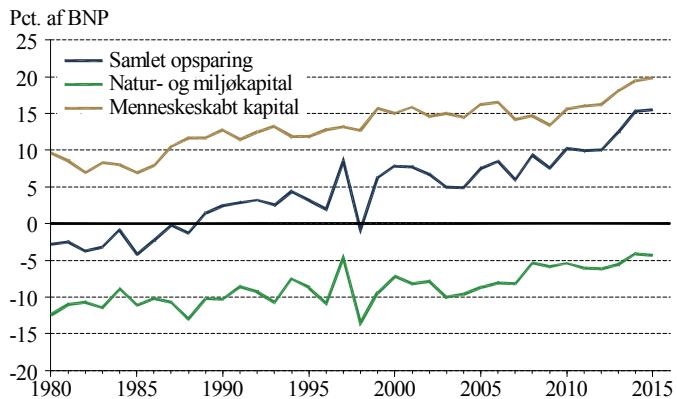
I kapitel III opgøres bidraget til den ægte opsparing fra flere formuegoder end i sammenlignelige opgørelser i den internationale litteratur. Det har imidlertid ikke været muligt at inddrage alle formuegoder, der kan påvirke den ægte opsparing. Det gælder bl.a. for biodiversitet og social kapital. Den præsenterede opgørelse er derfor partiel, og kan ikke entydigt afgøre, om udviklingen har været bæredygtig i den analyserede periode. Opgørelsen kan dog belyse, om bidra-

get fra de medtagne formuegoder har gjort udviklingen mere eller mindre bæredygtig.

Både miljø- og menneskeskabt kapital bidrager til positiv trend

Udviklingen i Danmark siden 1980 viser, at bidraget til den ægte opsparing fra de medtagne formuegoder var negativt igennem det meste af 1980'erne, men siden da har været positivt og stigende, jf. figur D. Den positive trend i den ægte opsparing afspejler en stigende opsparing i såvel natur- og miljøkapital som menneskeskabt kapital.

Figur D Ægte opsparing 1980-2015



Anm.: Natur- og miljøkapital omfatter klimaeffekter, olie og gas i Nordsøen, luftforurening, grundvandsforurening, fiskebestande og skov. Den menneskeskabte kapital omfatter fysisk og finansiel kapital samt videns- og humankapital. Udsvinget i natur- og miljøkapital i 1997-98 skyldes primært en ændring i vurderingen af fiskebestandenes størrelse.

Kilde: Egne beregninger.

Natur- og miljøkapital har bidraget negativt

I gennemsnit over hele perioden udgjorde det samlede bidrag til den ægte opsparing 4½ pct. af BNP. Ser man alene på årene siden årtusindskiftet, har opsparingen gennemsnitligt været på ca. 10 pct. årligt. Det vigtigste enkeltbidrag til den ægte opsparing kommer fra de årlige investeringer i humankapital (primært uddannelse), der i gennemsnit har udgjort godt 8 pct. af BNP årligt, jf. tabel B. Bidraget fra udviklingen i natur- og miljøkapital har omvendt været ne-

gativt i hele perioden, mens stigningen i det indenlandske kapitalapparat og i finansielle tilgodehavender overfor udlandet har bidraget positivt til den ægte opsparing. Udviklingen i fiskebestand, grundvandsforurening, skovarealer og videnskapital har kun haft beskeden betydning i opgørelsen.

Tabel B Bidrag til den ægte opsparing 1980-2015, pct. af BNP

Klima	-3,2
Luft	-4,0
Grundvand ^a	-0,0
Nordsø	-1,6
Fisk ^a	0,1
Skov	0,0
Fysisk kapital	2,3
Finansiell kapital	2,2
Videnskapital	0,4
Humankapital	8,3
I alt	4,5

a) Grundet datamangel har det ikke været muligt at opgøre bidraget fra grundvand og fiskebestande i perioden 1980-1990.

Kilde: Egne beregninger.

Positiv udvikling skyldes især mindre luftforurening og større finansiell opsparing

Den positive udvikling i den ægte opsparing i løbet af perioden skyldes hovedsagelig to forhold. For det første er luftforureningen faldet i perioden, blandt andet som følge af en øget international regulering på området. For det andet er Danmarks finansielle opsparing i udlandet steget kraftigt. I perioden er Danmark gået fra at have en betydelig udlandsgæld til en netto-udlandsformue på omkring 50 pct. af BNP. Den stigende opsparing skal blandt andet ses på baggrund af udbredelsen af obligatoriske arbejdsmarkedspensioner og gentagne reduktioner af rentefradraget.

Grænse-overskridende forurening påvirker opsparing

Både luftforurening og klimaforandringer har en grænse-overskridende karakter. Danskernes økonomi og velfærd påvirkes derfor af udledninger, der finder sted i udlandet. For at opgøre effekten af luftforurening og drivhusgas-udledninger på den danske ægte opsparing, tages der derfor udgangspunkt i de samlede udledninger, der påvirker Danmark, uanset hvor disse finder sted.

Usikkerhed i beregningen

Det bør understreges, at der er betydelige usikkerheder i opgørelsen af den ægte opsparing. Der er således usikkerhed om værdien af forskellige typer kapital, og det har ikke været muligt at medtage udviklingen i f.eks. biodiversitet og social kapital i opgørelsen. Samtidig er den gennemsnitlige levealder i perioden steget betydeligt, hvilket må formodes at have givet en kraftig stigning i værdien af den samlede "sundhedskapital".

Risiko ved kritiske grænser kan undervurdere tab

Et andet usikkerhedselement ved beregningen knytter sig til, at der for nogle typer af natur- og miljøkapital kan være en kritisk grænse. I nærheden af en sådan grænse kan selv en lille ændring i mængden af godet medføre et stort og potentielt irreversibelt tab i velfærden, hvorfor prisen på godet vil stige kraftigt. Det vurderes, at dette især kan udgøre en risiko for udledningen af drivhusgasser og biodiversitet.

Lidt lavere vurdering af den ægte opsparing end sidst

Det Miljøøkonomiske Råds formandsskab præsenterede også en opgørelse af den ægte opsparing i 2012. I forhold til denne opgørelse er der foretaget forskellige beregningsmæssige ændringer, der samlet har medført et fald i den ægte opsparing på ca. 2 pct. af BNP årligt for en sammenlignelig periode. Det skyldes hovedsagelig, at værdien af de årlige humankapitalinvesteringer er nedjusteret. Samtidig vurderes luftforureningen at have noget større negative konsekvenser, mens det negative bidrag fra klimaudviklingen omvendt vurderes lavere end sidst, blandt andet fordi der nu foretages et fradrag for naturlig absorbering af drivhusgasser.

Værdien af statistisk liv bør opdateres i samfundsøkonomiske analyser

Den ændrede vurdering af betydningen af luftforurening skyldes blandt andet, at der anvendes en opdateret og betydeligt højere værdi af statistisk liv (VSL) end tidligere, der er i tråd med den nyeste viden på området. Et nøgletal som VSL anvendes i mange samfundsøkonomiske sammenhænge, ikke mindst af offentlige institutioner. Det er vigtigt, at der anvendes opdaterede tal for at understøtte samfundsøkonomisk hensigtsmæssige prioriteringer.

Ligeledes vigtigt at anvende opdaterede skøn for skaden ved CO₂-udledninger

Den vurderede skadesvirkning af udledning af et ton CO₂ i atmosfæren (den såkaldte *social cost of carbon*, SCC) er et tilsvarende vigtigt nøgletal. I kapitlet anvendes en pris på 386 kr. (i 2010-priser). Denne pris er væsentligt højere end den, der blev anvendt i 2012. Forskellen afspejler nyere vurderinger af omkostningerne ved drivhuseffekten. I internationale undersøgelser af den ægte opsparring fra eksempelvis Verdensbanken anvendes betydeligt ældre og lavere priser, hvilket bidrager til at undervurdere klimaproblemets konsekvenser. I diskussioner af klimaproblemets betydning er det vigtigt at være opmærksom på at anvende opdaterede SCC-priser.

Skat i Nordsøen**Nordsøskattens to problemer: For lav og ikke neutral**

Indvinding af olie og gas i Nordsøen bidrager til en reduktion af den ægte opsparring. Det er ikke ensbetydende med, at der ikke bør indvindes olie og gas. Det er imidlertid vigtigt, at incitamenterne til indvinding er udformet hensigtsmæssigt. Der er i øjeblikket fornyet opmærksomhed om skatteforholdene i Nordsøen i forbindelse med forhandlinger om de fremtidige rammevilkår. Overordnet er beskatningen i Nordsøen karakteriseret af to problemer. Dels virker den samlede beskatning til at være for lav, dels afviger beskatningen fra principperne om en neutral beskatning af ressourcerenten (den overnormale profit fra udvindingen), dvs. den beskatning, der sikrer den mest hensigtsmæssige udvinding.

Ressourcerenten bør tilfalde staten

I vurderingen af det samlede beskatningsniveau er det afgørende, at det er den danske stat, og dermed hele den danske befolkning, der har ejendomsretten til værdierne i undergrunden, mens de private virksomheders opgave er at loka-

lisere og udvinde ressourcerne. Et naturligt udgangspunkt for en fordeling er derfor, at den del af ressourcens værdi, der er tilbage, når udvindingsselskaberne har fået en rimelig forrentning af deres investeringer, bør tilfalde staten. Det svarer til, at den såkaldte ressourcerente bør tilfalde staten.

Beskatning bør ikke være lavere end i Norge

I praksis er det næppe hensigtsmæssigt at beskatte ressourcerenten med 100 pct., da det bl.a. vil fjerne virksomhedernes incitament til effektiv drift. Der lader dog til at være et betydeligt spillerum for højere beskatning i forhold til det nuværende niveau uden at ramme en urealistisk høj skattesats. I Norge er det nuværende beskatningsniveau på ca. 84 pct., hvilket også var den skattesats Kulbrinte-skatteudvalget (2001) regnede med. Den nuværende skattesats i Danmark er betydeligt lavere, idet den ligger på ca. 71 pct.

Uhensigtsmæssige afvigelser fra neutral skat

En anden problemstilling er, at de danske skatteregler afviger fra en neutral skat på flere måder, som hver især kan medføre forvridninger og derfor skabe uhensigtsmæssige investeringsforhold.

Ikke hensigtsmæssigt at tilskynde til urentabelt stor udvinding

Eventuelle ændringer i beskatningen bør gå i retning af en beskatning, der er tættere på et neutralt system. Samtidig er der meget, som tyder på, at den effektive beskatning af ressourcerenten bør være højere. En samlet aftale, der sikrer begge dele, vil derfor være et fremskridt. Derimod bør man ikke generelt give udvindingsvirksomhederne mere favorable vilkår, selvom dette kunne medføre større aktivitet i Nordsøen. Det er ikke noget mål i sig selv at opretholde den størst mulige produktion i Nordsøen. Tværtimod vil det mindske samfundets samlede velstand, hvis man via subsidier forsøger at stimulere udvindingsaktiviteter i Nordsøen, der ikke er rentable i sig selv.

KAPITEL I

REGULERING AF LANDBRUGETS KVÆLSTOFUDLEDNING

I.1 Indledning

**Kystvandes
økosystemer
giver samfunds-
værdier**

Et velfungerende økosystem i danske kystvande genererer en række værdier for samfundet. Det giver blandt andet herlighedsværdier og mulighed for rekreative aktiviteter. Det har også en erhvervsmæssig værdi for blandt andet fiskeri og havbrug.

**For mange
næringsstoffer
skader
økosystemer**

En øget tilførsel af næringsstoffer såsom kvælstof til de danske kystvande kan udover tab af ovennævnte værdier medføre tab af biodiversitet i det marine miljø, jf. Henriksen (2012) og Jensen mfl. (2016b). Dette skyldes, at en for høj næringsstofftilførsel kan give anledning til iltsvind og forøget forekomst af alger og planteplankton, som udkonkurrerer planter og dyr, der er vigtige for økosystemet.

**Målsætninger for
reduktion af
kvælstof-
udledninger**

Med EU's vandrammedirektiv fra 2000 er der et mål om, at alle kystvande skal opnå en såkaldt "god økologisk tilstand". Hvordan den gode økologiske tilstand skal realiseres, bliver beskrevet i de danske vandområdeplaner. I vandområdeplanerne er der således sat mål for, hvor meget kvælstofudledningen til forskellige kystvande skal reduceres med senest i 2021 og 2027, for at kunne opnå målet om god økologisk tilstand, jf. Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (2016a).

**Planer for
landbrugets
kvælstof-
reduktioner**

Det fremgår også af vandområdeplanerne, hvor stor en andel af reduktionsmålene for 2021, som landbruget forventes at stå for. Med den politiske aftale om Fødevarer- og landbrugspakken fra 2015 er det besluttet, at godt halvdelen af denne reduktion skal opnås med en ny og mere målrettet kvælstofregulering. Principperne bag den målrettede regule-

Kapitlet er færdigredigeret den 6. februar 2017.

ring er skitseret i Fødevarer- og landbrugspakken i form af såkaldte udvaskningsadgange, men den endelige udformning af disse er endnu ikke offentliggjort.

Formålet med kapitlet

Formålet med kapitlet er at vurdere, hvordan reguleringen af kvælstofudledningen kan indrettes samfundsøkonomisk mest hensigtsmæssigt med henblik på at opnå de nationalt fastsatte mål for reduktionen i landbrugets kvælstofudledning.

Forskellige reguleringer analyseres

I kapitlet analyseres de samfundsøkonomiske omkostninger ved forskellige former for regulering, herunder den hidtidige regulering, forskellige tolkninger af den regulering, der er skitseret i Fødevarer- og landbrugspakken, samt en mere målrettet regulering baseret på de principper, som blev fremlagt i De Økonomiske Råds formandskab (2015).

Samarbejde med eksterne

Analyserne i kapitlet er foretaget i samarbejde med forskere fra Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet og Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet.

Afgrænsning af kapitlet

Der fokuseres i kapitlet på udledning af kvælstof fra landbruget. Landbruget står for hovedparten af de danske udledninger af kvælstof til de danske kystvande, og det vil ikke være muligt at nå reduktionsmålene for de danske udledninger uden et væsentligt bidrag fra landbruget. Desuden har den procentvise reduktion i udledningen fra andre kilder såsom rensningsanlæg været væsentligt større end reduktionerne fra landbruget siden 1990. Udledningen af næringsstoffet fosfor kan også være et problem for kystvande på samme måde som kvælstof, men her foreligger der ikke fastlagte mål for reduktioner i udledningerne.¹ Kvælstof fra landbruget kan også forurene grundvandet. Dette indgår ikke i kapitlets grundscenarier, men der foretages beregninger på alternative scenarier, som illustrerer, hvordan hensyn til grundvand vil kunne indgå i reguleringen. Andre effekter af at regulere landbrugets kvælstofanvendelse, såsom effekter på klima og luftforurening, indgår ikke i beregningerne i

1) Der ses i kapitlet ikke på målsætninger i EU's vandrammedirektiv om god økologisk tilstand i søer og åer, hvor de primære problemer er henholdsvis fosfor i søer og fysiske tilstande i vandløb og i færre tilfælde kvælstof.

kapitlet, men mulighederne for at inddrage disse effekter ved udformningen af de forskellige reguleringer diskuteres.

Reduktionsmål for 2021 tages for givet i analyserne

Der tages i analyserne udgangspunkt i de opstillede mål for reduktioner i kvælstofudledningen i vandområdeplanerne for 2021. Hvorvidt det er de niveauer af reduktioner, der reelt afspejler indsatsbehovet for at nå målet om god økologisk tilstand i de enkelte kystvande, vurderes ikke i kapitlet. Det forventes ikke, at et ændret indsatsbehov vil ændre væsentligt på det relative forhold mellem de samfundsøkonomiske omkostninger ved de forskellige former for reguleringer. Reduktionsmål i forhold til indsatsbehovet i 2027 er væsentligt større og mere differentieret. Den relative gevinst ved at benytte en mere omkostningseffektiv regulering forventes derfor at stige.

Indhold i kapitlet

Afsnit I.2 beskriver kvælstoffets vej fra mark til kystvand og målsætningerne i vandområdeplanerne. I afsnit I.3 gennemgås de forskellige reguleringer, som analyseres i det efterfølgende afsnit. I afsnit I.4 gennemføres en række analyser af reguleringerne, herunder de årlige samfundsøkonomiske omkostninger ved hver type regulering. Forskellige forhold vedrørende implementering af de forskellige typer regulering diskuteres i afsnit I.5. Kapitlet afsluttes med en opsummering og endelige konklusioner i afsnit I.6.

I.2 Kvælstof og vandrammedirektivet

Indhold i afsnittet

Dette afsnit indledes med en gennemgang af kvælstoffets vej fra mark til kystvand og af, hvordan udledningen til kystvandet kan reduceres. Derefter beskrives de planlagte indsatser for kvælstofreduktion, som er beskrevet i vandområdeplanerne. Formålet med indsatserne er primært at opnå "god økologisk tilstand" i de danske kystvande, som defineret og krævet i EU's vandrammedirektiv fra 2000. Til sidst i afsnittet er beskrevet en række andre miljøeffekter knyttet til landbrugsproduktion, som er relevante for indretningen af reguleringen af kvælstofudledningen.

Kvælstoffets vej til kystvandet

Der ses primært på landbrugets udledning

Det er primært landbruget, som står for udledningen af kvælstof. Således kommer omkring 70 pct. af de danske udledninger af kvælstof til kystvandene fra landbruget, jf. Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (2016a-d).² Ca. 10 pct. kommer fra såkaldte punktkilder (rensningsanlæg, dambrug mv.), mens de sidste 20 pct. kommer fra den naturlige udledning – baggrundsbelastningen. Kvælstofudledningen fra punktkilder er reduceret med 73 pct. siden 1990, mens udledningen fra diffuse kilder (primært landbrug men også baggrundsbelastning og spredt bebyggelse) til sammenligning kun er reduceret med 36 pct. siden 1990, jf. Jensen mfl. (2016b) og Thodsen mfl. (2016). Derfor anses en reduktion af udledningen fra landbruget som helt nødvendig, hvis den samlede kvælstofbelastning skal reduceres.

En varierende andel af tilført kvælstof ender i kystvandene

Når jorden dyrkes, tilføres kvælstof i form af husdyrgødning og kunstgødning for at øge udbyttet af afgrøderne. En del af dette kvælstof ender i kystvandene. Der er mange faktorer, som påvirker, hvor stor en del af den anvendte mængde kvælstof, der gør det. En betydelig del af det tilførte kvælstof optages i afgrøderne og fjernes på den måde igen, når afgrøderne høstes. Størstedelen af det kvælstof, som ikke fjernes ved høst, trænger ned i jordens rodzone. En del af kvælstoffet i rodzonen havner med tiden i kystvandene. Retentionen betegner, hvor stor en del af kvælstoffet i rodzonen, der *ikke* når frem til kystvandet. En høj retention betyder således, at kun en lille del af det kvælstof, der tabes fra rodzonen, havner i kystvandet. Det kvælstof, som havner i kystvandet, betegnes i dette kapitel som *udledningen* af kvælstof. Boks I.1 uddyber de anvendte begreber.

- 2) Til nogle kystvandområder kommer også kvælstofudledninger fra andre lande. For at opnå god økologisk tilstand skal også udledningerne herfra reduceres. De opsatte mål i vandområdeplanerne gælder udelukkende den danske del af kvælstofudledningen.

Boks 1.1 Kvælstoffets vej fra mark til kystvand

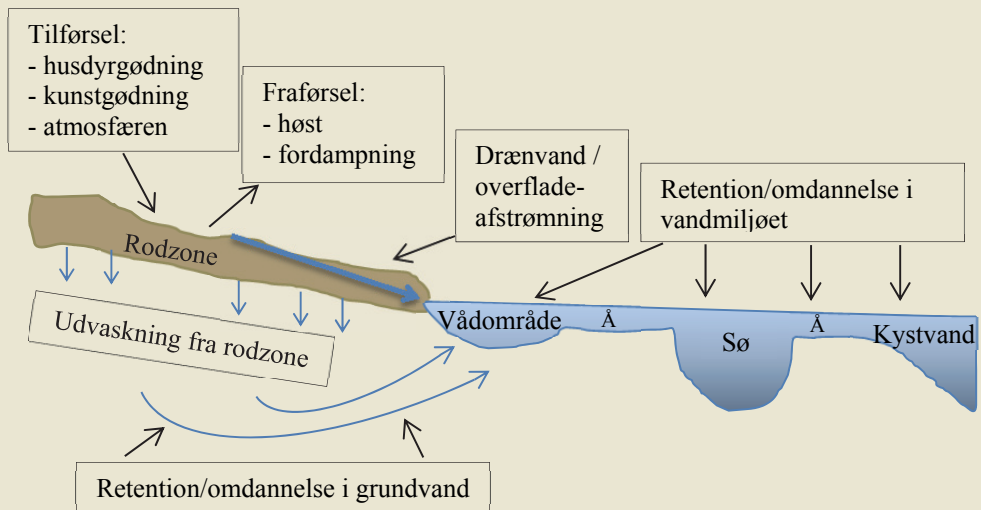
Udvaskning fra rodzonen

En del af det kvælstof, som tildeles afgrøderne via gødning, fjernes igen, når afgrøderne høstes, eller fordamper som ammoniak ved udbringning af gødningen, jf. figur A. Størstedelen af det kvælstof, som er tilbage efter høst, *udvaskes* fra rodzonen til grundvandet, hvor det i vidt omfang omdannes til luftformigt kvælstof, der ikke er skadeligt. Andet omdannes i stedet til lattergas, som er en kraftig drivhusgas. Noget af kvælstoffet omdannes ikke, men bliver i grundvandet som nitrat og ender med tiden i vandløb, vådområder mv. En mindre del af kvælstoffet i rodzonen *udvaskes* direkte til vandløb, vådområder mv. Af det kvælstof, som er tilbage i rodzonen, kan noget bindes til organisk materiale i jorden og på den måde forblive i jorden, hvor en del af det kan udnyttes af næste års afgrøder. Kvælstoffet kan også her i mindre omfang omdannes til luftformigt kvælstof eller til lattergas.

Udledning af kvælstof

Undervejs i transporten ud til kystvandet gennem vandløb, vådområder og søer kan kvælstoffet også blive omdannet til luftformigt kvælstof eller lattergas, jf. figur A. Jo længere tid kvælstoffet er om at komme ud til kystvandet, jo mere kvælstof kan nå at blive omdannet. Særligt i søer og vådområder er opholdstiden for kvælstoffet lang. *Udledningen* af kvælstof betegner den andel af det udvaskede kvælstof, som når frem til kystvandet. *Retentionen* betegner den andel af det udvaskede kvælstof, som omdannes og dermed *ikke* når frem til kystvandet.

Figur A Retention af kvælstof i grundvand og overfladevand

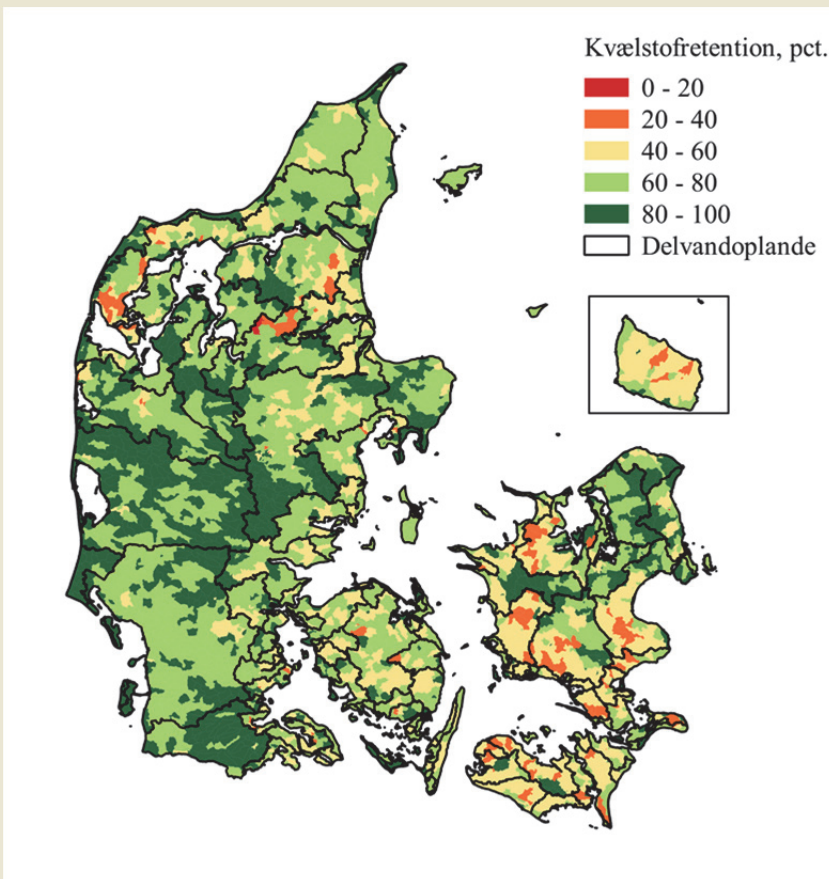


Boks I.1 Kvælstoffets vej fra mark til kystvandvand, fortsat

Retention

Figur B viser den geografiske variation i retentionen. De røde områder er områder med lav retention, hvor det meste af det udvaskede kvælstof ender i kystvandet. De mørkegrønne områder er til gengæld der, hvor størstedelen af det udvaskede kvælstof fra rodzonen *ikke* når ud til kystvandet. Figuren viser også en inddeling i 90 delvandoplande, som hver især leder kvælstof til et bestemt kystvandområde. Som det ses af figuren kan retentionen variere betydeligt inden for det samme delvandopland.

Figur B Retention fra rodzone til kystvand



Anm.: Kortet viser retentionen fra rodzone til kystvand samt inddelingen i 90 delvandoplande, som leder til hvert sit kystvandområde.

Kilde: Højberg mfl. (2015).

Reduktion af kvælstofudledningen

For at reducere udledningen af kvælstof til kystvandet kan man anvende en række forskellige virkemidler, som sætter ind forskellige steder i kvælstofkredsløbet.

Mindre og ændret brug af gødning påvirker udvaskning

En mindre tilførsel af kvælstof til afgrøderne betyder, at udvaskningen reduceres. Udvasningen fra rodzonen kan også reduceres ved at forbedre udnyttelsen af gødningen, så en større del af gødningen optages i planterne. Udnyttelsesgraden kan f.eks. øges ved at ændre måden og tidspunktet gødningen bliver tildelt afgrøderne eller ved at ændre på foderet til husdyrene eller håndteringen af husdyrgødningen. Tidspunkter for såning og pløjning kan på samme måde have indvirkning på, hvor meget af kvælstoffet der udnyttes eller beholdes i jorden til næste års afgrøder.

Husdyrgødning udvasker mere

Planterne har sværere ved at udnytte kvælstoffet i husdyrgødning end i kunstgødning. Det betyder, at husdyrgødning udvasker en større andel af kvælstoffet end kunstgødning. Derfor vil en reduktion af andelen af gødning, der kommer fra husdyr, også betyde mindre udvaskning. Mængden af husdyrgødning kan nedbringes ved at reducere antallet af dyr eller anvende gødningen i biogasanlæg.

Afgrødevalg kan være afgørende

En øget udnyttelsesgrad kan også bestå i at vælge afgrøder, som udvasker mindre, enten fordi de tilføres mindre kvælstof, eller fordi de er bedre til at udnytte gødningen. Der er således stor forskel på udvaskningen pr. ha afhængig af afgrødevalg, jf. tabel I.1. Det ses, at der også er forskel på udvaskningen afhængig af jordtype. Man kan også mindske udvaskningen ved f.eks. at plante efterafgrøder. Efterafgrøder bevirker, at en større del af det overskydende kvælstof forbliver i jorden, så det kan anvendes af næste års afgrøder.

Tabel I.1 Udvaskning fra forskellige afgrøder

	Lerjord	Sandjord
	----- Kg kvælstof pr. ha -----	
Vårbyg	74	78
Hvede	66	84
Havre	54	65
Frøgræs	26	31
Brak	4	5
Efterafgrøder	-18	-39

Anm.: Udvaskningen pr. ha for forskellige typer af afgrøder samt effekten af efterafgrøder. Der er for de forskellige typer af afgrøder taget udgangspunkt i driftsøkonomisk optimal brug af kunstgødning. Bruges husdyrgødning er udvaskningen højere. Forhold som nedbør kan også have betydning for udvaskningen. Effekten af efterafgrøder er et gennemsnit af vurderinger af effekt med henholdsvis høj og lav husdyrtæthed – dvs. om der bliver gødet meget eller lidt med husdyrgødning.

Kilde: Eriksen mfl. (2014) og Jensen (2017).

Udtage jord til andre kvælstof-reducerende tiltag

Mere vidtgående ændringer af dyrkningspraksis kan være braklægning eller omlægning fra almindelig landbrugsdrift til f.eks. skov, randzoner mv. Fordi der med disse omlægninger ikke gødes, eller gødes langt mindre, er udvaskningen fra arealerne også mindre. Det er også muligt f.eks. at etablere nye vådområder, som bidrager til at forsinke vandets vej til kystvandet yderligere. Dette øger omdannelsen af kvælstof og reducerer dermed udledningen til kystvandet. Dette betyder, at retentionen i området øges, jf. boks I.1. Der kan desuden etableres såkaldte konstruerede minivådområder, som reducerer drænvandets indhold af næringsstoffer, inden det udledes til vandmiljøet.

Der forskes også i effekten af marine virkemidler

Der foreligger efterhånden en del forskning i forskellige såkaldte marine virkemidler, som enten reducerer mængden af kvælstof i selve kystvandet eller øger stabiliteten i kystvandet, så det bedre kan håndtere mængden af kvælstof, jf. Eriksen mfl. (2014). Etablering af stenrev og plantning af ålegræs, er virkemidler som øger stabiliteten. Muslingeopdræt og tangdyrkning er eksempler på kvælstofreducerende

virkemidler, som kan fjerne kvælstoffet fra vandet ved høst af muslingerne eller tangen.

Stor variation i omkostninger og potentiale

Der er forskel på, hvor dyre de forskellige virkemidler er. Der kan således være stor variation i omkostningerne ved forskellige virkemidler afhængig af jordbundsforhold, retention, husdyrtæthed, og hvad der bliver dyrket. Det betyder, at et virkemiddel kan være mest omkostningseffektivt et sted, mens et andet virkemiddel er mest omkostningseffektivt et andet sted.³ Samtidig er der grænser for i hvor stor udstrækning, de forskellige virkemidler kan anvendes. For eksempel kan efterafgrøder kun anvendes i forbindelse med dyrkning af bestemte afgrøder, mens vådområder kun kan placeres på egnede steder, jf. Eriksen mfl. (2014).

Indsatser til opfyldelse af EU's vandrammedirektiv

Mål fra EU om "god økologisk tilstand"

Med EU's vandrammedirektiv fra 2000 har Danmark forpligtet sig til at opnå såkaldt "god økologisk status" i alle kystvande, søer, vandløb og grundvandsforekomster. Dette betyder, at tilstanden i de enkelte vandområder kun må afvige lidt fra, hvordan de ville have været i uberørt tilstand. Man bedømmer den økologiske status i kystvande ud fra tilstedeværelsen af bestemte planter, dyr og mængden af alger. Udledning af kvælstof kan have en væsentlig indflydelse på den økologiske tilstand i kystvandene, jf. Henriksen (2012) og Thodsen mfl. (2016).

Udledning af kvælstof skal fortsat reduceres en del steder

Modelberegninger viser, at den årlige udledning af kvælstof i perioden 1990 til 2015 er reduceret fra omkring 100.000 ton pr. år til omkring 60.000 ton pr. år, jf. Thodsen mfl. (2016). Udledningen er således reduceret væsentligt henover de sidste 25 år, men forskere vurderer, at der stadig er behov for at nedbringe udledningen en del steder, for at nå målsætningerne for vandmiljøet jf. Jensen mfl. (2016b) og Timmermann mfl. (2016).

- 3) Der kan være andre samfundsøkonomiske fordele forbundet med de forskellige virkemidler, såsom reduceret udledning af drivhusgasser, rekreative værdier mv. som kan have betydning for, hvor det er billigst at anvende et virkemiddel. Dette indgår ikke i analyserne i kapitlet.

Stor geografisk variation i indsatsbehov

Der er stor geografisk variation i, hvor meget kvælstofudledningen skal reduceres. Det afhænger blandt andet af, hvor robust vandområdet er i forvejen, og hvor stor kvælstofudledningen er i dag. Vandområdeplanerne angiver, hvor meget den årlige kvælstofudledning skal reduceres med (indsatsbehovet) for at nå målet i hvert af de 90 delvandoplande i Danmark. Indsatsbehovet er opgjort i forhold til en forventet baselinebelastning i 2021, dvs. den belastning man forventede ville indtræffe i 2021, hvis ikke indsatserne i vandområdeplanerne blev udført. Indsatsbehovet i forskellige delvandoplande varierer fra negativt (dvs. udledningen må øges) til over 2.000 ton kvælstof pr. år. Summen af de positive indsatsbehov er på i alt ca. 13.000 ton kvælstof pr. år. Andre steder kan udledningerne øges med i alt 1.000 ton. Ved opfyldelse af indsatsbehovene bringes de samlede kvælstofudledninger på landsplan således ned på omkring 45.000 ton pr. år (fra omkring 57.000 ton i dag). Det planlægges, at den årlige udledning reduceres med knap 7.000 ton frem mod 2021, mens resten af de 13.000 ton udskydes til perioden 2021-27, jf. Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (2016a). De danske vandområdeplaner er nærmere beskrevet i boks I.2.

Væsentlig del af differentiering udskudt

Et indsatsbehov på ca. 6.000 ton udskydes til perioden 2021-27. Der er udskudt en relativt større andel af indsatsbehovet i delvandoplande med et stort indsatsbehov, jf. boks I.2. Derved har man også udskudt en betydelig del af behovet for at differentiere reguleringen til efter 2021.

Boks I.2 De danske vandområdeplaner

I EU's vandrammedirektiv er sat et mål om "god økologisk tilstand" i alle kystvande, søer, vandløb samt "god grundvandstilstand" i alle EU-lande inden 2015. Hvis dette ikke er opnået, kan man for de enkelte vandområder få udsættelse til 2021 eller til 2027, hvis det f.eks. vurderes at blive "uforholdsmæssigt dyrt" at nå målet. I hvert land udarbejdes indsatsplaner – i Danmark kaldet vandområdeplaner – for perioden frem til 2021 henholdsvis 2027. Disse beskriver, hvordan målet for hvert vandområde skal opnås.

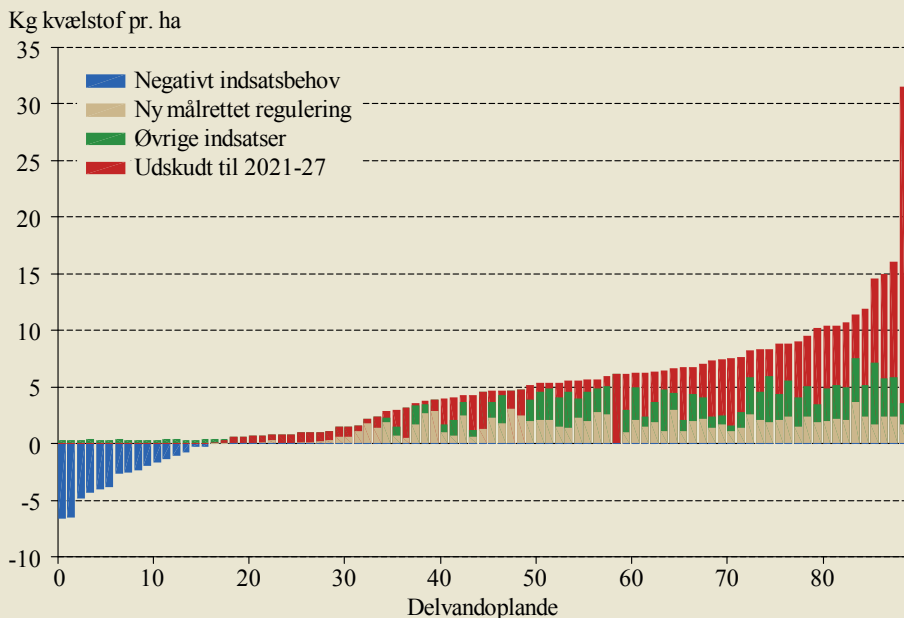
Danmark er opdelt i 23 hovedvandoplande og 90 delvandoplande, som hver især leder vand og kvælstof ud til forskellige dele af Danmarks kystvande. Vandområdeplanerne indeholder mål for reduktion i udledningen af kvælstof for hver af de 90 delvandoplande, jf. Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (2016a).

Indsatsbehovet, dvs. den krævede reduktion i årlige kvælstofudledninger, er beregnet for hvert delvandopland ud fra den forventede udledning i 2021 (baselinefremskrivning). Baselinefremskrivningen er baseret på eksisterende eller planlagte reguleringer og tiltag, jf. Jensen mfl. (2016a).^a Der er 16 delvandoplande med et negativt indsatsbehov, dvs. hvor man kan udlede mere kvælstof (de blå søjler i figur A). Den fulde højde af søjlerne i figur A viser indsatsbehovet i hvert delvandopland angivet i kg kvælstof pr. ha landbrugsjord. Den brune del af søjlerne viser den del af indsatsbehovet, som antages opnået med en ny målrettet regulering af landbrugets kvælstofudledning besluttet med Fødevarer- og landbrugspakken fra 2015. Denne målrettede regulering beskrives nærmere i afsnit I.3. Den grønne del af søjlen illustrerer de øvrige planlagte indsatser i perioden frem til 2021. Størstedelen af disse er såkaldte "kollektive virkemidler", dvs. etablering af vådområder, minivådområder, skov og udtagning af lavbundslande. Dertil kommer effekten af indsatser for punktkilder samt, at en del af EU's arealstøtte er betinget af, at bedriften udlægger 5 pct. af arealet til miljøfokusområder, dvs. brak, randzoner mv. Efterafgrøder kan også benyttes til at opfylde dette krav. Der er 40 områder, hvor målet forventes at blive nået i 2021. Dermed udskydes målopfyldelsen i de resterende 50 områder til perioden 2021-27. Den røde del af søjlerne illustrerer den del af indsatsen, som udskydes.

a) Baselinefremskrivningen indeholder blandt andet effekten af, at Fødevarer- og landbrugspakken fra 2015 udfaser den eksisterende normregulering af landbrugets kvælstofanvendelse.

Boks I.2 De danske vandområdeplaner, fortsat

Figur A Indsatsbehov og indsatser for 89 delvandoplande



Anm.: Figuren viser indsatsbehovet i kg udledt kvælstof pr. ha landbrugsjord i 89 af de 90 delvandoplande. (Et enkelt lille delvandopland med et meget stort indsatsbehov pr. ha er udeladt af figuren.) De blå søjler viser det negative indsatsbehov i 16 delvandoplande, mens den fulde højde af de øvrige søjler viser det totale indsatsbehov i de delvandoplande, som har et positivt indsatsbehov.

Kilde: Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (2016a) og egne beregninger.

De væsentligste indsatser i vandområdeplanerne

De væsentligste indsatser for at opnå en reduktion i den årlige udledning på de knap 7.000 ton kvælstof i 2021 består af en ny målrettet kvælstofregulering i form af såkaldte *udvaskningsadgange*, som er planlagt at skulle stå for halvdelen af reduktionen med ca. 3.500 ton, samt anvendelsen af såkaldte “kollektive virkemidler”, som er planlagt at skulle stå for en reduktion på ca. 2.500 ton, jf. tabel I.2. De “kollektive virkemidler” er primært etablering af vådområder og minivådområder, som kan etableres frivilligt af landmænd mod et offentligt tilskud. De sidste 1.000 ton kvælstofreduk-

tion består af miljøkrav bundet op på EU's arealstøtte, samt indsatser for punktkilder, jf. boks I.2.

Tabel I.2 Kvælstofindsats frem mod 2021

	Reduktion i udledning
	1.000 ton kvælstof pr. år
Ny målrettet regulering	3,5
Kollektive virkemidler	2,5
Sum af andre mindre indsatser	1,0
I alt	7,0

Anm.: Tabellen viser effekten i 2021.

Kilde: Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (2016a).

Udformning af ny kvælstofregulering endnu ikke vedtaget

Den nye målrettede kvælstofregulering med udvaskningsadgange er skitseret i den politiske aftale om Fødevarer- og landbrugspakken fra december 2015. Hvordan disse udvaskningsadgange kommer til at blive udformet, er dog endnu ikke vedtaget. I afsnit I.3 diskuteres forskellige modeller for regulering af kvælstofudledningen fra landbruget. I den sammenhæng ses der nærmere på, hvordan den beskrevne regulering med udvaskningsadgange kan tolkes.

Reduceret indsats på kort sigt

Med aftalen om Fødevarer- og landbrugspakken blev det besluttet at lempe en stor del af den eksisterende regulering, og at en del af den i udgangspunktet planlagte regulering ikke skal implementeres. Indsatsbehovet på en reduktion i årlig udledning på 7.000 ton kvælstof frem mod 2021 beskrevet i vandområdeplanerne er beregnet efter Fødevarer- og landbrugspakken blev vedtaget og medtager således effekten af den udfasede regulering. Lempelsen af den eksisterende regulering sker allerede i løbet af 2016-17, mens den målrettede regulering først træder i kraft i løbet af 2018-19. Dette kan man se af tabel I.3, som viser de lempelser, som Fødevarer- og landbrugspakken medfører år for år samt de indsatser, som skulle modsvare dette og opnå målene i vandområdeplanerne frem mod 2021. Den øverste række viser effekten af den lempede regulering, som indgår i baselinefremskrivningen af udledningen i 2021. De to nederste

rækker viser de indsatser, som er implementeret med vandområdeplanerne. Bemærk dog, at indsatserne i 2021 summer til 7.600 ton kvælstof og ikke de 7.000 som angivet i de endelige vandområdeplaner, jf. tabel I.2. Dette skyldes blandt andet, at man efter aftalen om Fødevarer- og landbrugspakken genbereggede indsatsbehovets fordeling mellem danske og udenlandske reduktioner.

Aftalen udskyder målopfyldelse nogen steder

Indgåelse af aftalen om Fødevarer- og landbrugspakken betyder, at de totale udledninger af kvælstof til kystvandene er større for perioden 2016-19 end før aftalen blev indgået. Totalt set udledes der mere henover perioden 2016-21 med denne aftale end uden. Dette betyder, at tilstanden i nogle kystvande kan blive forværret, eller det kan forsinke, hvornår god økologisk tilstand opnås. Hvis tilstanden forværres kan det betyde, at fremtidige kvælstofudledninger skal reduceres yderligere for at nå målet om god økologisk tilstand, da økosystemet får sværere ved at genetablere sig. Dette fænomen, hysteresis, er beskrevet nærmere i De Økonomiske Råds formandskab (2015). Der kan således være en samfundsøkonomisk omkostning forbundet med at nå målet langsommere. Der er dog efterfølgende etableret en midlertidig efterafgrødeordning, hvor yderligere efterafgrøder skal reducere udledningen i 2017 med 1.400 ton og i 2018 med 1.200 ton. Disse efterafgrøder skal placeres, hvor effekten på kystvande eller grundvand forventes at være størst. Ordningen skal forhindre direktivstridige merudledninger til grundvand og kystvand.

Tabel I.3 Effekter af aftalen om Fødevarer- og landbrugspakken

	2016	2017	2018	2019	2020	2021
	----- 1.000 ton kvælstof udledt -----					
Lempet regulering mv. ^{a)}	3,5	5,0	5,3	5,5	5,8	5,9
Målrettet regulering	-	-	-	-1,3	-2,5	-3,8
Andre indsatser	-1,6	-2,5	-3,0	-2,9	-3,5	-3,8
Samlet effekt af aftalen	1,9	2,5	2,3	1,4	-0,3	-1,6

a) Primært udfasning af reducerede normer og dertil andre mindre lempelser.

Anm.: Tabellen viser effekten af aftalen om Fødevarer- og landbrugspakken. Disse tal blev fremlagt i februar 2016, før vandområdeplanerne var på plads, og de endelige tal i vandområdeplanerne for 2021 afviger derfor fra denne tabel – f.eks. er den samlede effekt af den målrettede regulering i 2021 kun 3.500 ifølge vandområdeplanerne og ikke 3.800 ton, som vist i denne tabel. Den afskaffede regulering i første række indgår i baselinefremskrivningen for kvælstofudledningen og udgør dermed en del af indsatsbehovet. De to næste rækker er de indsatser, som er planlagt for at nå målet i vandområdeplanerne i 2021.

Kilde: Miljø- og Fødevarerministeriet (2016).

Indsats i Danmark versus andre lande

Større pres på landbrug i Danmark end i nabolande

Vandrammedirektivet fastslår et fælles mål om god økologisk tilstand i alle EU-lande, uafhængig af de enkelte landes udgangspunkt med hensyn til geografi, arealanvendelse og hydrologi. En række særlige danske forhold medfører, at danske landmænd skal reguleres hårdere end landmænd i andre lande omkring os, for at nå dette fælles mål, jf. De Økonomiske Råds formandskab (2015). Det skyldes blandt andet, at Danmark har en stor andel af kystvande og kystlinje i forhold til det totale areal, og at der er relativt kort fra mark til kystvand. Samtidig er Danmarks mange indre farvande særligt følsomme for tilførslen af kvælstof sammenlignet med mere åbne farvande, som de fleste andre lande vi sammenligner os med har en større andel af. Dette gælder f.eks. Holland, Storbritannien og store dele af Tyskland. Danmark har derudover en af de største andele af intensivt dyrket areal i EU. Alt i alt betyder det, at der skal gøres relativt meget i Danmark for at nå målene i vandrammedirektivet. Da landmændene tegner sig for hovedparten af udledningerne, betyder det, at dansk landbrug skal reguleres hårdere end landbruget i vores nabolande.

Høje omkostninger muliggør dispensation fra EU-mål

Det særligt høje indsatsbehov i det danske landbrug tilsiger, at det særligt for Danmark kan være relevant at vurdere, om omkostningerne er uforholdsmæssigt store i forhold til gevinsterne. Dette kan anvendes som grundlag for en dispensation fra vandrammedirektivet til enten at udskyde eller slække på målsætningen for enkelte delvandoplande. Uforholdsmæssigt store omkostninger er anvendt som begrundelse for en stor del af de kvælstofmålsætninger, som er udsendt til efter 2021. Hvordan disse omkostninger er opgjort, og om de er sammenholdt med gevinsterne, fremgår dog ikke af vandområdeplanerne, jf. Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (2016a).

Omkostnings-effektivitet vigtig

I kapitlet tages indsatsbehovet for givet. Uanset om det ud fra en samfundsøkonomisk vinkel er det rette indsatsbehov, vil der være en samfundsøkonomisk gevinst ved at tilrettelægge den givne reduktionsindsats omkostningseffektivt.

Andre miljøeffekter

Relevant også at se på andre effekter

Kvælstofudledningen til de danske kystvande kommer, som nævnt, primært fra landbrugets anvendelse af gødning. Dette er dog ikke den eneste miljøeffekt ved brug af gødning. I forbindelse med regulering af kvælstofudvaskningen kan det derfor også være nødvendigt at se på de øvrige miljøeffekter, hvoraf nogle også er pålagt internationale forpligtelser i form af blandt andet EU's grundvandsdirektiv og habitatdirektiv. Boks I.3 skitserer kort de væsentligste miljøeffekter. I resten af kapitlet tages der primært udgangspunkt i miljøeffekten i kystvandene, men de øvrige miljøeffekter diskuteres også. Der ses også i analyserne nærmere på effekten i grundvandet.

Boks I.3 Miljøeffekter forbundet med brug af gødning i landbruget

Når kvælstof udvaskes kan det ende i:

- Grundvandet, hvor det kan give for højt indhold af nitrat, hvilket kan være sundhedsskadeligt
- Næringsfattige naturtyper, som ikke kan tåle den øgede tilførsel af kvælstof
- Søer og kystvande, hvor for højt næringsstofindhold kan ødelægge det naturlige økosystem

Flere EU-direktiver sætter mål og rammer for begrænsningen af ovennævnte miljøeffekter, herunder EU's grundvands-, nitrat-, vandramme- og habitatdirektiver.

Næringsstoffet fosfor indeholdt i gødning, kan ligeledes være et problem for økosystemet i særligt søer og i nogle tilfælde også i fjorde.

Husdyrbrug og anvendelse af husdyrgødning betyder desuden, at kvælstofforbindelsen ammoniak spredes med luften. Det kan give anledning til:

- Algevækst på f.eks. bygninger
- Reduktion i biodiversiteten: For høje tilførsler af kvælstof til naturtyper såsom højmoser, der naturligt indeholder meget lave niveauer af kvælstof, leder til udkonkurrering af arter og dermed færre arter
- Helbredsomkostninger: ammoniak omdannes til partikler, som er sundhedsskadelige

Derudover kan anvendelsen af kvælstof give udledninger af lattergas samt andre relaterede drivhusgasser.

Udvaskning af kvælstof kan belaste grundvand

Når kvælstof udvaskes havner en del, som beskrevet i boks I.1, i grundvandet. Her kan det give anledninger til for høje koncentrationer af nitrat, som kan være sundhedsskadeligt, så grundvandet ikke kan anvendes som drikkevand. Grundvandsdirektivet sætter grænseværdier for, hvor meget nitrat, der må være i grundvandet. Grundvand leder også i nogle tilfælde til vandløb og kvælstoffet kan ad den vej belaste kystvandet. Grundvandet kan også lede kvælstof til våde naturområder, som ikke kan tåle for høje kvælstoftilførsler. Som følge af EU's habitatdirektiv er Danmark forpligtet til at beskytte en del af disse naturområder mod for høj kvælstoftilførsel.

I.3 Beskrivelse af reguleringsformer

Regulering bør målrettes tre forskellige forhold

Regulering af landbrugets kvælstofudledning bør være målrettet både retention og indsatsbehov for at opnå de danske mål for reduktioner i kvælstofudledningen omkostnings-effektivt. Dette skyldes, at der er store forskelle i indsatsbehovet mellem de forskellige delvandoplande og i retentionen indenfor de forskellige delvandoplande, jf. afsnit I.2. Desuden kan der være stor forskel på bedrifteres marginale reduktionsomkostninger. Det er derfor også vigtigt, at der er fleksibilitet i reguleringen, så reduktionerne kan ske der, hvor det er billigst.

Målretning reducerer omkostninger

Tidligere analyser af omkostningerne ved at nå målene i vandområdeplanerne viser generelt, at omkostningerne ved en regulering, som ikke er målrettet forskelle i retentionen, er højere, end hvis reguleringen målrettes retentionen, jf. De Økonomiske Råds formandskab (2015) og Jacobsen (2012, 2014 og 2016).

Sammenligning af forskellige reguleringstyper med optimal regulering

I dette afsnit beskrives forskellige former for regulering af landbrugets kvælstofudledning, som enten har været anvendt eller er foreslået anvendt. I afsnittet sammenlignes fordele og ulemper ved de forskellige former for regulering med en (hypotetisk) optimal regulering af kvælstofudledninger, hvor regulatoren har fuld information om udledningen fra hver enkelt bedrift. Der ses på, hvor målrettede reguleringerne er i forhold til indsatsbehov og retention, og hvor fleksible de er i forhold til at tage hensyn til forskelle i bedrifteres reduktionsomkostninger. I afsnit I.4 præsenteres konkrete beregninger af de samfundsøkonomiske omkostninger og fordelingsvirkningerne ved at mindske udledningen af kvælstof med de beskrevne former for regulering.

Optimal regulering

Korrekt incitament afspejler eksternaliteter

Hvis der ikke er nogen regulering af kvælstofudledningen, har landbruget ikke økonomisk incitament til at tage hensyn til skaden i vandmiljøet, når der vælges husdyrhold, afgrøder og hvor meget gødning, der tilføres den enkelte afgrøde. En optimal regulering bør korrigere incitamenterne, så landmænd indregner de samfundsøkonomiske omkostninger ved udledningen af kvælstof til kystvandet. Dette vil kræve, at reguleringen er målrettet følgende tre dimensioner:

- Geografiske forskelle i behovet for at reducere kvælstofudledningerne
- Forskelle i retentionen, der medfører, at samme indsats forskellige steder ikke har samme effekt
- Forskelle mellem bedrifteres omkostninger ved at reducere udledningen af et kg kvælstof givet retention

Korrekt incitament: afgift på faktisk udledning

I princippet ville en differentieret afgift på den enkelte bedrifts *faktiske* udledning til kystvandet kunne give det rette incitament til hvert enkelt landbrug, hvis en sådan differentieret afgift var mulig at indføre. Da der er stor forskel på, hvor meget kvælstof et vandområde kan tåle, skulle afgiften være højere i delvandoplande med et højt indsatsbehov end i områder med et lavt indsatsbehov.

Omkostnings-effektivt regulering

En differentieret afgift på faktisk udledning ville give det rette incitament til, at bedrifter vælger den samfundsøkonomiske mest optimale kombination af kvælstofreducerende tiltag såsom at nedsætte tilførslen af kvælstof, reducere husdyrhold og vælge afgrøder med lav udledning. Samtidig vil en sådan regulering bevirke, at det er de bedrifter, der har de laveste marginale reduktionsomkostninger, som gør mest for at reducere udledningen. Den samlede udledning bliver på den måde reduceret billigst muligt. Der kan også ske mere strukturelle ændringer i landbrugets sammensætning og placering. Dette uddybes senere i afsnittet.

Afgift på faktisk udledning ikke mulig i praksis

I praksis er det på nuværende tidspunkt ikke muligt at indføre en målrettet differentieret afgift på hver enkelt bedrifts *faktiske* udledning, fordi de præcise udledninger fra den enkelte bedrift til kystvandet ikke kan måles.

Andre former for regulering

Der ses i det følgende derfor på en række andre former for regulering:

- Ensartede kvælstofnormer
- Differentierede kvælstofnormer
- Udvaskningsadgange: to tolkninger af den målrettede regulering beskrevet i Fødevare- og landbrugs-pakken
- Målrettede afgifter på *beregnet* udledning

Ensartede kvælstofnormer

Ens regulering af alle

Regulering af landbrugets kvælstofudledning har i mange år bestået af en ikke-målrettet regulering. Den primære reguleringsmekanisme har frem til fornylig været de såkaldte reducerede kvælstofnormer. Disse ensartede kvælstofnormer indebar, at alle bedrifter maksimalt måtte gøde samme pct.andel under, hvad der var driftsøkonomisk optimalt, givet valg af afgrøder.⁴

Reguleringen manglede vigtige incitamenter

Normreguleringen bidrog til at begrænse brugen af gødning, men normerne gav ikke landmanden det rette incitament til at vælge afgrøder med en lav udvaskning eller til at ændre på husdyrproduktionen.⁵ Reguleringen tog heller ikke højde for, at det kunne være dyrere for nogle bedrifter at reducere gødsningen end for andre, for forskelle i indsatsbehov mellem delvandoplande eller for forskelle i retention indenfor de enkelte delvandoplande.

Omfattende administration

En forudsætning for normerne er, at den enkelte landmand skal føre et omfattende gødningsregnskab, hvor blandt andet afgrødevalg, antal husdyr og håndtering af husdyrgødning

4) Reduktionen af normerne er ved at blive udfaset, så der fremover ikke er en normreduktion men stadig et loft på gødningstildelingen på 100 pct. af det driftsøkonomiske optimale.

5) Tværtimod kunne normreguleringen give incitament til at vælge afgrøder med et højt niveau af optimal kvælstofgødningstilførsel, da landmanden på den måde ville få flere kg kvælstof at fordele på sin bedrift. Tilsvarende modregnes husdyrgødning med dets gødningsværdi, hvorved der ikke tages højde for den ekstra udvaskning, husdyrgødning medfører.

indgår. Dette medfører administrative omkostninger for såvel den enkelte landmand som for regulator.

Differentierede normer

Normer differentieret efter retention og indsatsbehov

I forbindelse med udarbejdelsen af vandområdeplanerne for 2015-21 blev det diskuteret at erstatte de ensartede normer med en form for differentierede kvælstofnormer. Disse differentierede normer blev imidlertid aldrig vedtaget. De differentierede normer skulle i princippet fungere som de ovenfor beskrevne, men være målrettede indsatsbehovene i delvandoplandene og retentionen på den enkelte bedrift, jf. Miljøstyrelsen (2014).⁶ Dette er mere målrettet end de ensartede normer, men giver stadig ikke bedrifterne det rette incitament til at vælge afgrøder, som resulterer i en lavere udledning, eller til at ændre på husdyrproduktionen.

Udvaskningsadgange

Ens grænse for udvaskning pr. ha i hvert delvandopland

Den overordnede ide med kvælstofreguleringen beskrevet i Fødevarer- og landbrugspakken er, at hver bedrift tildeles en ret, – en *udvaskningsadgang* – til at udvaske et bestemt antal kg kvælstof pr. ha.⁷ Denne udvaskningsadgang varierer pr. delvandopland og er bestemt ud fra den gennemsnitlige retention i delvandoplandet og den nødvendige kvælstofreduktion i delvandoplandet. Udvaskningsadgangen pr. ha er dermed den samme for alle bedrifter i det samme delvandopland.

To tolkninger af udvaskningsadgange

Da den konkrete udformning af udvaskningsadgangene endnu ikke er fastlagt, har det været nødvendigt at gøre nogle antagelser om reguleringen for at kunne analysere den. Der beskrives derfor i det følgende to forskellige tolkninger af denne regulering. I den første tolkning er udvask-

- 6) For at udjævne indsatskravet mellem bedrifter var der i forslaget lagt op til, at normerne var en kombination af ensartede og differentierede normer, samt at der var et loft for, hvor høje normreduktionerne måtte være. I dette kapitel tages der dog udgangspunkt i fuldt differentierede normer uden disse begrænsninger.
- 7) Se evt. definition af *udvaskning* i boks I.1 i afsnit I.2. Udvaskning er forskellig fra tildeling af kvælstof samt forskellig fra udledning af kvælstof, som afhænger af retentionen.

ningsadgangene baseret på en form for normregulering, mens den anden tolkning indeholder flere omkostnings-effektiviserende elementer. Blandt andet gøres udvaskningsadgangene omsættelige.

En tolkning: ens normer pr. delvandopland

I tolkningen med de normbaserede udvaskningsadgange skal alle bedrifter inden for samme delvandopland reducere tilførslen af gødning lige meget i forhold til deres nuværende brug af kvælstof, svarende til en bestemt pct. andel under driftsøkonomisk optimal tildeling. Dette baseres på en antagelse om, at alle bedrifter i det samme delvandopland i udgangspunktet udvasker det samme pr. ha. I praksis svarer det til en form for normregulering, hvor normerne er differentieret efter indsatsbehovet i delvandoplandet.

Samme ulemper som med fuldt differentierede normer og mindre målrettet

Med denne tolkning af udvaskningsadgange er der de samme ulemper som ved differentierede normer. Der er således ikke det rette incitament til at vælge afgrøder, som udleder mindre kvælstof, og til at reducere husdyrproduktionen. Dertil kommer, at udvaskningsadgangene kun er differentieret efter den gennemsnitlige retention i et delvandopland.

Anden tolkning: ens ret pr. ha til beregnet udvaskning pr. delvandopland

Den anden tolkning af udvaskningsadgangene er, at hver bedrift inden for et givet delvandopland tildeles den samme rettighed til at udvaske en bestemt mængde kvælstof pr. ha i form af omsættelige udvaskningsadgange. Den afgørende forskel på denne og den normbaserede tolkning er, at retten defineres i forhold til beregnet udvaskning og ikke i forhold til kvælstofnormer.⁸ Reguleringen vil således påvirke afgrødevalget, men ikke hvor meget gødning der tildeles hver afgrøde. Denne tolkning vil betyde, at nogle bedrifter vil skulle reducere deres udvaskning betydeligt, mens andre måske kan øge deres udvaskning. Disse udvaskningskvoter antages derfor at kunne handles inden for det enkelte delvandopland, hvilket vil bidrage til at udjævne omkostningerne for bedrifterne, og til at udvaskningerne reduceres der, hvor det er billigst.⁹

8) Det uddybes nærmere i underafsnittet om målrettede afgifter, hvad der ligger i betegnelsen *beregnet*.

9) Hvis der er delvandoplande med få bedrifter, vil der ikke være et marked med fuld konkurrence. At tillade handel vil dog stadig være bedre end ikke at gøre det, da det stadig i et vist omfang vil

Udvaskningskvoter mere målrettet end en normbaseret tolkning

De omsættelige udvaskningsadgange er en mere omkostningseffektiv tolkning af reguleringen med udvaskningsadgange end de normbaserede udvaskningsadgange, da denne tolkning af reguleringen er mere målrettet den egentlige eksternalitet og tillader fleksibilitet i bedrifternes tilpasning gennem handel. Heller ikke denne tolkning er dog målrettet forskelle i retentionen inden for et delvandopland.

Målrettede afgifter

Formandskabets forslag: afgifter på beregnet udledning

Der ses i dette afsnit nærmere på en regulering med målrettede afgifter, baseret på principperne bag et forslag fra Formandskabet i 2015, jf. De Økonomiske Råds formandskab (2015). De målrettede afgifter er en mekanisme til regulering af kvælstofudledning bestående af to dele: en afgift på *beregnet* udledning og en afgift på kvælstofinput.¹⁰ Afgiften på *beregnet* udledning af kvælstof skal variere efter reduktionsbehovet i hvert delvandopland. Den *beregnete* udledning af kvælstof til kystvandet fra hver bedrift vil afhænge af nogle fastlagte kriterier for, hvad afgrødevalg, jordtype, retention mv. betyder for udledningen. I reguleringen antages det, at der gødes driftsøkonomisk optimalt. Afgiften på beregnet udledning omregnes til en fast afgift pr. dyrket ha, som pålægges den enkelte landmand. Størrelsen på afgiften afhænger af, hvilken afgrøde der dyrkes. Afgiften påvirker således ikke, hvor meget gødning, der tildeles afgrøderne.

Evt. kombineret med afgift på kvælstofinput

Den målrettede afgift på beregnet udledning kan kombineres med en ensartet afgift på kvælstofinput (i kunstgødning og i foder). Den ensartede afgift på kvælstofinput skal give den tilskyndelse til mindre brug af kvælstof, som "mangler" ved afgiften på den *beregnete* udledning. Den ensartede afgift på kvælstofinput betyder dog, at også delvandoplande uden indsatsbehov reguleres, hvilket vil være en samfundsøkonomisk omkostning, som modvirker gevinsten ved at

kunne reducere de samlede samfundsøkonomiske omkostninger ved reguleringen.

10) Det oprindelige forslag var *kvotemarkeder* for beregnet udledning samt en afgift på kvælstofinput. Der var lagt op til 23 separate kvotemarkeder – et for hvert hovedvandopland. Med 90 delvandoplande med hver sin målsætning anbefales *afgifter* på beregnet udledning, da kvotemarkeder forventeligt vil blive for små.

kombinere de to instrumenter.¹¹ Analysen i afsnit I.4 viser, at det derfor ikke kan betale sig at indføre denne inputafgift for at nå 2021-målene. Fremadrettet henviser betegnelsen “målrettede afgifter” derfor kun til afgifter baseret på beregnet udledning under antagelse om driftsøkonomisk optimal kvælstoftilførsel. Det kan dog ikke afvises, at inputafgiften kan blive relevant, når 2027-målene skal opnås.

Tiltag foretages, hvor det er billigst

De målrettede afgifter har den fordel i forhold til de øvrige reguleringer, at der i større grad gives incitament til at reducere udledningen af kvælstof fra de bedrifter i delvandoplandet, hvor omkostningerne ved reduktionerne er lavest. Denne effekt vil bidrage til, at de marginale reduktionsomkostninger i delvandoplandet bliver ensartede. Hver bedrift vil således reducere sine beregnede udledninger, indtil de marginale reduktionsomkostninger er lig afgiften på de beregnede udledninger.

Langsigtede effekter

Private omkostninger bør afspejle samfundets omkostninger

Alle de analyserede reguleringer begrænser udledningen af kvælstof fra de forskellige bedrifter mere eller mindre omkostningseffektivt. En vigtig forskel mellem reguleringerne er, om bedrifterne belastes økonomisk svarende til den udledning, de ender med at forårsage under den pågældende regulering. Hvis bedrifterne ikke belastes økonomisk, i forhold til den udledning de forårsager, kan det forvride investeringer og lokaliseringsbeslutninger i landbrugssektoren, jf. kapitel II.

Dette giver også gevinster fra strukturel tilpasning

Hvis de privatøkonomiske omkostninger ved udledning afspejler de samfundsøkonomiske omkostninger, vil det give anledning til fordelagtige strukturelle omlægninger. Således gives et incitament til, at husdyrproduktionen i højere grad placeres, hvor skadesomkostningerne forbundet ved den merudledning, som husdyrgødning giver anledning til, er så lave som muligt. Det samme gælder for dyrkning af de afgrøder, som udvasker mest pr. ha.

11) Der er delvandoplande, hvor kvælstofudledningen ikke behøver at blive reduceret for at nå målet for 2021, jf. afsnit I.2.

Målrettede afgifter giver mest korrekte langsigtede incitament

De målrettede afgifter opnår den største andel af disse langsigtede fordele blandt de undersøgte reguleringer. Dette skyldes, at bedrifternes afgiftsbetalinger afspejler omkostningerne ved de udledninger, de ender med at forårsage under reguleringen under antagelse af, at der gødes driftsøkonomisk optimalt. I modsætning hertil svarer regulering ved hjælp af ensartede normer, differentierede normer samt de normbaserede udvaskningsadgange til at uddele gratis tilladelser til at tilføre kvælstof til bedriften. Mængden af disse gratis tilladelser afhænger af størrelsen på produktionen. Tildeling af de omsættelige udvaskningsadgange svarer ligeledes til at uddele gratis tilladelser til at udvaske kvælstof, medmindre det sikres, at tildelingen afkobles produktionsbeslutningerne på bedrifterne. Hvis udvaskningsadgangene implementeres som omsættelige udvaskningsadgange er det således vigtigt, at denne afkobling af tildelingen sikres, for eksempel ved at udvaskningsadgangene tildeles uafhængigt af, om der fortsat dyrkes på arealerne, jf. senere analyse i afsnit I.4. I dette tilfælde vil det eneste, der adskiller langsigtede effekter ved de omsættelige udvaskningsadgange fra målrettede afgifter, være, at de omsættelige udvaskningsadgange ikke er målrettet retentionen.

Sammenligning af reguleringerne

I det følgende sammenlignes fordele og ulemper ved de forskellige former for regulering i tabel I.4.

Hypotetisk optimal regulering

Optimal regulering ville være en differentieret afgift på faktisk udledning, hvis en sådan afgift kunne gennemføres i praksis. Det er dog ikke muligt i dag, og der er derfor tale om en hypotetisk reguleringsform. En afgift på den faktiske udledning ville give hver bedrift incitament til at mindske tilførslen af kvælstof, vælge afgrøder med en lavere udvaskning og ændre husdyrproduktionen, jf. tabel I.4. Afgiften skulle i hvert delvandopland sættes, så kvælstofreduktionsmålet for delvandoplandet blev nået.

Tabel I.4 Fordele og ulemper ved de forskellige former for regulering

	Optimal regulering (Hypotetisk)	Ensartede normer	Differentierede normer	Normbaserede udvaskningsadgange	Omsættelige udvaskningsadgange	Måltrettede afgifter
Incitament til at:						
- mindske tilførsel af kvælstof givet afgrøde	+	+	+	+	-	(+)
- vælge afgrøder med lavere udvaskning (inkl. brak)	+	-	-	-	+	+
- ændre husdyrproduktionen ^{a)}	+	-	-	-	+	+
Måltrettet i forhold til:						
- kvælstofreduktionsmål	+	-	(+)	(+)	(+)	(+)
- retention, givet reduktionsmål	+	-	(+)	-	-	(+)
- marginale reduktionsomkostninger givet retention og mål	+	-	-	-	(+)	(+)
Ikke incitament til ulovlig handel med kvælstof mellem bedrifter	+	- ^{b)}	-	-	+	+
Langsigtede incitament til omkostnings effektiv lokalisering og investering	+	-	-	-	(+)	(+)

a) En ændring i husdyrproduktionen kan bestå i at ændre sammensætningen eller antallet af dyr eller anvende produktionsmetoder, som giver en øget udnyttelsesgrad af kvælstoffet i foderet.

b) De ensartede normer giver et vist, men dog begrænset, incitament til ulovlig handel med kvælstof; incitamentet til ulovlig handel vil dog være mindre end ved differentierede normer eller normbaserede udvaskningsadgange.

Anm.: Tabellen er nærmere forklaret i teksten. Ingen reguleringer kan i praksis måltrettes fuldt ud, idet man ikke kan måle den faktiske udledning. Reguleringer kan derfor kun være approksimativt måltrettede. Derfor bruges betegnelsen "(+)" .

Ensartede normer ikke målrettede

Ensartede kvælstofnormer pålægger hver bedrift at reducere brugen af kvælstof, men normerne er ikke målrettet på nogen måde, jf. tabel I.4. Som nævnt tidligere, giver normregulering heller ikke incitament til at vælge afgrøder, som mindsker udledningen, ligesom der er uheldige incitamenter i forhold til husdyrbruget.

Differentierede normer målrettet retention

Differentierede kvælstofnormer ville målrette den reducerede brug af kvælstofgødning i forhold til forskelle i reduktionsmål og retentionen på bedrifterne. Normerne fungerer dog stadig således, at der ikke gives incitament til at vælge afgrøder med en lavere udvaskningsgrad eller tilpasse husdyrbruget. Af tabel I.4 ses det i øvrigt, at reguleringen ikke vil udligne de marginale reduktionsomkostninger mellem bedrifter.

Normbaserede udvaskningsadgange mindre målrettet

De *normbaserede* udvaskningsadgange giver incitament til at reducere brugen af kvælstof på nogenlunde samme måde, som de differentierede normer og har de samme svagheder med hensyn til incitament i forhold til afgrødevalg og husdyr og ikke mindst ulovlig handel med kvælstof. Den største forskel er, at reguleringen ikke målrettes forskelle i retentionen indenfor hvert delvandopland. Det skyldes, at normerne er ens for alle bedrifter i samme delvandopland.

Omsættelige udvaskningsadgange medtager flere incitamenter

Omsættelige udvaskningsadgange giver flere af de ønskede incitamenter til afgrødevalg og hensigtsmæssige ændringer i husdyrproduktionen ligesom incitamenter til ulovlig handel undgås. Reguleringen er dog lige så lidt målrettet retentionen inden for det enkelte delvandopland som de normbaserede udvaskningsadgange, jf. tabel I.4. Muligheden for handel med udvaskningsrettighederne gør, at reguleringen er målrettet marginale reduktionsomkostninger, inden for hvert delvandopland, således at de marginale reduktionsomkostninger udlignes mellem bedrifter i samme delvandopland.

Målrettede afgifter tæt på optimal regulering

Bedrifter, der er pålagt *målrettede afgifter* på beregnet udledning, har både incitament til at ændre afgrødevalg og ændre husdyrproduktionen målrettet, så bedrifter med det højeste reduktionsmål, laveste retention samt de laveste reduktionsomkostninger vil gøre mest. Dette er den af de analyserede reguleringer, som kommer nærmest den opti-

male regulering jf. tabel I.4. Målrættede afgifter er tillige den regulering, som giver de mindst forvridende incitamenter til langsigtet erhvervsstruktur og lokalisering.

Incitament til ulovlig handel kan være et problem ved normregulering

Et væsentligt problem ved både differentierede normer og normbaserede udvaskningsadgange er, at værdien for den enkelte bedrift af et kg kvælstofgødning vil variere meget fra bedrift til bedrift. Hvis en landmand kun har lov til at bruge lidt gødning på sin bedrift, vil værdien af et ekstra kg gødning således være høj. Ved en tilstrækkelig stor forskel i værdien af gødning mellem bedrifter, kan det give incitament til at handle ulovligt med gødning uden om registreringen. Om den ulovlige handel indtræffer, afhænger dog af flere forhold, såsom risikoen for at blive opdaget, straffens størrelse, såfremt den ulovlige handel opdages, transportomkostninger ved ulovlig handel samt personlige præferencer for ikke at gøre noget ulovligt. Risikoen for omgåelse kan betyde, at den reelle fordeling af gødning nærmer sig fordelingen under de ensartede normer, hvorved målet for kvælstofreduktionen ikke nås, og omkostningsreduktionen ikke realiseres. For at nå målet skal normerne strammes, hvorved omkostningerne ved reguleringen stiger.

Øvrige reguleringer giver ikke dette incitament

Da de omsættelige udvaskningsadgange og de målrættede afgifter ikke begrænser kvælstoftilførslen, opstår problemstillingen med ulovlig handel med kvælstof ikke. Disse reguleringer baseres på afgifter eller kvoter i forhold til afgrødevalget, som kan kontrolleres, og for afgifters vedkommende eventuelt en ensartet afgift på kvælstof, som ikke fører til forskelle i kvælstoffets værdi mellem de enkelte bedrifter.

Øvrige virkemidler

Flere virkemidler til kvælstofreduktion

I ovenstående gennemgang af de forskellige reguleringer er der set på, om de påvirker tilførsel af kvælstof, afgrødevalg og husdyrproduktion. Det er disse virkemidler til reduktion af kvælstofudledning, som også indgår i de efterfølgende analyser. Der eksisterer dog, som beskrevet i afsnit I.2, også andre former for virkemidler til reduktion af kvælstofudledningen, såsom våd- og minivådområder, efterafgrøder mv. De væsentligste af disse er medtaget i analysen i afsnit I.4.

Jo flere virkemidler des bedre

Alle virkemidler kan i princippet indgå i alle de beskrevne former for regulering, således at det er bedrifterne, som skal bedømme, hvornår det er fordelagtigt at anvende forskellige former for virkemidler. Ud fra et samfundsøkonomisk synspunkt bør dette tilstræbes. Det diskuteres i afsnit I.5, hvordan dette kan gøres. Jo flere virkemidler der indgår i reguleringen, jo mere fleksibel kan reguleringen blive i forhold til at reducere udledningen omkostningseffektivt. Det skyldes, at omkostningsafvejningen mellem de enkelte virkemidler så ligger hos den enkelte landmand, som (evt. i samarbejde med en landbrugskonsulent) er den, der har de bedste informationer til at foretage denne afvejning korrekt.¹²

Opdeling af virkemidler i hidtidig regulering ...

Der er i dag et generelt krav om efterafgrøder, som alle bedrifter har pligt til at opfylde. I de senere år har en række alternative virkemidler såsom tidlig såning og randzoner kunnet anvendes til at opfylde efterafgrødekravet. I den hidtidige regulering med ensartede normer kunne man endvidere forøge sin kvote for kvælstoftildeling, dvs. sin individuelle norm, ved at anvende flere efterafgrøder, end der var påkrævet. Incitamentet til skovrejsning, vådområder mv. indgik derimod ikke direkte i kvælstofreguleringen. Incitamentet til disse blev i stedet givet med (ensartede) tilskud til etablering.

... og i den planlagte regulering

I aftalen om Fødevarer- og landbrugspakken lægges der op til, at denne opdeling af virkemidlerne fortsættes. Dyrkningsrelaterede virkemidler såsom efterafgrøder og tidlig såning kan således anvendes til at opfylde udvaskningsadgangene med. Dertil gives tilskud til frivillig anvendelse af virkemidler såsom vådområder og skovrejsning, uden at det ser ud til, at kunne indgå i bedrifternes opfyldelse af udvaskningsadgangene. Disse virkemidler, der i Fødevarer- og landbrugspakken omtales som "frivillige kollektive virkemidler", skal ifølge aftalen udgøre halvdelen af indsatsen for at nå målet om en reduktion i den årlige udledning af kvælstof på 7.000 ton i 2021, jf. tabel I.2 i afsnit I.2.

12) Dette kræver dog, at der stilles tilstrækkelig med viden til rådighed, til at kunne bedømme effekt og omkostninger ved forskellige former for virkemidler. Betydningen for valg af virkemidler af eventuelle andre uregulerede eksternaliteter diskuteres i afsnit I.5.

Alle virkemidler inkluderet i de målrettede afgifter

I de målrettede afgifter vil anvendelsen af alle virkemidler kunne indgå således, at etableringen af f.eks. et vådområde vil give anledning til en reduktion i den afgift, som bedriften skal betale, svarende til den reduktion af kvælstofudledningen, som det beregnes at vådområdet vil resultere i, jf. De Økonomiske Råds formandskab (2015).

Opdeling af indsatser uheldig

Inkluderingen af alle virkemidler i reguleringen er vigtig for at sikre en omkostningseffektiv fordeling af indsatser mellem de forskellige typer af indsatser. Opdelingen af indsatser i “individuelle” og “kollektive” virkemidler risikerer at medføre en uhensigtsmæssig fordeling og dermed forøge de samfundsmæssige omkostninger ved at nå miljømålene.

I.4 Analyse af omkostninger ved forskellige reguleringer

Omkostninger ved forskellige reguleringer analyseres

I dette afsnit præsenteres en række analyser af de samfundsøkonomiske omkostninger ved at benytte forskellige typer af regulering til at reducere landbrugets udledninger af kvælstof. De reguleringer, der analyseres, er beskrevet i afsnit I.3. I afsnittet sammenlignes også de privatøkonomiske omkostninger for landbruget ved de forskellige reguleringer. Derefter foretages en række følsomhedsanalyser. Betydningen af en eventuel ulovlig handel med kvælstof samt effekten af usikkerhed på den opgjorte retention undersøges. Det undersøges også, hvad et geografisk differentieret indsatsbehov af hensyn til grundvandets kvalitet betyder for omkostningerne ved de forskellige reguleringer. Endeligt belyses forskelle i incitamenter til at realisere langsigtede strukturevinster.

Metode

Modelberegninger af bedrifters reaktioner

Analyserne er foretaget på baggrund af beregninger af omkostninger ved og effekter på kvælstofudvaskning af forskellige typer af regulering. Disse beregninger er foretaget med den partielle ligevægtsmodel ESMERALDA. Beregningerne er kombineret med viden om fordeling af forskellige bedriftstyper i de 90 delvandomplande samt lokale reten-

tionsforhold. Analyserne er lavet i samarbejde med forskere fra Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet og Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet. Analyserne er nærmere beskrevet i boks I.4. Yderligere detaljer er beskrevet i et dokumentationsnotat, som findes på De Økonomiske Råds hjemmeside.

Der regnes på mål for 2021 i 90 delvandoplande

Analyserne tager udgangspunkt i, at reguleringen skal opnå de fastsatte mål for reduktion af landbrugets kvælstofudledning i 90 delvandoplande. Målene fremgår af vandområdeplanerne for perioden 2015-21, jf. Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (2016a). Der er foretaget beregninger af omkostningerne ved at opnå en reduktion på i alt 3.500 ton, som den fremtidige regulering ved hjælp af udvaskningsadgange er sat til at skulle opnå i 2021, og på ca. 6.000 ton, som udvaskningsadgange og de kollektive virkemidler tilsammen er sat til at skulle opnå i 2021, jf. afsnit I.2. De kollektive virkemidler inddrages kun i analysen af et indsatsbehov på 6.000 ton. Det samlede indsatsbehov er på 7.000 ton. Det resterende indsatsbehov på ca. 1.000 ton forventes at blive opnået gennem andre typer af indsatser, jf. afsnit I.2. Disse andre indsatser indgår ikke i den målrettede regulering eller i de kollektive virkemidler, og er derfor ikke inddraget i beregningerne.

Boks I.4 Beregning af samfundsøkonomiske omkostninger ved kvælstofmål

Opgørelsen af de samfundsøkonomiske omkostninger ved forskellige typer af regulering er foretaget ved at kombinere analyser foretaget med ESMERALDA-modellen, som er udviklet på Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi ved Københavns Universitet, med geografisk information leveret af Institut for Agroøkologi ved Aarhus Universitet.

ESMERALDA-modellen

ESMERALDA er en partiel ligevægtsmodel for den danske landbrugssektor. ESMERALDA modellerer danske landbrugsbedrifters produktion (herunder afgrødevalg, braklægning og størrelsen af husdyrhold) og anvendelse af produktionsfaktorer (herunder gødningsanvendelse) for 15 bedriftstyper (f.eks. stor plantebedrift med specialafgrøder på sandjord, lille svineproducent osv.). Modellens parametre er fastlagt på baggrund af økonomisk og jordbrugsvidenskabelig forskning. Modellen er kalibreret på baggrund af landbrugets regnskaber. Kalibreringen er foretaget, så den daværende regulering med ensartede normer er ophævet.

Der er ved hjælp af ESMERALDA foretaget beregninger af, hvad forskellige typer af regulering betyder for de 15 bedriftstyper. Disse beregninger er nærmere dokumenteret i Jensen (2017). ESMERALDA modellerer blandt andet, hvordan bedriftenes jordrente og kvælstofudvaskning ændrer sig, alt efter hvilken regulering der pålægges.

ESMERALDA er en komparativ-statisk model, og beregningerne af de samfundsøkonomiske omkostninger tager derfor ikke højde for engangsomkostninger ved at tilpasse f.eks. afgrødevalg og størrelsen på husdyrhold til den ændrede regulering. Dette trækker i retning af, at de samfundsøkonomiske omkostninger ved at indføre ny regulering undervurderes. Det antages i ESMERALDA, at bedrifter ikke skifter bedriftstype som reaktion på regulering. Det er muligt, at det er mere profitabelt for bedrifterne at omlægge produktionen til en anden bedriftstype, end at tilpasse produktionen inden for rammerne af den nuværende bedriftstype. Udeladelsen af denne effekt trækker i retning af, at de samfundsøkonomiske omkostninger overvurderes.

Kombination af ESMERALDA's beregninger og geografisk information

Et geografisk datasæt benyttes til at bestemme den geografiske fordeling af de 15 bedriftstyper i ESMERALDA i Danmarks 90 delvandoplande. Desuden indeholder datasættet information om, hvordan bedriftstyperne i hvert delvandopland fordeles sig på jord med forskellig retention. Denne fordeling er baseret på den nyeste opgørelse af retentionen i Danmark, jf. Højberg mfl. (2015).

Boks I.4 Beregning af samfundsøkonomiske omkostninger ved kvælstofmål, fortsat

Ved at kombinere det geografiske datasæt med beregningerne på ESMERALDA modelleres regulering, der tager højde for forskelle i bedriftstypernes reaktioner, samt at bedriftssammensætningen og retentionen varierer mellem delvandoplande. De samfundsøkonomiske konsekvenser og ændringer i udledningen af kvælstof, der følger af de forskellige typer af regulering, kan således modelleres. Udledningerne, som modelleret i ESMERALDA, og som opgjort i vandområdeplanerne, er tæt korrelerede men ikke identiske. Analysen tager derfor udgangspunkt i de procentuelle reduktioner beskrevet i vandområdeplanerne. Dette kan påvirke niveauet og den geografiske fordeling af de beregnede samfundsøkonomiske omkostninger i mindre grad. Men principperne bag de udførte beregninger og den deraf resulterende rangordning af de undersøgte reguleringer påvirkes ikke.

De samfundsøkonomiske omkostninger opgøres som ændringen i bedrifternes jordrente fratrukket et eventuelt afgiftsprovener. Jordrenten er opgjort i faktorpriser. For at opgøre omkostningerne i forbrugerpriser ganges med en nettoafgiftsfaktor. Til dette formål benyttes en nettoafgiftsfaktorværdi på 1,325, hvilket er i overensstemmelse med tidligere studier (Jacobsen 2014, 2016) samt Finansministeriets anbefalede værdi. Jordrenten, og dermed de samfundsøkonomiske omkostninger, er opgjort i 2011-priser.

En række virkemidler, hvoraf efterafgrøder, tidlig såning, våd- og minivådområder er nogle af de mest omkostningseffektive, indgår ikke i ESMERALDA. Denne udeladelse kan medføre, at omkostningerne ved at nå målsætningerne overvurderes. Brugen af disse virkemidler er derfor tilføjet i de præsenterede beregninger. Visse virkemidler kan give gevinster fra øgede rekreative værdier, nedsat CO₂-udledning m.m., jf. Hasler mfl. (2016). Disse sideeffekter indgår ikke i de præsenterede beregninger. Medregningen af positive sideeffekter ville reducere omkostningerne. Idet effekterne gælder for alle typer regulering, er det usandsynligt, at det vil påvirke rangordningen af de samfundsøkonomiske omkostninger.

De foretagne beregninger er nærmere dokumenteret i et dokumentationsnotat, som findes på De Økonomiske Råds hjemmeside.

Resultater

Målrettede afgifter er mest omkostnings-effektive

De samfundsøkonomiske omkostninger ved de forskellige reguleringsmekanismer er vist i tabel I.5. Det fremgår, at de målrettede afgifter opnår reduktionsmålene billigst. Den samfundsøkonomiske omkostning ved at opnå reduktionsmålsætningen på 6.000 ton på landsplan er årligt 0,58 mia. kr., eller 97 kr. pr. kg reduceret kvælstof, mens den samfundsøkonomiske omkostning ved et mål på 3.500 ton er på 0,30 mia. kr., svarende til 85 kr. pr. kg.

Tabel I.5 Omkostninger ved kvælstofregulering

Reduktionsmål	Ton kvælstof pr. år	
	3.500	6.000
	----- Mia. kr. -----	
Ensartet norm	3,23	4,78
Differentierede normer	0,52	0,91
Normbaserede udvaskningsadgange	0,59	1,03
Omsættelige udvaskningsadgange	0,34	0,64
Målrettede afgifter	0,30	0,58
	Kr. pr. kg kvælstof	
Ensartet norm	920	802
Differentierede normer	149	153
Normbaserede udvaskningsadgange	169	172
Omsættelige udvaskningsadgange	96	107
Målrettede afgifter	85	97

Anm.: Tabellen viser de årlige samfundsøkonomiske omkostninger i forbrugerpriser ved at indføre forskellige typer af regulering, jf. afsnit I.3. De kollektive virkemidler er kun inddraget i analysen af målsætningen på 6.000 ton. Faktorpriser er omregnet til forbrugerpriser vha. en nettoafgiftsfaktor på 1,325, jf. boks I.4.

Kilde: Egne beregninger.

**Stigende
reduktionsmål
giver stigende
omkostninger**

Omkostningerne er højere både totalt og pr. kg, når reduktionsmålet er højere. Den eneste undtagelse er omkostningen pr. kg udledt kvælstof for de ensartede normer. Det skyldes, at de kollektive virkemidler, der udelukkende inddrages i beregningen af omkostningerne ved et reduktionsmål på 6.000 ton, er markant billigere end reduktion ved hjælp af ensartede normer. Et højere indsatsbehov medfører således højere marginale omkostninger for de andre reguleringer, selvom der benyttes flere forskellige virkemidler. Det afspejles i de gennemsnitlige omkostninger pr. kg udledt kvælstof.

**Udvasknings-
adgange er
dyrere regulering
...**

Udvaskningsadgange er en dyrere reguleringsform end målrettede afgifter. Det gælder for begge varianter af udvaskningsadgange. Tolkes reguleringen med udvaskningsadgange som en justering af den hidtidige regulering med normer, bliver de samfundsøkonomiske omkostninger ved reguleringen omkring en halv mia. kr. højere, jf. tabel I.5.

**... men
omsættelige
udvasknings-
adgange billigst**

Tolkes udvaskningsadgange i stedet som omsættelige udvaskningsrettigheder, bliver omkostningerne væsentlig lavere. Dette skyldes, at omsættelige udvaskningsadgange også giver bedrifterne incitament til at vælge afgrøder med lavere udvaskning og til at anvende mindre husdyrgødning. Samtidig giver reguleringen ikke forskelle i de marginale reduktionsomkostninger mellem bedrifter indenfor det samme delvandopland, jf. afsnit I.3. Reguleringen med omsættelige udvaskningsadgange er således mere målrettet den egentlige eksternalitet end normbaserede udvaskningsadgange.

**Differentierede
normer tredje-
billigst**

Differentierede normer er samfundsøkonomisk billigere end normbaserede udvaskningsadgange. Differentierede normer er dog stadig en dyrere måde at opnå kvælstofreduktioner på, end hvis reguleringen foretages ved hjælp af omsættelige udvaskningsadgange eller målrettede afgifter.

**Ensartet norm
er dyrest**

Ikke overraskende medfører en ensartet norm en meget højere omkostning end de øvrige reguleringsformer. Den primære årsag til dette er, at den ensartede norm overregulerer i 89 ud af 90 delvandoplande. For at nå målet om en reduktion på i alt 6.000 ton fordelt på alle 90 delvandop-

lande med en ensartet normreduktion, skal normreduktionen være på 24 pct. under driftsøkonomisk optimum.

Brug af viden om retention sænker omkostningerne

De samfundsøkonomiske omkostninger ved målrettede afgifter er lavere end ved omsættelige udvaskningsadgange, fordi de målrettede afgifter målretter reguleringen efter forskelle i retentionen indenfor de enkelte delvandoplande. Dette er også årsagen til, at omkostningerne ved differentierede normer er lavere end ved normbaserede udvaskningsadgange. Der er altså en samfundsøkonomisk gevinst ved at benytte den eksisterende detaljerede viden om retentionsforhold i reguleringen.

Resultater er sammenlignelige med tidligere analyser

Tidligere studier har ligeledes fundet gevinster ved at målrette reguleringen til lokale forskelle i retentionen, jf. De Økonomiske Råds formandskab (2015). Omkostningen ved kvælstofreduktioner, opgjort i kr. pr. kg reduceret kvælstof, er også sammenlignelige med tidligere resultater, jf. De Økonomiske Råds formandskab (2015) og Jacobsen (2016). De Økonomiske Råds formandskab (2015) finder en gennemsnitlig omkostning på 70 kr. pr. kg reduceret kvælstof for Limfjorden. Jacobsen (2016) finder en gennemsnitlig omkostning på 88 kr. pr. kg reduceret kvælstof.¹³ Til trods for forskelle i de bagvedliggende beregninger, er disse estimater af samme størrelsesorden som den beregnede omkostningseffektivitet ved de målrettede afgifter i denne analyse.

Reguleringer rangordnes ens uanset indsatsbehov

Rangordningen af de forskellige reguleringsmekanismer er styret af de bagvedliggende principper for reguleringerne, jf. afsnit I.3. Rangordningen vil derfor være den samme, uanset det benyttede indsatsbehov. Gevinsten ved at benytte målrettede afgifter vil desuden være endnu større, såfremt det yderligere indsatsbehov i næste planperiode fra 2021-27 medregnes, jf. afsnit I.2. I de følgende analyser tages der udgangspunkt i indsatsbehovet på 6.000 ton.

13) De Økonomiske Råds formandskab (2015) og Jacobsen (2016) angiver en gennemsnitlig omkostningseffektivitet udregnet som ændring i dækningsbidrag i faktorpriser. Ved brug af en nettoafgiftsfaktor på 1,325 er dette omregnet til forbrugerpriser. Tallene er dog stadig ikke perfekt sammenlignelige med tallene i tabel I.5, idet denne tabel er opgjort på baggrund af ændringer i jordrenten.

Gevinsten ved målrettede afgifter er underkantsskøn

Der er muligt, at omkostningerne ved differentierede normer samt begge varianter af udvaskningsadgange er højere end de omkostninger, der er præsenteret i tabel I.5. For differentierede normer samt normbaserede udvaskningsadgange skyldes det en risiko for ulovlig kvælstofhandel, hvilket analyseres senere i dette afsnit. For omsættelige udvaskningsadgange skyldes det, at det i analysen er antaget, at de enkelte delvandoplandes kvotemarkeder fungerer perfekt. Hvis dette ikke er tilfældet, vil kvotemarkederne ikke allokerer retten til at udvaske kvælstof til dem, der får den største gevinst af at gøre det. Dertil kommer, at begge typer af normer og begge typer af udvaskningsadgange giver mindre korrekte langsigtede strukturelle incitamenten i forhold til placering af bedrifter på tværs af delvandoplande og på jord med forskellig retention. Denne effekt analyseres senere i dette afsnit. Gevinsten ved at benytte målrettede afgifter frem for de andre typer af regulering, der fremgår af tabel I.5, er altså et underkantsskøn for den sande gevinst.

Proteineffekt fordyrer normbaseret regulering

En potentiel effekt af reduceret gødningstilførsel er reduceret proteinindhold i afgrøderne. I den udstrækning at dette finder sted, reduceres kvaliteten af de producerede afgrøder. Denne effekt ved reduceret kvælstoftilførsel indgår ikke i analysens opgørelse af de samfundsøkonomiske omkostninger. Effekten vil føre til en meromkostning for de reguleringsformer, der tager udgangspunkt i reduktioner i den tilladte gødningstilførsel, dvs. ensartede og differentierede normer samt normbaserede udvaskningsadgange. Ved omsættelige udvaskningsadgange samt målrettede afgifter tages der imidlertid udgangspunkt i, at landmanden gøder driftsøkonomisk optimalt, og der vil derfor ikke være en meromkostning fra reduceret proteinindhold. Dette kan føre til en undervurdering af gevinsten ved at regulere ved hjælp af omsættelige udvaskningsadgange samt målrettede afgifter i forhold til de normbaserede reguleringstyper.

Tilførselsafgiften i de målrettede afgifter er nul kr.

De målrettede afgifter består i princippet af en kombination af en differentieret afgift på beregnet udledning, der varierer pr. delvandopland, samt en national afgift på tilførsel af kvælstof. Resultaterne viser imidlertid, at det er samfundsøkonomisk optimalt at sætte tilførselsafgiften til nul kr. Det skyldes, at en tilførselsafgift pålægger alle bedrifter en om-

kostning – inklusive bedrifter i delvandoplande, hvor der ikke er et reduktionsmål. Reguleringen ved målrettede afgifter finder således udelukkende sted via de differentierede afgifter på beregnet udledning, og tilførslen af kvælstof er derfor på det driftsøkonomisk optimale niveau.

Provenu kan tilbageføres til landbruget ...

Målrettede afgifter opkræver, som den eneste af de undersøgte reguleringer, en afgift fra bedrifterne. Det fører naturligt til et spørgsmål om, hvordan provenuet fra denne afgift skal benyttes. Brugen af provenuet har fordelingsmæssige konsekvenser. En mulighed er at tilbageføre provenuet til landbruget. Senere i afsnittet diskuteres, hvordan en sådan tilbageførsel konkret kan udformes. Afgiftsprovenuet udgør 0,42 mia. kr., jf. tabel I.6. De samlede omkostninger for landmændene, når provenuet tilbageføres, er 0,58 mia. kr.

Tabel I.6 Fordeling af samfundsøkonomiske omkostninger

	Provenu	Omkostninger		
		I alt	Husholdninger	Bedrifter
Ensartet norm	0,00	4,78	0,00	4,78
Differentierede normer	0,00	0,91	0,00	0,91
Normbaserede udvaskningsadgange	0,00	1,03	0,00	1,03
Omsættelige udvaskningsadgange	0,00	0,64	0,00	0,64
Målrettede afgifter	0,42	0,58	-0,42	1,00
Målrettede afgifter, tilbageførsel	0,42	0,58	0,00	0,58

Anm: Tabellen angiver fordelingen af de samfundsøkonomiske omkostninger i forbrugerpriser ved forskellige typer af regulering. Der er taget udgangspunkt i et indsatsbehov på 6.000 ton. For de målrettede afgifter præsenteres også en variant af beregningen, hvor afgiftsprovenuet føres tilbage til landbrugssektoren. Faktorpriser er omregnet til forbrugerpriser vha. en nettoafgiftsfaktor på 1,325, jf. boks I.4. Bedrifternes omkostninger opgøres mest naturligt i faktorpriser, men er i denne tabel omregnet til forbrugerpriser for at sikre konsistens i tabellen.

Kilde: Egne beregninger.

... eller bruges til at reducere andre skatter eller afgifter

En anden mulighed er, at proventet benyttes til at reducere skatter eller afgifter, der betales af husholdninger. Dette vil have fordelingsmæssige konsekvenser, idet landbruget som sektor – og de landmænd der ejer bedrifterne – vil have øgede omkostninger ved reguleringen, mens husholdninger stilles bedre.¹⁴ Hvis proventet ikke tilbageføres, er de samlede omkostninger for landbruget 1 mia. kr., mens husholdninger opnår en gevinst svarende til provenuets størrelse, og en eventuel forvriddingsgevinst afhænger af, hvordan proventet anvendes.

Privatøkonomiske konsekvenser af reguleringerne

Fordeling af omkostninger afhænger af reguleringstypen

Fordelingen af omkostninger mellem forskellige typer af landbrugsbedrifter afhænger af den valgte regulering. Disse privatøkonomiske konsekvenser af reguleringerne undersøges i dette afsnit. Eksempelvis bliver det billigere for bedrifter på jord med høj retention, hvis reguleringen målrettes retentionen. Et andet eksempel er, at udgangspunktet for normbaserede udvaskningsadgange er, at alle bedrifter i et delvandopland skal bidrage til kvælstofreduktionen. Udgangspunktet for omsættelige udvaskningsadgange er imidlertid, at alle bedrifter får ret til at udvaske den samme mængde kvælstof pr. ha. De bedrifter, der udvaske meget kvælstof i udgangspunktet, får derfor højere omkostninger ved omsættelige udvaskningsadgange, end de bedrifter der udvaske mindre i udgangspunktet.

14) Landmænd indgår naturligvis også i husholdninger, og en del af en skatte- eller afgiftslettelse vil derfor også tilfalde dem.

Omkostninger med og uden tilbageførsel af afgiftsprovenu

De privatøkonomiske konsekvenser af målrettede afgifter er undersøgt på to måder. I den første variant erlægges bedrifterne afgiftsbetalinger til staten. I den anden variant foretages en tilbageførsel af afgiftsprovenuet til landbrugssektoren. Tilbageførslen er foretaget, så den udelukkende afhænger af produktionsforholdene, inden reguleringen pålægges. En sådan afkoblet tilbageføring medfører, at produktionsbeslutningen, efter reguleringen er pålagt, ikke forvrides af tilbagebetalingen.¹⁵

Målrettede afgifter med tilbageførsel billigst for flest

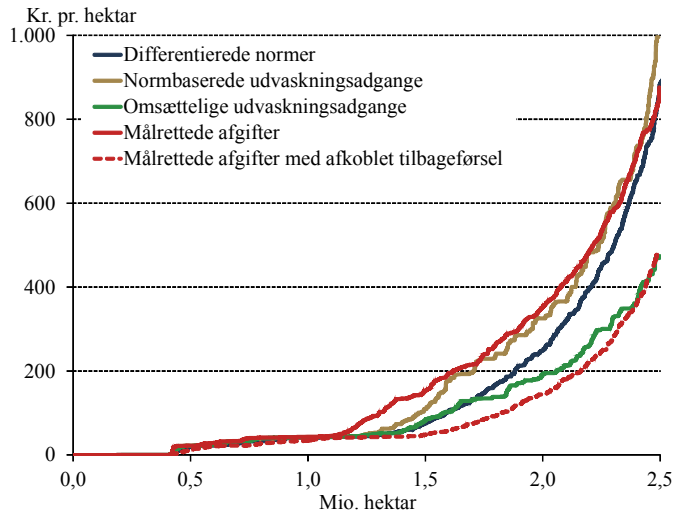
Hvis provenuet fra de målrettede afgifter tilbageføres, er denne regulering den billigste reguleringsform pr. ha for størstedelen af Danmarks landbrugsareal, jf. figur I.1. For ca. 80 pct. af bedrifterne er omkostningerne mindre end 180 kr. pr. ha (målt i faktorpriser). Dette svarer til 2,1 mio. ha ud af et samlet landbrugsareal på ca. 2,6 mio. ha. Hvis provenuet ikke tilbageføres, er målrettede afgifter ca. lige så dyre for landmændene som normbaserede udvaskningsadgange, der er den næstdyreste af de analyserede reguleringsstyper.

Normbaserede udvaskningsadgange dyrere end omsættelige

De privatøkonomiske konsekvenser af udvaskningsadgangene afhænger af, hvilken tolkning der betragtes. Ved omsættelige udvaskningsadgange er omkostningerne mindre end 210 kr. pr. ha. for 80 pct. af arealet. Såfremt udvaskningsadgangene i stedet implementeres som normreduktioner, der varierer efter indsatsbehovet i de enkelte delvandsplander, er omkostningerne mindre end 370 kr. pr. ha for 80 pct. af arealet. De privatøkonomiske omkostninger er således lavere for flere, hvis udvaskningsadgangene implementeres som omsættelige udvaskningsadgange, i forhold til hvis de implementeres som normbaserede.

- 15) Tilbageførslen er foretaget ved at udregne den potentielle afgiftsbetaling, som den enkelte bedrift skulle have betalt i året inden reguleringen indføres. Dette giver et nøgletal for hver bedrift, svarende til dens andel af det samlede potentielle afgiftsprovenu. Efter reguleringen indføres, får hver bedrift en tilbageførsel, der svarer til nøgletallets andel af det indkrævede provenu.

Figur I.1 Økonomiske konsekvenser for bedrifter



Anm.: Der er taget udgangspunkt i et indsatsbehov på 6.000 ton. For hver regulering er bedrifterne sorteret fra laveste til højeste omkostninger. Den enkelte bedrifts placering på x-aksen kan således variere mellem reguleringstyper. Omkostninger til kollektive virkemidler er ikke inkluderet i figuren. For at øge figurens læsbarhed, vises de årlige privatøkonomiske omkostninger i faktorpriser pr. ha for de 2,5 mio. ha, der har de laveste omkostninger ved de forskellige reguleringstyper, ud af et samlet landbrugsareal på 2,6 mio. ha. De ensartede normer er desuden udeladt af figuren.

Kilde: Egne beregninger.

Geografisk omkostningsfordeling styres af indsatsbehov ...

Omkostningerne for den enkelte bedrift afhænger af indsatsbehovet i delvandoplandet, hvor bedriften er placeret.¹⁶ Figur I.2 illustrerer omkostningernes geografiske fordeling for to af de undersøgte reguleringer, nemlig normbaserede udvaskningsadgange og målrettede afgifter med afkoblet tilbageførsel af afgiftsprovenuet. Bedrifter i delvandoplande, hvor indsatsbehovet er stort og retentionen lav, får de største omkostninger ved målrettet regulering. Dette gælder for alle reguleringer, der målrettes indsatsbehovet i de enkelte delvandoplande.

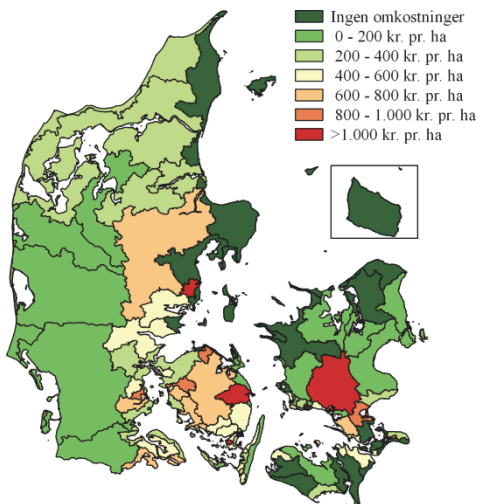
16) Dette er dog ikke tilfældet for ensartede normer, der ikke er målrettet forskelle i delvandoplandes indsatsbehov.

... og påvirkes i mindre grad af reguleringstype

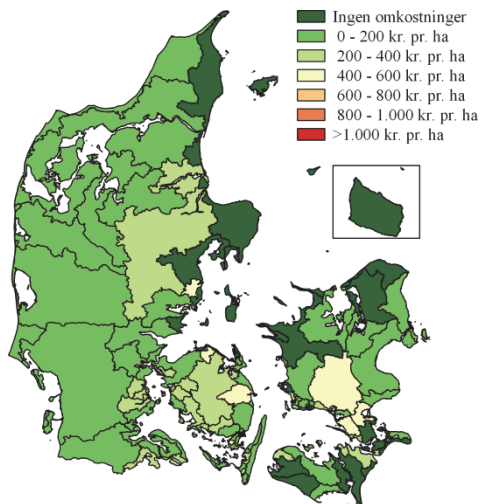
Målrettede afgifter giver de laveste samlede omkostninger af de undersøgte reguleringer. Derfor er niveauet af omkostninger pr. ha også lavere ved denne type af regulering i næsten alle delvandoplande, jf. figur I.2. Ser man bort fra denne forskel i niveau, er det de samme delvandoplande, der har de højeste omkostninger ved begge typer af regulering. Dette skyldes, at reguleringerne tager udgangspunkt i den samme geografiske fordeling af indsatsbehovet.

Figur I.2 Geografisk fordeling af omkostninger

Normbaserede udvaskningsadgange



Målrettede afgifter med tilbageførsel



Anm.: Figuren viser de gennemsnitlige privatøkonomiske omkostninger pr. ha i Danmarks 90 delvandoplande opgjort i faktorpriser. Der er taget udgangspunkt i et indsatsbehov på 6.000 ton. Omkostningerne til kollektive virkemidler er ikke medregnet i figuren. Fordelingen af omkostninger er ikke umiddelbar sammenlignelig med de delvandoplande, der ifølge Fødevarer- og landbrugspakken indgår i den målrettede regulering. Dette skyldes en række forhold, der er beskrevet i et dokumentationsnotat, som findes på De Økonomiske Råds hjemmeside.

Kilde: Egne beregninger.

Effekt af risiko for ulovlig handel med kvælstof

Regulering kan give incitament til ulovlig handel med kvælstof

Visse typer af regulering giver anledning til forskelle i værdien af at tilføre et ekstra kg kvælstof til bedriften, jf. afsnit I.3. Det betyder, at bedrifterne har et incitament til at handle ulovligt med kvælstof, således at de, der får en stor merindtjening ved at øge kvælstoftilførslen, køber kvælstof af dem, der taber relativt mindre ved at sænke kvælstoftilførslen.

Ulovlig handel gør regulering dyrere

Hvis der handles kvælstof fra et delvandopland uden et reduktionsmål til et delvandopland med et reduktionsmål, vil reduktionsmålet ikke nås. Det betyder, at reguleringen må strammes indtil målet nås, og medfører øgede samfundsøkonomiske såvel som privatøkonomiske omkostninger.

Beregnings-eksempler på ulovlig handel

Der er foretaget beregningseksempler, der illustrerer meromkostningerne, såfremt der opstår ulovlig handel med kvælstof. De udførte beregninger tager udgangspunkt i et indsatsbehov på 6.000 ton, jf. tabel I.5. En variant af denne analyse tager udgangspunkt i en vis friktion i den ulovlige handel, således at der kun opstår ulovlig handel, hvis der er en væsentlig gevinst på knap 5 kr. pr. kg handlet kvælstof ved ulovlig handel.¹⁷ Minimumsgevinsten afspejler flere forskellige forhold, herunder at transportomkostninger, og deraf følgende geografiske restriktioner, kan gøre det urentabelt at handle gødning over større afstande, hvis gevinsten ikke er tilstrækkelig stor. Det kan også have en værdi for den enkelte ikke at overtræde gældende regler og love. Dertil kommer en risiko for, at ulovlig handel afsløres og at bedriften derfor pålægges en bøde. Gevinsten ved at handle skal derfor være tilstrækkelig stor, før det opvejer risikoen for at blive opdaget. Et øget kontrolniveau, hvilket øger sandsynligheden for at blive opdaget, samt bødestraffens størrelse er begge faktorer, der mindsker incitamentet til ulovlig handel. Ovnstående forhold er ikke kvantificeret i analysen. Det er derfor muligt, at friktionen i praksis vil være større eller mindre end den i analysen antagne friktion.

17) Dette svarer til, at et ekstra kg kvælstof skal være ca. 60 pct. mere værdifuldt end købt kvælstof, der i ESMERALDA har en værdi på knap 7,70 kr. pr. kg.

Ulovlig handel kan firdoble omkostninger

Beregningerne viser, at de samfundsøkonomiske omkostninger kan blive mere end fire gange så store, hvis der opstår ulovlig kvælstofhandel som følge af regulering ved hjælp af differentierede normer eller normbaserede udvaskningsadgange, jf. tabel I.7. Dette er også tilfældet, såfremt der antages en vis friktion i den ulovlige handel. De samfundsøkonomiske omkostninger ved differentierede normer stiger således til 3,83 mia. kr. i dette beregningseksempel. De samfundsøkonomiske omkostninger ved normbaserede udvaskningsadgange stiger til 4,52 mia. kr.¹⁸

Tabel I.7 Omkostninger ved ulovlig handel

Ulovlig handel	Nej	Ja	Ja
Friktion ved ulovlig handel	-	Nej	Ja
	-----	Mia. kr.	-----
Ensartet norm	4,78	5,69	3,85
Differentierede normer	0,91	4,66	3,83
Normbaserede udvaskningsadgange	1,03	4,66	4,52
Omsættelige udvaskningsadgange	0,64	0,64	0,64
Målrettede afgifter	0,58	0,58	0,58

Anm.: Tabellen viser de samfundsøkonomiske omkostninger i forbrugerpriser. Der er taget udgangspunkt i et indsatsbehov på 6.000 ton. Første kolonne gengiver resultaterne fra sidste kolonne i tabel I.5. Faktorpriser er omregnet til forbrugerpriser vha. en nettoafgiftsfaktor på 1,325, jf. boks I.4.

Kilde: Egne beregninger.

Ikke alle typer regulering giver incitament til ulovlig handel

Det er udelukkende de typer af regulering, der er baseret på normreduktioner, der giver incitament til ulovlig handel, jf. afsnit I.3. Dette skyldes, at disse reguleringer giver anledning til forskelle mellem bedrifterne i den marginale værdi

18) Et måske umiddelbart overraskende resultat i tabel I.7 er, at de samfundsøkonomiske omkostninger ved ensartede normer falder, såfremt der opstår ulovlig handel med en vis friktion. Det skyldes, at de ensartede normer giver anledning til en overreduktion i 89 af 90 delvandoplande i udgangspunktet, jf. afsnit I.3. Handel med kvælstof mellem disse 89 delvandoplande giver derfor ikke nødvendigvis anledning til at stramme reguleringen.

af at tilføre et ekstra kg kvælstof. De samfundsøkonomiske omkostninger er således uændrede ved omsættelige udvaskningsadgange samt målrettede afgifter. Såfremt en version af udvaskningsadgange skal implementeres, er det altså muligt at undgå en risiko for betydeligt øgede omkostninger som følge af ulovlig handel ved at basere reguleringen på omsættelige udvaskningsadgange frem for normbaserede udvaskningsadgange.

Incitament til ulovlig handel nødvendiggør kontrol

De samfundsøkonomiske omkostninger ved ulovlig handel er beregningseksempler. Det er således ikke sikkert, at ulovlig handel vil finde sted. Dog vil regulering, der giver incitament til ulovlig handel, under alle omstændigheder nødvendiggøre indførelsen af et kontrolsystem, der har til formål at undgå ulovlig handel. Et kontrolsystem vil i sig selv medføre omkostninger. Disse omkostninger er ikke medregnet i denne analyse. Dog viser analysen, at selv når der antages en betydelig friktion i den ulovlige handel, giver ulovlig handel anledning til store meromkostninger. Udgifter til transport af kvælstof ved ulovlig handel er heller ikke medregnet i de præsenterede resultater. Disse omkostninger vil i sig selv øge den samfundsøkonomiske omkostning ved ulovlig handel.

Ulovlig handel kan forsinke opfyldelse af udledningsmål

Tilstedeværelsen af ulovlig handel kan gøre det svært at forudse, hvordan en stramning af reguleringen påvirker udledningerne, og der kan derfor gå lang tid før det nødvendige niveau af regulering opnås. Indtil dette sker, vil vandområdeplanernes mål ikke nås i visse delvandoplande. Forsinket opnåelse af vandområdeplanernes mål udgør en ekstra omkostning, som de præsenterede beregninger ikke medregner. Samlet viser analysen, at der er en risiko for en væsentlig stigning i de samfundsøkonomiske omkostninger ved normbaseret regulering, hvilket skyldes ulovlig handel.

Usikkerhed om retention

Usikre retentionsestimater kan gøre målrettet regulering dyrere

Retentionen for den enkelte bedrift er estimeret med en vis usikkerhed. 95 pct. konfidensintervaller omkring retentionsestimaterne varierer geografisk mellem ± 6 pct.point og ± 23 pct.point, jf. Højberg mfl. (2015). Usikkerheden på retentionsestimaterne er potentielt i særlig grad en udfordring for

de reguleringer, der differentierer reguleringen efter retentionen, dvs. differentierede normer og målrettede afgifter.

Analyse belyser meromkostninger ved regulering der er målrettet retentionen

Der er foretaget en analyse, som belyser, i hvilken udstrækning usikkerheden om den sande retention påvirker de samfundsøkonomiske omkostninger ved forskellige typer af regulering. Analysen tager udgangspunkt i, at der reguleres på baggrund af det oprindelige retentionsestimat, men at den faktiske retention kan adskille sig fra dette. Den regulerende myndighed observerer delvandoplandets samlede udledning, men ikke den enkelte bedrifts udledning, og kan nu stramme eller slække på reguleringen for delvandoplandet som helhed for at nå udledningsmålet.

Baseret på simulationer af faktisk retention

Analysen er foretaget ved at trække 500 simulerede fordelinger af den faktiske, men ukendte, retention. Disse fordelinger er trukket på baggrund af de geografisk differentierede usikkerhedsestimater. For hver af disse simuleringer er den nødvendige regulering og den resulterende samfundsøkonomiske omkostning bestemt. Endeligt er de gennemsnitlige samfundsøkonomiske omkostninger og 95 pct. konfidensinterval beregnet. De ensartede normer er udeladt af analysen, idet reguleringen ved denne reguleringsform ikke kan strammes eller slækkes for et enkelt delvandopland.

Usikkerhed giver meromkostninger ved regulering ...

Usikkerhed om retentionen medfører højere samfundsøkonomiske omkostninger ved alle undersøgte typer af regulering, jf. tabel I.8. Det skyldes, at de delvandoplande, hvor reguleringen skal strammes for at opnå målet, giver større meromkostninger, end der spares, i de delvandoplande hvor reguleringen kan slækkes. Dette skyldes stigende marginale omkostninger ved regulering.

... men ikke i særlig grad for regulering målrettet retentionen

Som tidligere nævnt, kan der være en ekstra effekt for de reguleringer, der er målrettet retentionen, dvs. differentierede normer og målrettede afgifter. Denne effekt skyldes, at målretningen i forhold til retention er foretaget på et usikkert grundlag. Der, hvor retentionen er overvurderet, bliver bedrifterne reguleret for lidt, og der, hvor retentionen er undervurderet, bliver bedrifterne reguleret for meget. Det medfører, at gevinsten ved at målrette efter retentionen mindskes, når retentionen er behæftet med usikkerhed. Der

er dog en modsatrettet effekt, idet regulering på baggrund af et usikkert retentionsestimat stadig giver lavere omkostninger end slet ikke at regulere efter retentionen. Når reguleringen skal strammes yderligere på grund af usikkerhed om retentionen, foretages disse stramminger derfor billigst med de reguleringer, der er målrettet retentionen. Den foretagne analyse viser, at omkostningerne ved de reguleringer, der er målrettet retentionen, ikke stiger mere end de reguleringer, der ikke er. De to effekter beskrevet i dette afsnit er altså enten ikke vigtige i praksis, eller af omtrentligt samme størrelsesorden, således at de ophæver hinanden.

Tabel I.8 Omkostninger ved usikkerhed om retentionen

Usikkerhed om retentionen?	Nej	Ja
	----	Mia. kr. ----
Differentierede normer	0,91	0,93 [0,85-1,01]
Normbaserede udvaskningsadgange	1,03	1,05 [0,95-1,14]
Omsættelige udvaskningsadgange	0,64	0,65 [0,60-0,70]
Målrettede afgifter	0,58	0,58 [0,54-0,61]

Anm.: Tabellen angiver de gennemsnitlige årlige samfundsøkonomiske omkostninger, såfremt der er usikkerhed på retentionen. Stigningen i omkostningen ved usikkerhed om retentionen ved målrettede afgifter kan ikke ses pga. afrunding. De kantede parenteser angiver et 95 pct. konfidensinterval. Beregningerne tager udgangspunkt i 500 simulerede fordelinger af den sande retention. Simulationerne er kalibreret, således at den gennemsnitlige retention i hvert delvandopland er uændret.

Kilde: Egne beregninger.

Målrettede afgifter billigst trods usikkerhed

Analysen viser, at målrettede afgifter fortsat er den billigste reguleringsform, når der er usikkerhed om retentionen. Usikkerheden giver anledning til en vis usikkerhed om de samlede omkostninger. Eksempelvis overlapper konfidensintervallerne for de målrettede afgifter og de omsættelige

udvaskningsadgange. Dog er det de samme simulationer, der giver høje og lave omkostninger på tværs af reguleringer. I ingen af de 500 simulationer, som beregningerne bygger på, giver omsættelige udvaskningsadgange lavere årlige omkostninger end målrettede afgifter, og det er derfor højst usandsynligt at usikkerheden om retentionen i praksis ændrer på, at de målrettede afgifter vil være den samfundsøkonomisk billigste regulering.

Analyse stemmer med tidligere resultater

Resultaterne af denne analyse er i overensstemmelse med en analyse af omkostningerne ved målrettet kvælstofregulering i Limfjorden, som fandt at usikkerhed om retentionen kun gav anledning til beskedne stigninger i omkostningerne ved regulering, jf. De Økonomiske Råds formandskab (2015).

Andre eksternaliteter ved kvælstof

Indsatsbehov i forhold til andre hensyn end kystvandet

Landbrugets udvaskning af kvælstof til rodzonen giver ikke kun anledning til en miljøpåvirkning af kystvandet. En del af den udvaskede kvælstof udledes til grundvandet, hvor det omdannes til nitrat. Høje koncentrationer af nitrat i grundvandet kan udgøre en sundhedsrisiko, når grundvandet anvendes til drikkevand. Der kan også være lokale indsatsbehov i forhold til kvælstofbelastningen af følsomme naturområder, såsom de såkaldte habitatområder, jf. afsnit I.2.

Ny, målrettet regulering kan forringe grundvandets tilstand

Afskaffelsen af den hidtidige normregulering har resulteret i et indsatsbehov for ikke at forringe grundvandets tilstand, jf. Troldborg mfl. (2016). En ny regulering af landbrugets kvælstofudledning, der er målrettet opnåelse af god økologisk tilstand i kystvandene, opnår muligvis ikke dette indsatsbehov i forhold til grundvandet. Jo mere målrettet reguleringen er i forhold til kystvandet, jo større er risikoen for, at indsatsbehovet i forhold til grundvandet ikke opnås.

**Beregnings-
eksempler på
grundvands-
indsats**

Der er foretaget beregningseksempler, der illustrerer, hvad det betyder for de samfundsøkonomiske omkostninger, såfremt reguleringen i forhold til kystvandet også skal tage højde for et indsatsbehov i forhold til grundvandet.¹⁹ Der er taget udgangspunkt i en opgørelse af indsatsbehovet i forhold til grundvandet, som følger af Fødevarer- og landbrugs-pakken og den resulterende ophævelse af de hidtidige ensartede normer. Der er ikke foretaget analyser på det indsatsbehov, som der skal til for at opnå målet om god grundvandstilstand, jf. EU's vandrammedirektiv.²⁰

**Beregninger
illustrerer
meromkostninger**

Beregningerne er behæftet med en vis usikkerhed. Dette skyldes, at indsatsbehovet til grundvandet er opgjort på såkaldte ID15-områder, der er mindre end mange af de delvandoplande, som indsatsbehovet i forhold til kystvandet er opgjort på. Imidlertid har fordelingen af Danmarks bedrifter i de foretagne modelberegninger kun været tilgængelig på det mere aggregerede delvandoplandsniveau. Det har derfor været nødvendigt at antage en fordeling af indsatsbehovet for grundvand indenfor de enkelte delvandoplande. Beregningerne illustrerer således de meromkostninger, som et lokalt differentieret indsatsbehov giver anledning til, men giver ikke nødvendigvis et præcist estimat af meromkostningerne. Usikkerheden om de præcise estimater påvirker dog ikke rangordningen af reguleringer, da et andet indsatsbehov ikke påvirker principperne bag reguleringerne.

**Regulering bør
målrettes alle
indsatsbehov ...**

Den mest hensigtsmæssige måde at regulere for at opfylde et separat indsatsbehov, såsom et indsatsbehov i forhold til grundvandet, er at indrette separat regulering, der håndterer dette indsatsbehov. Derved målrettes reguleringen i forhold

- 19) I den foretagne beregning er indsatsbehovet opgjort i forhold til at grundvandet ikke må forringes i forhold til en grænseværdi på 50 mg nitrat pr. liter i over 20 pct. af den enkelte grundvandsforekomst, jf. Trolborg mfl. (2016). Desuden er baseline-effekter fra udtagning af landbrugsjord m.m. frem mod 2021 fratrukket indsatsbehovet. Dette er konsistent med, hvordan baseline-effekter er indregnet i vandområdeplanernes indsatsbehov i forhold til kystvandet.
- 20) Det bemærkes, at omkostningerne ved at opnå de fulde indsatsbehov for at leve op til målene i EU's vandrammedirektiv kan være væsentligt større.

til de forskellige indsatsbehov, hvilket reducerer de samlede omkostninger. Fordelene ved flere reguleringssystemer skal dog vejes op mod den øgede kompleksitet, som flere separate reguleringer medfører for den enkelte bedrift.

... hvilket er naturligt ved målrettede afgifter

Med målrettede afgifter er det muligt at foretage hensigtsmæssig regulering i forhold til flere forskellige indsatsbehov, uden at kompleksiteten øges for den enkelte landmand. Det skyldes, at flere sæt af målrettede afgifter kan kombineres til et enkelt sæt af dyrkningsafgifter. Selvom to sæt af målrettede afgifter indrettes efter at nå hvert deres mål, skal landmanden fortsat kun forholde sig til ét enkelt sæt af dyrkningsafgifter. I modsætning hertil vil f.eks. to sæt af normbaserede udvaskningsadgange øge kompleksiteten af reguleringen for den enkelte landmand. Det er ligeledes svært at se, hvordan et system med to sæt omsættelige udvaskningsadgange, der målrettes hvert sit indsatsbehov, kan indrettes uden en væsentlig kompleksitetsforøgelse.

Analysen forudsætter uændret kompleksitet

I analysen er det forudsat, at det kombinerede indsatsbehov skal opnås uden at reguleringens kompleksitet øges for landmanden. Ved omsættelige udvaskningsadgange antages det derfor, at det samlede niveau af kvoter i et delvandopland må reduceres for at opnå det kombinerede indsatsbehov. Ved de normbaserede reguleringer antages det tilsvarende, at reguleringen i hele delvandoplandet må strammes. Reguleringens kompleksitet i forhold til den enkelte landmand er således uændret. Men stramningen af reguleringen i hele delvandoplande giver anledning til overopfyldelse af indsatsbehovet på den jord, hvor der ikke er et indsatsbehov i forhold til grundvandet. Dette øger reguleringens samlede omkostninger.

Målrettede afgifter billigst

De samfundsøkonomiske omkostninger stiger ved alle former for regulering på nær de ensartede normer, som dog i udgangspunktet er væsentligt dyrere end de andre typer af regulering, jf. tabel I.9. For målrettede afgifter er stigningen i de samfundsøkonomiske omkostninger på blot 4 mio. kr., og efter afrunding er der derfor ingen synlig forskel i omkostningerne i tabel I.9. Rangordningen af de forskellige typer af regulering påvirkes ikke af introduktionen af et yderligere geografisk differentieret indsatsbehov.

Tabel I.9 Omkostninger ved kombineret indsats ift. kystvand og grundvand

Indsatsbehov på grundvand?	Nej	Ja
	----- Mia. kr. -----	
Ensartet norm	4,78	4,78
Differentierede normer ^{a)}	0,91	0,96
Normbaserede udvaskningsadgange	1,03	1,07
Omsættelige udvaskningsadgange	0,64	0,67
Målrrettede afgifter ^{b)}	0,58	0,58

a) Differentierede normer kan målrettes grundvandets indsatsbehov ned på ID15-områder uden øget kompleksitet. Dette er ikke gjort i denne analyse. En sådan målretning vil dog ikke påvirke rangordningen af reguleringerne, idet ingen regulering, der før var billigere end differentierede normer, er dyrere end denne, når der tages hensyn til grundvandets indsatsbehov.

b) De samfundsøkonomiske omkostninger ved målrrettede afgifter stiger med 4 mio. kr., hvilket ikke kan ses pga. afrunding.

Anm.: Tabellen viser de samfundsøkonomiske omkostninger i forbrugerpriser. Der er taget udgangspunkt i et indsatsbehov på 6.000 ton. Faktorpriser er omregnet til forbrugerpriser vha. en nettoafgiftsfaktor på 1,325, jf. boks I.4.

Kilde: Egne beregninger.

Principper dækker også andre geografisk differentierede indsatsbehov

De foretagne beregninger illustrerer fordele og ulemper ved forskellige reguleringsmekanismer med udgangspunkt i dette indsatsbehov. Principperne bag beregningen gælder dog også, såfremt reguleringen skal opnå et andet, geografisk differentieret indsatsbehov. Således gælder principperne bag de foretagne beregninger også andre lokale indsatsbehov som eksempelvis mål i forhold til habitatområder eller det resterende indsatsbehov i forhold til målsætningen for grundvandets tilstand i EU's vandrammedirektiv.

Langsigtede konsekvenser af regulering

Forurening bør flytte hen hvor miljøpåvirkning er lav

Miljøpåvirkningen af kvælstofudledning er geografisk differentieret. Indsatsbehovet varierer således mellem delvandoplande, fordi der er forskelle i kvælstofudledningernes miljøpåvirkning fra delvandopland til delvandopland. Inden

for de enkelte delvandoplande er miljøpåvirkningen større i de områder, hvor retentionen er lav. Det er derfor samfundsøkonomisk hensigtsmæssigt, hvis den landbrugsproduktion, der genererer relativt store kvælstofudvaskninger, på sigt flytter til jord med høj retention og til delvandoplande, hvor indsatsbehovet er lille eller ikke-eksisterende.

**Reguleringer
giver incitament
til dette i
forskellig grad**

De forskellige typer af regulering giver incitament til en sådan omlægning i varierende grad, jf. diskussionen i afsnit I.3. De samfundsøkonomiske gevinster ved sådanne langsigtede omlægninger er derfor forskellige fra regulering til regulering. Eventuelle samfundsøkonomiske gevinster fra sådanne omlægninger indgår ikke i beregningerne af de samfundsøkonomiske omkostninger, jf. boks I.4. Dette afsnit præsenterer en analyse af, i hvor høj grad de forskellige reguleringer giver de rette incitamenter til sådanne strukturelle omlægninger.

**Gennemsnitlig
incitaments-
forvriddning
beregnes**

Analysen foretages ved at betragte, hvordan incitamenterne, som den enkelte landmand står overfor ved de forskellige reguleringer, adskiller sig fra incitamenterne ved en optimal regulering, der giver den enkelte landmand de korrekte incitamenter til at foretage omlægninger af produktionen, der passer bedre til de lokale indsatsbehov. Både incitamenter, der er for lave, og incitamenter, der er for store i forhold til den optimale regulering, er problematiske. Eksempelvis vil en regulering, der ikke tager højde for retentionen, ikke give anledning til, at produktionen på lavretentionsjorde omlægges til produktion, der udvasker mindre kvælstof. Og omvendt vil den samme regulering ikke give anledning til, at produktion, der udvasker meget kvælstof, flytter til jorde med høj retention. Incitamenterne er målt som de omkostninger, reguleringerne påfører landmændene. Incitamentsforvriddningen er derfor opgjort som den gennemsnitlige absolutte afvigelse i jordrenten fra den optimale regulering.²¹

21) For flere detaljer om den anvendte optimale afgift henvises til et dokumentationsnotat, som findes på De Økonomiske Råds hjemmeside.

Målrettede afgifter giver hensigtsmæssige incitamerter

Målrettede afgifter giver den absolut mindste incitamentsforvridding på 2 kr. pr. ha, jf. tabel I.10. Det skyldes, at denne form for regulering er målrettet retentionen, og giver derfor de rette incitamerter i forhold til at omlægge bedrifter, der udvasker meget kvælstof til jord med høj retention.

Tabel I.10 Langsigtede konsekvenser af regulering

	Samfunds- økonomisk omkostning	Incitaments- forvridding
	Mia. kr.	Kr. pr. ha
Ensartet norm	4,78	1.091
Differentierede normer	0,91	88
Normbaserede UA	1,03	119
Omsættelige UA	0,64	76
Omsættelige UA, ikke afkoblet	0,64	120
Målrettede afgifter	0,58	2

Anm.: De samfundsøkonomiske omkostninger angiver omkostninger i forbrugerpriser ekskl. gevinster fra strukturel omlægning af landbruget. Incitamentsforvridding er den gennemsnitlige absolute afvigelse pr. ha i jordrenten ved forskellige reguleringsmekanismer fra den optimale regulering. Incitamentsforvridding er opgjort i faktorpriser. UA står for udvaskningsadgange. Der er taget udgangspunkt i et indsatsbehov på 6.000 ton.

Kilde: Egne beregninger.

Omsættelige udvaskningsadgange bedre end normbaserede ...

Omsættelige udvaskningsadgange giver den næstmindste incitamentsforvridding af de undersøgte reguleringer. Incitamentsforvridding er på 76 kr. pr. ha. Forvriddingen ved normbaserede udvaskningsadgange er endnu højere end dette, nemlig 119 kr. pr. ha.

... hvis tildelingen af kvoter er afkoblet

Hvis tildelingen af de omsættelige udvaskningsadgange ikke er afkoblet produktionen, giver det mindre hensigtsmæssige incitamerter til at flytte produktionen på lang sigt. Incitamentsforvriddingen ved en ikke-afkoblet tildeling af udvaskningsadgange er 120 kr. pr. ha, og er således på niveau med incitamentsforvriddingen ved normbaserede udvaskningsadgange.

Sammenfatning

Gevinst ved at benytte målrettede afgifter

Analysens hovedresultat er, at målrettede afgifter er den reguleringsform, der giver de laveste samfundsøkonomiske omkostninger. Det skyldes, at målrettede afgifter tager højde for forskelle i forhold til kvælstofreduktionsmål, retentionsforskelle samt marginale reduktionsomkostninger, jf. afsnit I.3. Dertil kommer visse u hensigtsmæssige incitamenter, såsom et u hensigtsmæssigt højt forbrug af husdyrgødning, ved at benytte regulering baseret på normreduktioner.

Udvaskningsadganges omkostninger afhænger af implementering

Omkostningerne ved de såkaldte udvaskningsadgange afhænger af den specifikke implementering. En implementering, der er baseret på omsættelige udvaskningsadgange, giver en årlig besparelse på ca. 400 mio. kr., sammenlignet med den normbaserede implementering. Omsættelige udvaskningsadgange har næsten ligeså lave årlige samfundsøkonomiske omkostninger som målrettede afgifter.

Effektivitet påvirker ikke omkostningsfordeling

Alle de undersøgte reguleringer giver højere omkostninger for nogle bedrifter end andre. Dette er i høj grad drevet af forskelle i indsatsbehov fra delvandopland til delvandopland. Valget af reguleringstype påvirker i højere grad niveauet af omkostninger end fordelingen af omkostninger mellem bedrifter. Såfremt provenuet fra de målrettede afgifter tilbageføres, er målrettede afgifter den mindst økonomisk belastende regulering for størstedelen af Danmarks bedrifter. Omsættelige udvaskningsadgange er ligeledes mindre økonomisk belastende end normbaserede udvaskningsadgange for de fleste bedrifter.

Ulovlig handel kan øge velfærdstab ved visse reguleringstyper

Analysen viser desuden, at hvis der opstår ulovlig handel med kvælstof, som følge af regulering ved hjælp af normbaserede udvaskningsadgange eller differentierede normer, kan det give anledning til en væsentlig forøgelse af de samfundsøkonomiske omkostninger. Ulovlig handel kan også medføre, at tidspunktet, for hvornår miljømålsætningen opnås, bliver udskudt. Disse forhold gør normbaserede udvaskningsadgange samt differentierede normer til usikre reguleringsværktøjer. Omsættelige udvaskningsadgange samt målrettede afgifter giver ikke incitament til ulovlig

handel, og denne risiko undgås derfor, hvis en af disse reguleringsmekanismer vælges.

Målrrettede afgifter er bedst trods usikkerhed om retention

Den bedst tilgængelige viden om retentionen er opgjort med en vis usikkerhed. Det betyder, at analysen muligvis overvurderer omkostningseffektiviteten for de reguleringsformer, der er målrettet retentionen. En følsomhedsanalyse viser dog, at målrrettede afgifter stadig er den reguleringsform, der giver de laveste samfundsøkonomiske omkostninger på trods af usikkerheden forbundet med de benyttede retentionstal, og rangordningen af reguleringstyper er i øvrigt ikke ændret.

Andre indsatsbehov håndteres bedst af målrrettede afgifter

Landbrugets gødskning giver anledning til andre eksternaliteter end påvirkningen af kystvandet. Et vigtigt eksempel herpå er en negativ påvirkning af grundvandets kvalitet. Denne eksternalitet håndteres bedst ved at indføre et sæt af målrrettede afgifter, der målrettes grundvandsbehovet. Dette fører til en omkostningseffektiv opnåelse af begge indsatsbehov uden at øge kompleksiteten af reguleringen for den enkelte bedrift. Dette skyldes, at to sæt af målrrettede afgifter kan kombineres til ét sæt af dyrkningsafgifter, som bedriften kan træffe sin produktionsbeslutning i forhold til.

Målrrettede afgifter giver bedst incitament til strukturelle omlægninger

Opgørelsen af de samfundsøkonomiske omkostninger i denne analyse inkluderer ikke eventuelle gevinster, der kan opnås på sigt ved at flytte den del af landbrugsproduktionen der udvasker mest kvælstof til områder, hvor dette påvirker miljøet mindst. Reguleringerne giver incitament til denne type af omlægninger i forskellig grad. En følsomhedsanalyse viser, at de målrrettede afgifter giver de mest hensigtsmæssige incitamenter til sådanne omlægninger af de undersøgte reguleringer. De langsigtede gevinster forventes derfor at være størst ved denne type af regulering.

I.5 Implementering

Implementering af de målrettede afgifter

Resultaterne fra afsnit I.4 viste, at de laveste omkostninger ved at regulere landbrugets kvælstofudledning til kystvandene vil være med målrettede afgifter. I det følgende beskrives, hvorledes de målrettede afgifter kan tænkes implementeret i praksis. Efterfølgende diskuteres, hvordan udvaskningsadgangene bedst kan implementeres, hvis man vælger denne regulering. Til sidst diskuteres andre mere generelle forhold vedrørende målrettet regulering af landbrugets kvælstofudledning, herunder forholdet til regulering af andre eksternaliteter.

Implementering af målrettede afgifter

Hver landmand oplyses om en dyrkningsafgift for hver afgrøde

I praksis implementeres målrettede afgifter ved, at regulator fastsætter en afgift pr. udledt kg kvælstof differentieret efter indsatsbehovet i hvert delvandopland, retention, jordtype mv. for hver bedrift. Dette udmeldes som et sæt af dyrkningsafgifter til den enkelte bedrift, så landmanden kan se, hvad dyrkningsafgiften pr. ha bliver, afhængig af hvilken afgrøde han vælger at dyrke. Husdyrhold giver ligeledes et afgiftstillæg, idet brug af husdyrgødning resulterer i en større udledning end brug af kunstgødning.

Dyrkningsafgifter kan variere meget mellem landmænd

Tabel I.11 giver eksempler på afgiften på beregnet udledning og de dertil hørende dyrkningsafgifter på lerjord. Det ses, at der er store variationer både mellem delvandoplande og inden for det samme delvandopland. De knap 1.200 kr. pr. ha i Karrebæk Fjord er blandt de højeste afgifter i beregningerne. Denne høje afgift afspejler både et højt indsatsbehov, en lav retention og valget af en afgrøde, med en relativt høj udvaskning. De 0 kr. pr. ha i Guldborgsund afspejler, at der her ikke er noget indsatsbehov. I et opland som Karrebæk Fjord vil der formentlig være områder, hvor det ikke længere kan betale sig at have landbrugsdrift, da dyrkningsafgifterne bliver for høje til, at landbrugsdrift er rentabel. I modelberegningerne vil omkring en tredjedel af arealet i dette opland med en retention under 40 pct. lægges brak, som en konsekvens af de høje afgifter. I hele delvandoplandet vil braklægningen ifølge beregningerne stige fra 2 pct. til godt 20 pct. af landbrugsarealet. I modellen kan be-

drifterne ikke tage jorden helt ud af drift, men det vil nok i praksis være tilfældet for en del af det areal, som lægges brak i modellen.

Efterafgrøder reducerer dyrkningsafgift efter værdi af effekt

Udover at vælge afgrøder med en lavere dyrkningsafgift, kan bedrifterne også vælge at nedbringe afgiften ved f.eks. at anvende efterafgrøder. Dyrkningsafgiften reduceres med værdien af den kvælstofreduktion, som efterafgrøderne medfører. I tabel I.11 ses det, hvordan værdien af at anvende efterafgrøder, lige som dyrkningsafgifterne, varierer med indsatsbehovet og retentionen. Det betyder, at incitamentet til at anvende efterafgrøder er langt større i oplandet til Karrebæk Fjord end i oplandet til Køge Bugt.²²

Udformning af afgifter

Tabel I.11 viser eksempler for dyrkningsafgifter på lerjord i fire delvandoplande. Dyrkningsafgifterne vil være anderledes på sandjord og kan desuden gøres afhængige af, hvad der blev dyrket året før. Dette giver ét sæt af dyrkningsafgifter for den enkelte bedrift, som f.eks. kan formidles som tabeller eller som et beregningsværktøj, hvor afgrødevalg og husdyrhold indtastes, før man kan se den eksakte dyrkningsafgift pr. ha. Da gødning med husdyrgødning giver en højere udvaskning, skal der desuden betales en merafgift pr. dyreenhed, hvis bedriften har husdyr. Merafgiften skal svare til den merudledning, som anvendelsen af husdyrgødningen beregnes at ville medføre, og differentieres efter indsatsbehovet.²³ For den enkelte landmand udmeldes én afgift pr. dyreenhed på bedriften.

- 22) Effekten af efterafgrøder og dermed størrelsen af afgiftsreduktionen afhænger også af jordtypen, og hvad der gødes med, ligesom for dyrkningsafgifterne.
- 23) Afgiften sættes ud fra standarder for, hvad jordtype, retention mv. betyder for merudvaskningen.

Tabel I.11 Eksempler på dyrkningsafgifter på lerjord i fire delvandomplande

	Guldborg- sund	Køge Bugt	Odense Fjord	Karrebæk Fjord
	----- Kr. pr. kg udledt kvælstof -----			
Afgift på beregnet udledning	0	2	16	24
	----- Kr. pr. ha -----			
<i>Retention = 35 pct.</i>				
Vårbyg	0	114	764	1.178
Havre	0	83	561	865
Frøgræs	0	40	270	417
Brak ^{a)}	0	7	44	68
Efterafgrøder	0	-34	-227	-350
<i>Retention = 85 pct.</i>				
Vårbyg	0	26	176	272
Havre	0	19	129	200
Frøgræs	0	9	62	96
Brak ^{a)}	0	2	10	16
Efterafgrøder	0	-8	-52	-81
	----- Kr. pr. dyreenhed -----			
<i>Merafgift ved husdyr</i>				
Retention = 35 pct.	0	16	130	195
Retention = 85 pct.	0	4	30	45

a) Brak er ikke det samme som at tage jorden helt ud af drift, idet arealet skal holdes i en stand, så det nemt kan indgå i drift igen. Der vil derfor være en lidt højere udvaskning herfra end fra et naturareal og dermed også en positiv afgift.

Anm.: Tabellen viser eksempler på variationen i afgifternes størrelse pr. ha på lerjord afhængig af afgrødevalg, retention og delvandompland (indsatsbehov), sådan som de er beregnet, jf. afsnit I.4 i det scenarie, hvor der regnes på et totalt mål på 6.000 ton kvælstof. Der er taget udgangspunkt i, at der gødes driftsøkonomisk optimalt med kunstgødning. Tabellen viser også eksempler på værdien af at anvende efterafgrøder i de forskellige delvandomplande samt eksempler på merafgiften pr. dyreenhed. En dyreenhed svarer til 100 kg kvælstof i husdyrgødning og svarer f.eks. til 0,88 jersey malkeko, 39 slagtesvin på 32-107 kg eller godt 3.000 slagtekyllinger på op til 35 dage.

Kilde: Eriksen mfl. (2014), Jensen (2017) og egne beregninger.

Alle virkemidler indgår i reguleringen

Alle kvælstofreducerende virkemidler kan indgå i reguleringen med afgiftsreduktioner, som svarer til værdien af den reduktion i udledningen, som anvendelsen af virkemidlet beregnes at medføre.²⁴ Investerer bedriften f.eks. i et minivådområde, vil bedriften kunne få en reduktion i afgiften, som svarer til værdien af minivådområdets effekt i det pågældende delvandopland. Ved at integrere så mange virkemidler som muligt i reguleringen kan landmanden frit vælge, hvordan han bedst muligt tilpasser sig reguleringen. Da landmanden må formodes at være den, der bedst ved, hvad der kan betale sig på lige præcis hans bedrift, giver det en mere omkostningseffektiv regulering. I nogle tilfælde kan der være flere bedrifter, som går sammen om et større projekt såsom et vådområde, og som dermed selv kan aftale, hvordan de vil dele afgiftsreduktionen.

Nye virkemidler kan inddrages, når der er viden nok

Nye virkemidler kan indgå i reguleringen, når der er viden nok til at beregne deres effekt. Eksempler på virkemidler, som der forsøges i, er positionsbestemt tilførsel af gødning og bredere konstruerede randzoner, jf. Eriksen mfl. (2014).²⁵

Større effekt over tid bør resultere i lavere afgift over tid

Nogle arealanvendelser såsom braklægning og vedvarende græs har lavere udledning, jo flere år i træk det anvendes det samme sted. Der vil således stadig være en udledning de første år, som er højere end den naturlige udledning fra arealet, og der vil dermed også være en tilsvarende (lav) afgift på arealet. Denne afgift bør i princippet falde yderligere i takt med, at den beregnede udledning fra området falder. Det vil give et incitament til f.eks. at lægge den samme mark brak flere år i træk.

- 24) Virkemidlernes effekter på andre eksternaliteter såsom nitrat i grundvand, drivhusgasser mv. kan retfærdiggøre yderligere afgiftsreduktioner eller subsidier udover værdien af kvælstofreduktionen, jf. diskussion senere i afsnittet.
- 25) Virkemidler såsom muslingeopdræt, som fysisk ligger uden for bedriften, bør tilsvarende gives støtte, der svarer til deres miljøgevinst. Således bør virksomheder og personer, som driver f.eks. muslingefarme, modtage tilskud, som modsvarer afgiftsværdien af de resulterende kvælstofreduktioner.

**Regulator
beregner
bedriftens afgift
ud fra produktion
og virkemidler**

Tabel I.12 beskriver henholdsvis bedrifternes og regulators opgaver i denne regulering. Efter at regulator har oplyst de enkelte bedrifter om deres mulige dyrkningsafgifter, muligheder for afgiftsreduktioner mv. skal landmanden beslutte, hvordan han bedst muligt optimerer sin produktion under disse vilkår. Når landmanden på denne baggrund har besluttet afgrødevalg, antal husdyr, om der skal etableres et mini-vådområde osv., skal dette indberettes til regulator. Regulator skal herefter beregne den samlede afgift, som bedriften skal betale.²⁶

Tabel I.12 Skitse af processen i reguleringen med målrettede afgifter

Regulators opgaver	Bedriftens opgaver
1. Beregne udledningsafgifter (kr. pr. udledt kg kvælstof) for hvert delvandopland	
2. Beregne og formidle mulige dyrkningsafgifter (kr. pr. ha afhængig af afgrødevalg) og værdi af reducerende tiltag til hver bedrift	
	3. Beslutte afgrødevalg, husdyrproduktion, deltagelse i større projekter mv.
	4. Indberette valg
5. Kontrollere indberettede oplysninger	
6. Beregne og opkræve total afgift fra hver bedrift	

26) Der kan her i princippet godt blive tale om en negativ afgift, dvs. at bedriften samlet modtager et subsidie, hvis de kvælstofreducerende effekter af anvendte virkemidler er større end udledningen fra produktionen.

Retention på detaljeret niveau

Som det fremgår af beregningerne i afsnit I.4, er der en gevinst ved at tage højde for geografiske forskelle i retentionen fremfor at anvende et gennemsnit på delvandoplandsniveau. Det anbefales således at benytte den detaljerede viden om retentionen, som allerede findes og med tiden øge detaljeringsgraden, hvis man opnår viden på et mere detaljeret niveau. Usikkerhed på retentionen, og faktiske forskelle i retentionen inden for de områder retentionen er opgjort på, kan betyde, at ikke alle får den afgift, som perfekt viden om retentionen ville give anledning til. Det er også problematisk at regulere på baggrund af en gennemsnitlig retention, da dette sandsynligvis vil medføre en større forskel mellem den afgift den typiske bedrift pålægges og den afgift jordens faktiske retention ville medføre.²⁷

Afgifter kan justeres med ny viden og nye mål

Der kan være et behov for at justere afgifterne efterhånden, som ny viden bliver tilgængelig. Således kan afgiften justeres, hvis det ser ud til, at den samlede udledning til et kystvandområde bliver reduceret mere eller mindre, end det er nødvendigt, eller hvis der kommer ny viden om, hvad der skal til for at nå målene om god økologisk tilstand i de enkelte delvandoplande. I beregningerne i dette kapitel tages der udgangspunkt i målsætningerne for 2021, men afgifterne vil formodentlig skulle hæves, for at nå målene for 2027.

Husdyrgødning antages brugt på bedriften

I beregningerne af dyrkningsafgifterne antages det, at al husdyrgødning, som produceres på en bedrift, også anvendes på bedriften, med mindre der foreligger dokumenteret salg og transport af husdyrgødningen til en anden bedrift, biogasanlæg el. lign. Merafgiften ved brug af husdyr følger husdyrgødningen, og salg af husdyrgødning vil derfor føre til en afgiftsreduktion, og køb af husdyrgødning vil føre til en afgiftspålæggelse. Som regel vil sælger have interesse i at dokumentere salget af hensyn til harmonikrav og den forhøjede afgift ved brug af husdyrgødning. Producerer en bedrift mere husdyrgødning, end hvad der skal bruges for at gøde driftsøkonomisk optimalt (eller for at overholde harmonikrav, nitratdirektivets ligevægtsprincip og andre re-

27) Det har været fremme i den offentlige debat, at der kan være juridiske udfordringer ved at regulere på baggrund af et usikkert retentionsestimater. Disse eventuelle udfordringer er ikke belyst i kapitlet.

striktioner), kan det være nødvendigt at kræve dokumentation af salg og transport af husdyrgødning.

Ikke problemer med ulovlig handel

Den målrettede afgift pålægges i forhold til afgrødevalg og antal husdyr. Landmanden har lov at gøde driftsøkonomisk optimalt, og det er ikke ulovligt at handle kvælstof mellem bedrifter. Der opstår dermed ikke et problem med ulovlig handel ved denne regulering. Der er derfor ikke et behov for at kontrollere kvælstofforbruget på den enkelte bedrift eller for at kontrollere handel med kvælstof mellem bedrifter.

Kontrolniveau i princippet mindre end i dag

Stikprøvekontrol af afgrødevalg og antal dyr er dog stadig nødvendig, for at sikre korrekt beregning af dyrkningsafgiften. I den udstrækning dyrkningsafgiften gøres afhængig af andre forhold som landmanden kan påvirke, f.eks. valg af staldsystem, skal disse også kontrolleres. Alle disse forhold kontrolleres allerede i dag som følge af normreguleringen. I princippet vil det ikke være nødvendigt for landmanden at lave gødningsregnskaber eller for regulator at kontrollere dem, hvorved de administrative omkostninger ved reguleringen er mindre end for normbaserede reguleringer.

EU kræver samme kontrol

I forhold til EU's nitratdirektiv er det imidlertid fortsat nødvendigt at indberette og kontrollere den totale mængde af gødning på hver bedrift for at sikre overholdelsen af direktivets ligevægtsprincip og harmonikrav. Ligevægtsprincippet betyder, at der ikke må gødes mere, end planterne kan udnytte, hvilket er implementeret som dyrkningsnormer.

Detaljeringsgrad skal overvejes

Endvidere bør detaljeringsgraden i afgifternes differentiering afvejes i forhold til forøgelsen i den administrative byrde for den enkelte landmand. Der bør kun differentieres, hvor dette giver en mærkbar effekt. Omvendt kan der uden administrative omkostninger for den enkelte landmand differentieres mellem landmænd.

Eventuel kompensation bør fordeles uafhængig af fremtidige valg

Hvis landbruget skal kompenseres for den pålagte regulering, er det vigtigt, at kompensationen er afkoblet bedrifternes produktionsbeslutninger. Hvis ikke kompensationen er afkoblet produktionen, kan kompensationen medføre langsigtede sektorforvridninger som diskuteret i afsnit I.3 og kapitel II. Hvis kompensation er koblet til tilstedeværelsen

af landbrugsdrift, vil det medføre, at landbrugsproduktionen fortsat finder sted på jorder, hvor det er samfundsøkonomisk uhensigtsmæssigt. Det er i afsnit I.4 skitseret, hvordan kompensationen kan udføres, så den er afkoblet produktionen.

Kompensation bør aftrappes over tid

Det er dog i praksis ikke helt uproblematisk at kompensere bedrifterne afkoblet produktionen. Med tiden kan det også synes ejendommeligt, hvis et areal stadig er tilknyttet en kompensation for en produktion, som skete for mange år siden. Det bør derfor overvejes, om en eventuel kompensation bør aftrappes henover en årrække eller evt. gives som engangskompensation.

Afskaffelse af eksisterende generel regulering

Generelle efterafgrødekrav bør ophæves

Der er i øjeblikket et generelt efterafgrødekrav på 10-14 pct. af hver bedrifts areal, hvilket dækker omkring 240.000 ha landbrugsjord i alt. Dette krav bør i princippet indgå i den målrettede regulering. Således bør det generelle krav om efterafgrøder fjernes og målet for kvælstofreduktion i de enkelte delvandomlande justeres herfor.

Nuværende tilskud bør afskaffes eller justeres

Der gives i dag subsidier til etablering af vådområder, skov mv. Disse subsidier bør afskaffes, da der i reguleringen med målrettede afgifter indgår subsidier i form af afgiftsreduktioner til anvendelsen af disse virkemidler målrettet værdien af kvælstofreduktionen. Andre positive eksternaliteter kan dog retfærdiggøre yderligere subsidier eller afgiftsreduktioner, jf. diskussion senere i afsnittet.

Nitratdirektivets grænser for tildeling

EU's nitratdirektiv sætter krav om, at der ikke må gødes mere, end planterne kan udnytte (ligevægtsprincippet). Normreguleringen er indført for at overholde dette. Dertil er der i nitratdirektivet angivet, hvor mange kg kvælstof i form af husdyrgødning man må udbringe pr. ha, alt efter typen af gødning. Begge disse reguleringer er generelle reguleringer af kvælstoftilførslen, som ikke tager højde for, at der er geografiske forskelle på, hvor meget udbringningen af kvælstoffet belaster miljøet. Denne regulering er det derfor ikke hensigtsmæssigt at opretholde samtidig med den målrettede kvælstofregulering.

Udvaskningsadgange

**Vælges
udvasknings-
adgange bør
de omsættelige
anvendes**

Resultaterne i afsnit I.4 viser, at de målrettede afgifter vil være den samfundsøkonomiske billigste reguleringsform til opnåelse af kvælstofmålsætningerne. Ønsker man alligevel at implementere udvaskningsadgangene beskrevet i Fødevarer- og landbrugspakken, bør man lægge implementeringen så tæt op ad tolkning med omsættelige udvaskningsadgange som muligt. Dette vil medføre en klart lavere omkostning i forhold til at lægge sig op ad tolkningen med normbaserede udvaskningsadgange, jf. analyserne i afsnit I.4. Dertil kommer, at de normbaserede udvaskningsadgange medfører et incitament til ulovlig handel, som kan øge de samfundsøkonomiske omkostninger væsentligt.

**Indberetning på
samme måde som
for målrettede
afgifter**

I praksis kan de omsættelige udvaskningsadgange implementeres på samme måde som de målrettede afgifter. Efter at være blevet tildelt sine udvaskningsadgange, skal hver bedrift herefter indberette, hvad der dyrkes hvor, antal husdyr, efterafgrøder osv. På denne baggrund kan regulator beregne udvaskningen fra bedriften.

**Mulighed for
handel**

Med denne regulering kan der opstå store forskelle mellem bedrifternes omkostninger ved reguleringen, og det bør således være tilladt at handle med udvaskningsadgangene inden for hvert delvandopland for at udligne disse forskelle. Denne handel skal således indgå i bedrifternes indberetning og regulators beregning af, om udvaskningsretten på bedriften er overholdt.

**Kollektive
virkemidler er
ikke integreret
i reguleringen ...**

Sådan som reguleringen med udvaskningsadgange er fremlagt i Fødevarer- og landbrugspakken og efterfølgende i vandområdeplanerne, ser det ud til, at de såkaldte kollektive virkemidler (vådområder, minivådområder mv.) ikke indgår som en integreret del af den målrettede kvælstofregulering.²⁸ Der gives således tilskud til kollektive virkemidler, som ikke er målrettet gevinsten ved reduktionen, og an-

28) I beregningerne i afsnit I.4 indgår de kollektive virkemidler kun i den udstrækning, det er økonomisk optimalt frem for med den fulde effekt angivet i vandområdeplanerne, jf. Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (2016a). Dette er gjort for at kunne sammenligne de forskellige former for regulering bedst muligt.

vendelsen af kollektive virkemidler ser ikke ud til at påvirke reguleringen med udvaskningsadgange på bedriftsniveau. Det indskrænker bedrifternes muligheder for at tilpasse sig og øger omkostningerne ved reguleringen. Bedrifternes reduktionsomkostninger betyder således ikke noget for, hvor de kollektive virkemidler bliver placeret. Når tilskuddenes størrelse ikke er målrettet gevinsten, kan det desuden bevirke, at der i nogle delvandoplande bliver brugt for mange af de kollektive virkemidler og for få i andre delvandoplande i forhold til, hvad der er samfundsøkonomisk hensigtsmæssigt.

**... men det bør
de være**

Det ville således reducere de samfundsøkonomiske omkostninger at inkludere anvendelsen af de kollektive virkemidler i reguleringen med udvaskningsadgange. Ved regulering med omsættelige udvaskningsadgange ville det give bedriften ekstra udvaskningsadgange, som enten kan indgå i bedriftens eget regnskab for overholdelsen af reguleringen eller de kan sælges til andre bedrifter inden for det samme delvandopland.

**Kompensation
kan lede til
samfundsmæssige
omkostninger**

Det fremgår af Fødevarer- og landbrugspakken, at de landmænd, som har omkostninger ved at leve op til reguleringen med udvaskningsadgangene skal kompenseres. Dette kan som vist i afsnit I.4 give anledning til nogle samfundsøkonomiske omkostninger, hvis kompensationens størrelse afhænger af den enkelte landmands produktionsbeslutning. Er der et politisk ønske om kompensation, anbefales det, at kompensationen er afkoblet den fremtidige produktion og aftrappes henover en årrække, jf. diskussionen tidligere i afsnittet og afsnit I.4. Derved kan det undgås, at kompensationen forvrider incitamenterne og øger reguleringens samfundsøkonomiske omkostninger.

**Tildeling af
rettigheder
bør afkobles
produktionen**

Omsættelige udvaskningsrettigheder bør tildeles efter samme principper omkring afkobling som den før skitserede afgiftstilbageførsel. Tildelingen af udvaskningsrettigheder bør således ikke variere med den fremtidige produktion og dermed heller ikke påvirke denne. Tildeles rettighederne i forhold til det dyrkede areal, vil der være et forhøjet incitament til at beholde jorden som dyrkningsjord frem for at

tage den ud af drift til andre formål. Rettighederne bør således ikke være betinget af, at jorden dyrkes.

Kombination med anden regulering

Landbrugsdrift og særligt anvendelse og produktion af husdyrgødning medfører en lang række eksternaliteter udover kvælstofudledningen til de danske kystvande, jf. afsnit I.2.

Kombination af regulering behøver ikke øge kompleksiteten

Afsnit I.4 belyste, hvordan målrettede afgifter relativt simpelt kan tage højde for flere forskellige lokale indsatsbehov, som følger af forskellige målsætninger for kystvande, grundvand og evt. habitatområder. Fordelen ved målrettede afgifter er særligt, at kompleksiteten for den enkelte landmand ikke forøges ved denne kombination af reguleringer.

Detaljeringsgrad har betydning for hensigtsmæssig reguleringsform

Indsatsbehovet for kvælstofreduktioner i forhold til grundvand er dog begrænset til mindre geografiske områder end indsatsbehovet i forhold til kystvandene. Hvis de administrative enheder bliver meget små, så der f.eks. kun skal reguleres på dele af en bedrift, kan det overvejes, om det i stedet er mere hensigtsmæssigt at regulere med mere specifikke tiltag målrettet det enkelte område.

Andre eksternaliteter påvirker værdi af tiltag

Regulering af landbrugets kvælstofudledning kan også både positivt og negativt påvirke andre eksternaliteter, der ofte opstår i forbindelse med landbrugsdrift. Reguleringen kan f.eks. påvirke landbrugets fosfor- og drivhusgasudledninger samt landbrugets afledte effekter på biodiversitet og rekreative værdier. Hensynet til disse eksternaliteter kan have indflydelse på, hvilke virkemidler det er mest omkostnings-effektivt at anvende, og hvor det bedst kan betale sig at anvende dem, set ud fra et samfundsøkonomisk perspektiv.

Målrettet regulering af alle eksternaliteter samlet ...

I princippet kan man regulere hver eksternalitet for sig, f.eks. med målrettede afgifter på fosforudledninger og drivhusgasudledninger, tilskud til rekreative tiltag og biodiversitetsfremmende tiltag osv. Hvis alle eksternaliteter reguleres med sådanne afgifter og tilskud, har hver bedrift mulighed for at optimere sin produktion givet disse reguleringer således, at de samlede samfundsøkonomiske omkostninger minimeres. Værdien af de forskellige eksternaliteter ved

hver type af tiltag kan ydermere samles af regulator til en bedriftsspecifik tilskudsværdi, som gør det let for landmanden at forholde sig til i sin produktionsbeslutning. Landmanden kan på den måde f.eks. let se, hvad det samlede tilskud til en ha skov er på hans bedrift. Igen skal man dog være opmærksom på, at der kan være behov for mere detaljeret regulering af nogle eksternaliteter.

... kan give en gevinst for samfundet

Hvis reguleringen af de mange eksternaliteter fra landbruget udformes på denne måde og målrettes, vil det medføre en samfundsøkonomisk gevinst. Da nogle virkemidler såsom skov og lavbundsprojekter kan have store effekter på både kvælstof, klima, biodiversitet og rekreativitet, vil den samlede indsats for at opnå alle mål være mindre end summen af de indsatser, der skal til for at nå et givent mål for hver eksternalitet isoleret set. Det betyder, at man formodentlig kan nedjustere de afgifter, subsidier eller kvoter man beregner, der skal til for at nå den enkelte målsætning for hver eksternalitet. Hvor meget vil være vanskeligt at beregne på forhånd og vil derfor sandsynligvis ske som en gradvis justering efterhånden, som man ser, hvor stor effekt reguleringen af hver eksternalitet har på øvrige eksternaliteter.

I.6 Sammenfatning og anbefalinger

Analyse af omkostninger ved kvælstofregulering

Der er i dette kapitel foretaget en undersøgelse af de samfundsøkonomiske omkostninger ved forskellige typer af regulering af landbrugets kvælstofudledninger. Reguleringerne opnår alle det indsatsbehov for landbrugets kvælstofudledning til kystvandene, som er beskrevet i vandområdeplanerne, og som skal opnås inden 2021. Dette indsatsbehov er et skridt på vejen til at opfylde målet om god økologisk tilstand i de danske kystvande, som det defineres i EU's vandrammedirektiv.

Regulering bør være målrettet

Såfremt indsatsbehovet skal opnås med lavest mulige samfundsøkonomiske omkostninger, er det vigtigt, at reguleringen foretages *målrettet*. Reguleringen bør målrettes i flere dimensioner. Det er vigtigt, at reguleringen tager højde for forskellen i indsatsbehovet imellem de forskellige delvandoplande. Hvis dette ikke gøres, bliver bedrifter i delvan-

doplande uden eller med et lille indsatsbehov underlagt unødigt stram regulering. Det er desuden vigtigt, at reguleringen målrettes retentionen indenfor de enkelte delvandoplande, dvs. hvor stor en del af det kvælstof, som bedriften udvasker til rodzonen, der ikke udledes til kystvandet. Hvis bedrifter, der ligger på jord med lav retention, gør mest for at reducere kvælstofudvaskningen, reducerer det de samlede samfundsøkonomiske omkostninger ved at nå målsætningen.

Aftale om ny regulering af kvælstofudledningen

Fødevarer- og landbrugspakken fra december 2015 lempede den hidtidige regulering af landbrugets kvælstofudledning. Lempelsen bestod primært i en afskaffelse af ikke-målrettede reduktioner i den tilladte mængde gødning under det driftsøkonomisk optimale niveau – såkaldte ensartede normer. Fødevarer- og landbrugspakken opstillede også principper for den fremtidige regulering af landbrugets udledninger, de såkaldte udvaskningsadgange. Denne regulering forventes fuldt indfaset i 2021. Udover kvælstofreguleringen med udvaskningsadgange er der også planlagt indsatser med såkaldte kollektive virkemidler, såsom etablering af minivådområder og vådområder. Tilsammen forventes udvaskningsadgangene og de kollektive virkemidler at reducere den årlige kvælstofudledning med 6.000 ton i 2021. Sammen med visse andre indsatser forventes målene for reduceret kvælstofudledning fra landbruget i 2021 at blive nået på denne måde.

Aftale medfører merudledning i perioden 2016-2021 ...

Idet Fødevarer- og landbrugspakken lempede den eksisterende regulering, og den nye kvælstofregulering først ventes at være fuldt indfaset i 2021, vil kvælstofreduktionen i perioden 2016-21 være mindre end forventet før aftalen om Fødevarer- og landbrugspakken blev indgået. Ved at udskyde indfasningen af den nye regulering har man udskudt landbrugets omkostninger ved kvælstofregulering i en årrække. Imidlertid har man også udskudt de miljøgevinster, som opnås ved at reducere udledningen af kvælstof.

... og kan øge omkostninger for landbruget på sigt

Den midlertidige lempelse kan medføre, at fremtidige kvælstofudledninger skal reduceres mere for at opnå god økologisk tilstand. Dette skyldes såkaldte hysterese-effekter. Omkostningerne ved at opnå miljømålene set over et længere tidsperspektiv kan derfor være blevet forøget som konse-

kvens af Fødevarer- og landbrugspakken. Såfremt der er et ønske om at støtte landbruget økonomisk i en årrække, kan dette gøres mere effektivt og uden negative konsekvenser for miljøet ved brug af andre instrumenter end at lempe miljøreguleringen.

Analysen tager indsatsbehov for givet

Den foretagne analyse har ikke indregnet mulige samfundsøkonomiske omkostninger af de ovenfor beskrevne effekter. I analysen undersøges de årlige samfundsøkonomiske omkostninger ved at opnå indsatsbehovet for 2021. Disse indsatsbehov er taget for givet i analysen.

Forskellige reguleringer undersøgt

Der er foretaget analyser af de samfundsøkonomiske omkostninger ved at nå målet om en reduktion i kvælstofudledningerne på 6.000 ton med følgende typer af regulering, hvor også kollektive virkemidler indgår:

- Målrettede afgifter, der er en videreudvikling af De Økonomiske Råds formandskabs anbefaling til indretningen af kvælstofregulering fra 2015, jf. De Økonomiske Råds formandskab (2015). Målrettede afgifter er målrettet både indsatsbehov og retention.
- Udvaskningsadgange, der er målrettet indsatsbehov, men ikke retention. Der er foretaget analyser på to varianter af udvaskningsadgange. Den første variant tager udgangspunkt i normer. Den anden variant tager udgangspunkt i omsættelige udvaskningskvoter.
- Differentierede normer, der er regulering ved normer, som er målrettet indsatsbehov og retention.
- Ensartede normer, der ikke er målrettede.

Målrettede afgifter er billigst

Analysen viser, at målrettede afgifter er den samfundsmæssige mest omkostningseffektive måde at nå indsatsbehovet på. Omkostningen ved at opnå en årlig reduktion af kvælstofudledningerne på 6.000 ton er 0,58 mia. kr. årligt. Målrettede afgifter giver desuden landbruget de bedste incitamenter til på længere sigt at flytte den produktion, der udvasker mest kvælstof til områder, hvor miljøpåvirkningen er mindst. Det anbefales derfor at regulere landbrugets kvælstofudledninger ved hjælp af målrettede afgifter.

Stor variation i omkostninger ved udvaskningsadgange

Omkostningerne ved udvaskningsadgange afhænger af, hvordan Fødevarer- og landbrugspakkens principper implementeres. Omkostningerne ved at benytte normbaserede udvaskningsadgange frem for omsættelige udvaskningsadgange medfører en meromkostning på ca. 400 mio. kr. om året. Omsættelige udvaskningsadgange opnår indsatsbehovet med en årlig omkostning på 0,64 mia. kr. Omsættelige udvaskningsadgange er således kun ca. 10 pct. dyrere end målrettede afgifter, og er derfor også en relativt attraktiv reguleringsmodel. Såfremt det ønskes at basere reguleringen på principperne beskrevet i Fødevarer- og landbrugspakken, anbefales det derfor at benytte omsættelige udvaskningsadgange fremfor normbaserede udvaskningsadgange.

Gevinst ved målrettede afgifter undervurderet

Det er muligt, at gevinsten ved at vælge målrettede afgifter frem for omsættelige udvaskningsadgange er større end forskellen i de beregnede samfundsøkonomiske omkostninger, der er nævnt ovenfor. Dette skyldes en risiko for, at de lokale kvotemarkeder er for små til at udvaskningsadgangene er tilstrækkeligt omsættelige. Dette vil trække i retning af, at omkostningerne ved omsættelige udvaskningsadgange er undervurderede. Desuden vil opnåelsen af målet om yderligere og mere differentierede reduktioner i kvælstofudledningen i perioden 2021-27 øge gevinsten ved at benytte målrettede afgifter.

Risiko for ulovlig handel kan øge omkostninger ved normbaseret regulering

Regulering ved hjælp af normer, herunder normbaserede udvaskningsadgange, giver incitament til ulovlig handel med kvælstof mellem bedrifter. Beregninger viser, at det kan føre til væsentlige forøgelser af de samfundsøkonomiske omkostninger samt udskyde tidspunktet for, hvornår de fastsatte miljømål nås, hvis der reguleres ved hjælp af differentierede normer eller normbaserede udvaskningsadgange. Målrettede afgifter samt omsættelige udvaskningsadgange giver som de eneste typer af regulering ikke disse uhenigtsmæssige incitamenter til ulovlig handel. Risikoen for forøgede samfundsøkonomiske omkostninger på grund af ulovlig handel undgås derfor ved at vælge en af disse reguleringer. Dette er et yderligere argument for at benytte en af disse to typer af regulering.

Ensartede og differentierede normer dyrere end målrettede afgifter

Regulering ved hjælp af ensartede normer eller differentierede normer giver væsentligt højere samfundsøkonomiske omkostninger end målrettede afgifter og omsættelige udvaskningsadgange. Dette, kombineret med risikoen for meromkostninger på grund af ulovlig handel, bevirker, at ensartede og differentierede normer ikke anbefales som grundlag for den fremtidige regulering.

Mest efficient regulering også billigst for flest

Fordelingen af de samfundsøkonomiske omkostninger mellem bedrifter varierer mellem de undersøgte reguleringer. De målrettede afgifter opkræver som den eneste af de undersøgte reguleringer et afgiftsprovenu. Dette øger de privatøkonomiske omkostninger for de enkelte landmænd, selvom denne regulering har de laveste samfundsøkonomiske omkostninger. Dog kan man vælge at tilbageføre proventuet til landbruget. I så fald er målrettede afgifter billigst for flest bedrifter. Der er således ingen modsætning mellem at vælge en efficient regulering, der giver lave samfundsøkonomiske omkostninger, og vælge den regulering, der er billigst for flest landmænd.

Tilbageførsel af afgiftsprovenu skal afkobles

Hvis man vælger at tilbageføre afgiftsproventuet fra de målrettede afgifter, bør tilbageførselens værdi ikke kunne påvirkes af den enkelte landmands produktionsbeslutning. En sådan afkoblet tilbageførsel giver de bedste incitamenter til at placere produktion, der udvasker meget kvælstof i de områder, hvor kvælstoffets miljøpåvirkning er lavest. Sådanne flytninger er ikke en del af den foretagne analyse, men vil på sigt kunne reducere de årlige samfundsøkonomiske omkostninger ved målrettede afgifter yderligere. Der er i kapitlet skitseret en model for en afkoblet tilbageførsel, hvor den enkelte bedrifts tilbageførsel afhænger af produktionen *inden* den nye regulering bliver indført, men ikke kan påvirkes af produktionsbeslutninger, der tages *efter* den nye regulering er indført.

Målrettede afgifter øger ikke administrativ byrde ...

Regulering ved hjælp af målrettede afgifter har potentialet til at sænke den administrative byrde for den enkelte landmand. Således er kravet om gødningsregnskaber ikke nødvendige for regulering ved hjælp af målrettede afgifter. Det er dog usikkert, i hvor stort omfang den administrative byr-

de vil kunne lettes, idet gældende EU-lovgivning kan nødvendiggøre en fortsat kontrol af gødningstilførslen.

... og er for landmanden en hektarafgift pr. afgrøde

For den enkelte landmand er målrettede afgifter blot én fast hektarafgift pr. afgrøde. Den enkelte landmand kan således selv påvirke den samlede afgifts størrelse ved sit valg af afgrøder samt ved at justere størrelsen af sit husdyrhold. Hektarafgifterne varierer mellem bedrifter. Fastlæggelsen af hektarafgifterne pr. afgrøde for den enkelte bedrift fastlægges ud fra bedriftens retention og reduktionsbehovet i delvandoplandet. Effekten på bedriftens økonomi af sådanne dyrkningsafgifter er mindre kompliceret at beregne for den enkelte landmand end normbaseret regulering, der kompliceres af samspillet mellem gødningstilførsel, proteinindhold og udbytte.

Målrettede afgifter kan kombinere indsatsbehov uden øget kompleksitet

Landbrugets kvælstofudledninger påvirker ikke kun kystvandets miljøtilstand. Også grundvand samt følsomme naturområder belastes af landbrugets kvælstofudledninger. Afskaffelsen af den hidtidige regulering og indførelsen af en ny regulering, der er målrettet kystvandets miljøtilstand, kan føre til lokale forringelser af f.eks. grundvandets kvalitet. Dette vil medføre lokale indsatsbehov for ikke at forringe grundvandets kvalitet. Lokale indsatsbehov kan reguleres efter samme principper som målrettede afgifter. Der er udført illustrative beregninger af dette. Beregningseksemplerne illustrerer, at regulering ved hjælp af målrettede afgifter er den samfundsmæssigt set mindst omkostningsfulde måde at regulere efter flere indsatsbehov på, uden at reguleringens kompleksitet øges for den enkelte landmand. Dette skyldes, at to eller flere sæt af målrettede afgifter kan kombineres til et enkelt sæt af dyrkningsafgifter.

Alle virkemidler bør indgå i den målrettede regulering

Den enkelte landmand kan forventes at have den bedste information om, hvilke midler til kvælstofreduktion der kan betale sig på netop hans eller hendes bedrift. Dette taler for, at alle virkemidler, som en bedrift har til rådighed for at reducere kvælstofudledningen, indgår i det målrettede reguleringssystem. Det eksisterende generelle krav om efterafgrøder bør derfor ophæves, og al udlægning af efterafgrøder bør indgå i den målrettede regulering. Brugen af de såkaldte kollektive virkemidler, der inkluderer vådområder, mini-

vådområder, skovrejsning m.m. bør også integreres i den målrettede regulering. Der er i Fødevarer- og landbrugspakken ikke lagt op til en ophævelse af det generelle efterafgrødekrav. Ligeledes er der ikke lagt op til, at de kollektive virkemidler integreres i den målrettede kvælstofregulering.

Litteratur

De Økonomiske Råds formandskab (2015): *Økonomi og Miljø 2015*.

Eriksen, J., P.N. Jensen og B.H. Jacobsen (2014): *Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering*. DCA rapport nr. 052. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug. Aarhus Universitet.

Hasler, B., A. Dubgaard, J.M. Eberhardt, A. Koed, L. Martinsen, J. Nielsen, J. Støttrup og M. Wisz (2016): *Samfunds- og sektorøkonomisk analyse af vandmiljøindsatsen i landdistriktsprogrammet (LDP) og fiskeriprogrammet (EHFF)*. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 214. Aarhus universitet.

Henriksen, P. (2012): *Hvorfor er kvælstofudledning et problem i vandmiljøet? Kort beskrivelse af sammenhængen mellem kvælstofudledning til vandmiljøet og natur- og miljøeffekter*. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Aarhus Universitet.

Højberg, A.L., J. Windolf, C.D. Børgesen, L. Troldborg, H. Tornbjerg, G. Blicher-Mathiesen, B. Kronvang, H. Thodsen og V. Ernstsen (2015): *National Kvælstofmodel. Oplandsmodel til belastning og virkemidler*. Metode rapport. Revideret udgave september 2015.

Jacobsen, B.H. (2012): *Analyse af omkostningerne ved en yderligere reduktion af N-tabet fra landbruget med 10.000 tons N*. FOI Udredning 2012/26. Fødevarerøkonomisk Institut, Københavns Universitet.

Jacobsen, B.H. (2014): *Analyse af omkostningerne ved scenarier for en yderligere reduktion af N-tabet fra landbruget i relation til Vandplan 2.0*. IFRO-Udredning 2014/21. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet.

Jacobsen, B.H. (2016): Analyse af omkostningerne ved scenarier for en reduktion af N-tabet i relation til Fødevarer- og landbrugspakke 2015. IFRO Udredning 2016/09. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet.

Jensen, P.N., G. Blicher-Mathiesen, J. Rolighed, C.D. Børgesen, J.E. Olesen, I.K. Thomsen, T. Kristensen, P. Sørensen og F.P. Vinther (2016a): *Revurdering af baseline*. Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 67. Aarhus Universitet.

Jensen, P.N., S. Boutrup, J.R. Fredshavn, V.V. Nielsen, L.M. Svendsen, G. Blicher-Mathiesen, H. Thodsen, L.S. Johansson, J.W. Hansen, B. Nygaard, B. Søgaard, T.E. Holm, T. Ellermann, L. Thorling og A.G. Holm (2016b): *Vandmiljø og Natur 2015. NOVANA. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning*. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 211. Aarhus Universitet.

Jensen, J.D. (2017): Sektorøkonomiske beregninger for landbruget vedrørende alternative modeller for kvælstofregulering i landbruget. Baggrundsnotat. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet.

Miljø- og Fødevarerministeriet (2016): Svar på spørgsmål S 426, 12. januar 2016. Samme tabel som var grundlag i forhandlingerne om Fødevarer- og landbrugspakken.

Miljøstyrelsen (2014): Beskrivelse af de to modeller, som afprøves i pilotprojektet. Notat. 27. maj 2014.

Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (2016a): *Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn*. Miljø og Fødevarerministeriet.

Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (2016b): *Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Sjælland*. Miljø og Fødevarerministeriet.

Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (2016c): *Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Bornholm*. Miljø og Fødevarerministeriet.

Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (2016d): *Vandområdeplan 2015-2021 for Internationalt Vandområdedistrikt*. Miljø og Fødevarerministeriet.

Thodsen, H., J. Windolf, J. Rasmussen, J. Bøgestrand, S.E. Larsen, H. Tornbjerg, N.B. Ovesen, A. Kjeldgaard og P. Wiberg-Larsen (2016): *Vandløb 2015. NOVANA*. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 206. Aarhus Universitet.

Timmermann, K., A.C. Erichsen og J. Christensen (2016): Beregning af målbelastninger svarende til vandrammedirektivets fem tilstandsklasser. Notat fra DCE og DHI. 24. januar 2016.

Troldborg, L., C.D. Børgesen, H. Thodsen og P. van der Keur (2016): *National Kvælstofmodel. Kvælstofpåvirkning af grundvand*. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland og Aarhus Universitet.

KAPITEL II

GRØNNE AFGIFTER OG EFFEKTIV MILJØREGULERING

II.1 Indledning

Grønne afgifter kan gavne miljøet

Rent vand, ren luft og en rig natur er vigtig for vores velvære. Grønne afgifter kan være en omkostningseffektiv måde at sikre, at der tages de nødvendige miljøhensyn i forbindelse med produktion og forbrug.

Højt provenu fra grønne afgifter i Danmark

Grønne afgifter udgør også en betydelig kilde til den offentlige sektors provenu i Danmark. Provenuet fra grønne afgifter i forhold til BNP er således væsentlig højere i Danmark end i vores nabolande og i resten af OECD. Den udbredte brug af grønne afgifter gør det i princippet muligt, at miljøreguleringen i Danmark er tilrettelagt mere omkostningseffektivt end i andre lande.

Udformningen af grønne afgifter er vigtig

Det er en vigtig forudsætning for dette, at de grønne afgifter er udformet hensigtsmæssigt. Afgiftsbetalingen bør være så tæt knyttet til udledningen som muligt og alle udledere bør betale en afgiftssats, der svarer til miljøomkostningen ved deres udledning.

Nogle grønne afgifter høje ud fra hensyn til provenu

Der er imidlertid en række grønne afgifter i Danmark, som ikke er udformet på denne måde. Der er således eksempler på, at grønne afgiftssatser sættes væsentligt over, hvad miljøhensyn tilsiger. Dette sker formentlig ud fra provenuhensyn. Det er imidlertid ikke sikkert, at en højere grøn afgift tilvejebringer provenu med færrest forvridninger.

Virksomheder fritages ud fra hensyn til konkurrence

Der er også eksempler på, at virksomheder fritages for en grøn afgift eller har en væsentlig lavere afgiftssats end andre udledere. Dette sker formentlig ud fra konkurrencehensyn, men sådanne fritagelser gør en grøn afgift mindre ef-

fektiv og kan øge den samfundsøkonomiske omkostning ved at nå en given miljømålsætning.

Regelregulering i stedet for grønne afgifter

Endelig er der mange områder, hvor miljømyndighederne ikke anvender grønne afgifter. I stedet stilles f.eks. krav om at bruge mindre forurenende teknologier eller der fastlægges normer for udledningen. Disse former for regelregulering medfører ofte, at miljøindsatsen bliver mindre omkostningseffektiv end med grønne afgifter. Det vil fordyre reguleringen. Derudover kan regelregulering også risikere at forvride erhvervsstrukturen, således at forurenende virksomheder udgør en større del af økonomien.

Formål med kapitlet

Der kan være en række fordelingsmæssige eller praktiske grunde til, at man anvender regelregulering frem for grønne afgifter eller til, at man tager hensyn til provenu eller konkurrence i udformningen af grønne afgifter. Som udgangspunkt vil dette gøre miljøindsatsen dyrere. Formålet med kapitlet er at belyse de samfundsøkonomiske omkostninger ved at tage disse hensyn. Der foretages således konkrete beregninger, som skønner over de samfundsøkonomiske omkostninger ved at tage hensyn til provenu eller ved at fritage virksomheder ud fra konkurrencehensyn, når de grønne afgifter fastlægges. Endvidere belyses forvridningen af erhvervsstrukturen, som følger af at anvende regelregulering i stedet for grønne afgifter.

Analyser og afgrænsning

Der gennemføres beregninger af omlægninger af afgiften på el og vand, hvor der i begge tilfælde er fritagelser for nogle virksomheder, og hvor afgiftsniveauerne i et vist omfang synes at afspejle hensyn til provenu. Den forvridende effekt af mange former for regelregulering på erhvervsstrukturen illustreres ved en omlægning af reguleringen af landbrugets udledning af ammoniak. Beregningseksemplerne er foretaget med den anvendte generelle ligevægtsmodel REFORM, som er udviklet af DREAM, jf. Stephensen mfl. (2015). Beregningerne illustrerer potentielle samfundsøkonomiske gevinster ved at ændre de nuværende grønne afgifter og ved at erstatte regelregulering med grønne afgifter. Det er imidlertid ikke hensigten med kapitlet at komme med et samlet forslag til en grøn skattereform.

Grønne afgifter i tidligere miljørapporter

Grønne afgifter har tidligere været behandlet i miljørapporterne fra De Økonomiske Råds Formandskab. De økonomiske Råds formandskab (2009) indeholdt således en omfattende vurdering af indretningen af grønne afgifter i Danmark. Derudover har der i mange af de efterfølgende miljørapporter været forslag om indførelse af nye afgifter eller ændringer i udformningen af nuværende grønne afgifter. I dette kapitel samles der op på nogle af de tidligere policy-anbefalinger ved at kvantificere effekterne af ændringer i udvalgte grønne afgifter.

Indholdet i kapitlet

I det efterfølgende afsnit II.2 beskrives udviklingen i provenuet fra grønne afgifter i Danmark. I afsnit II.3 beskrives de generelle principper for, hvordan grønne afgifter bør udformes mest omkostningseffektivt. Her foretages også en sammenligning af grønne afgifter og regelregulering. I afsnit II.4 præsenteres den anvendte REFORM-model. I afsnit II.5, II.6 og II.7 præsenteres beregningerne af forskellige omlægninger af grønne afgifter. Sammenfatning og anbefalinger følger i det sidste afsnit.

II.2 Grønne afgifter i Danmark

Afgrænsning af grønne afgifter ...

Grønne afgifter anvendes ofte som betegnelse for afgifter, som er målrettet adfærdsændringer i forhold til produktion eller forbrug, der skader miljøet. Grønne afgifter bidrager dermed til at reducere den miljøbelastende adfærd og derved til et bedre miljø. Det er imidlertid ikke kun direkte miljørelaterede afgifter, der påvirker miljøet. I praksis vil alle skatter og afgifter, der påvirker forbrug eller produktion, i større eller mindre omfang have miljøeffekter.

... er ikke oplagt

Den præcise afgrænsning mellem “grønne” og “ikke-grønne” afgifter er dermed ikke oplagt. Nogle afgifter, der rubriceres som grønne, har således kun begrænsede adfærdsvirkning i forhold til miljøet, hvorfor de formentlig er motiveret af andre hensyn end miljøhensyn, eksempelvis af ønsket om at rejse et provenu til statskassen. Et ret oplagt eksempel er den høje danske registreringsafgift på biler. I det følgende tages udgangspunkt i Danmarks Statistiks definition af miljørelaterede afgifter.

Består af energi-, transport- og miljøafgifter

Danmarks Statistik opdeler de grønne afgifter i tre kategorier: energiafgifter, transportafgifter og miljøafgifter. Energiafgifter består hovedsageligt af afgifter på benzin, elektricitet og visse olieprodukter, mens transportafgifter overvejende udgøres af registrerings- og ejeravgift på motorkøretøjer. Miljøafgifter spænder over en bred palette af afgifter fra f.eks. afgiften på engangsservice til afgiften på udledning af kuldioxid (CO₂).

Udvikling siden 1990

Udgør 9 pct. af det samlede skatte- og afgiftsprovenu

Grønne afgifter bidrager med en væsentlig andel af det samlede provenu fra skatter og afgifter i Danmark. I 2015 udgjorde grønne afgifter ca. 80 mia. kr. (inkl. PSO) af de samlede skatter og afgifter på 933 mia. kr., svarende til omkring 9 pct. Siden 1990 har grønne afgifter udgjort mellem 7 og 11 pct. af det samlede skatte- og afgiftsprovenu.

Stor stigning i 1990'erne

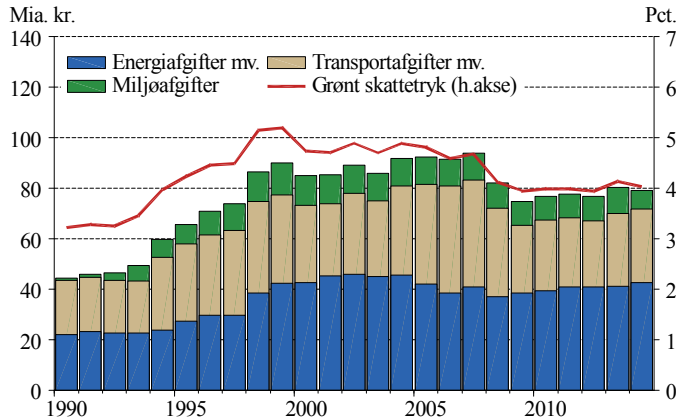
Op gennem 1990'erne steg provenuet fra de grønne afgifter. Dette førte til en stigning i det grønne skattetryk fra 3,2 pct. i 1990 til 4,9 pct. i 1999, jf. figur II.1.¹ Stigningen var hovedsagelig en konsekvens af en betydelig forøgelse af provenuet fra energiafgifter.

Konstant grønt skattetryk i det meste af 00'erne

Fra år 2000 og frem til finanskrisen i 2008 var det grønne skattetryk svagt faldende. Det skyldtes bl.a. fastlåsningen af en række afgifter, som led i skattestoppets nominalprincip fra 2001. Fra finanskrisen og frem til i dag er det grønne skattetryk faldet med omkring 0,7 pct.point., hvilket bl.a. skyldes et fald i provenuet fra registreringsafgiften. Dette fald kan tilskrives en konjunkturbetinget nedgang i bilsalget og lavere registreringsafgift på mere miljøvenlige biler (biler der kører længere på literen). Den økonomiske afmatning som følge af finanskrisen førte til fald i energiforbruget, men pga. stigninger i afgiftssatserne har dette ikke givet udslag i provenuet fra energiafgifter, jf. Sekretariatet for afgifts- og tilskudsanalysen på energiområdet (2016).

1) Det grønne skattetryk opgøres som det samlede provenu fra grønne skatter og afgifter relativt til BNP.

Figur II.1 Grønne afgifter og grønt skattetryk i Danmark



Anm.: Afgifterne er opgjort i 2015-priser. Grønt skattetryk er opgjort som det samlede provenu fra grønne afgifter relativt til BNP.

Kilde: Danmarks Statistik, Statistikbanken.

Markant stigning i miljøafgifterne i midten af 1990'erne

Miljøafgifter udgjorde i 1990 en ubetydelig del af de samlede grønne afgifter i Danmark. Provenuet fra grønne afgifter var således domineret af transport- og energiafgifter. Miljøafgifters andel steg dog fra midten af 1990'erne i forbindelse med en øget anvendelse af miljøafgifter, bl.a. blev afgiften på ledningsført vand indført her.

Husholdningerne betaler den største andel

I Danmark betaler husholdningerne den største andel af det samlede grønne afgiftsprovenu. I 2015 udgjorde husholdningernes andel således 56 pct., mens erhvervenes andel udgjorde de resterende 44 pct., jf. tabel II.1. Sammenlignet med 1995 er erhvervenes andel af det samlede provenu fra grønne afgifter steget med godt 8 pct.point.

Tabel II.1 Fordeling af grønne afgifter

	1995	2015
	----- Pct. -----	
Husholdninger	64	56
Erhverv	36	44

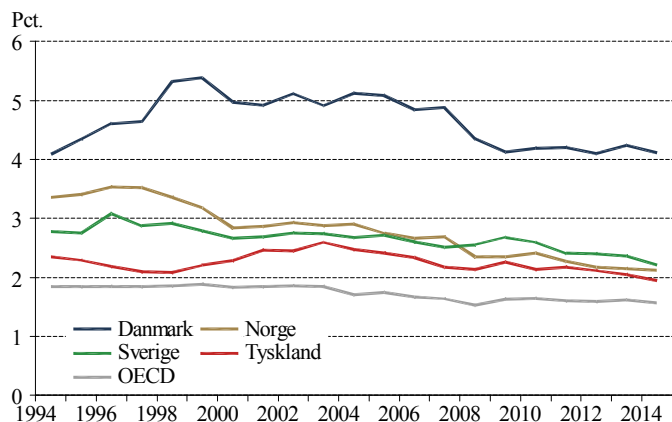
Anm.: Erhverv dækker over brancher og andre endelige anvendelser end privatforbrug, som i denne sammenhæng primært er lagerændringer.

Kilde: Danmarks Statistik, Statistikbanken.

Danmark har et relativt højt grønt skattetryk

De grønne afgifter vejer tungere i Danmark end i andre OECD-lande. I dag har Danmark et grønt skattetryk på omkring 4 pct. af BNP, mens gennemsnittet for OECD-lande er ca. 1,6 pct. I forhold til lande, vi ofte sammenligner os med, ligger Danmark højere end både Sverige, Norge og Tyskland, der alle har et grønt skattetryk på omkring 2 pct. af BNP, jf. figur II.2.

Figur II.2 Grønt skattetryk



Anm.: Grønt skattetryk er opgjort som det samlede provenu fra grønne afgifter relativt til BNP. Det grønne skattetryk for Danmark afviger fra figur II.1 pga. forskelle i afgrænsningen af grønne afgifter.

Kilde: OECD.

Hensyn til miljø eller provenu

At det grønne skattetryk er højere i Danmark end i andre lande, kan skyldes en mere omfattende miljøregulering og/eller, at reguleringen i Danmark i højere grad er afgiftsbaseret. Forklaringen kan også være, at f.eks. provenuhensyn spiller en større rolle i Danmark end i andre lande.

II.3 Teori og principper

I dette afsnit gives en teoretisk belysning af, hvordan afgifter kan anvendes til regulering af miljøbelastende udledninger, herunder de samfundsøkonomiske forvriddingsomkostninger der følger af at tage hensyn til bl.a. provenuskabelse, indkomstfordeling og bestemte virksomheder eller sektorer konkurrencevilkår ved fastlæggelsen af grønne afgifter.²

Grønne afgifter

Forurening påvirker andre end udlederen

Husholdningers forbrug og virksomheders produktion kan have afledte negative effekter på miljøet. Sådanne effekter kaldes eksternaliteter, da de påvirker andre end dem, der forurenar. Luftforurening er et konkret eksempel på en eksternalitet, hvor de relaterede negative helbredseffekter rammer samfundet som helhed og ikke kun dem, der udleder de forurenende stoffer.

Eksternaliteter er markedsfejl ...

Eksternaliteter er udtryk for markedsfejl, idet forbrugere og virksomheder ikke tager højde for de omkostninger, der påføres andre. Eksternaliteter kan betragtes som en ikke-prissat del af omkostningen ved forbrug eller produktion. Det betyder, at de samlede samfundsøkonomiske omkostninger ikke afspejles i markedspriserne.

... som fører til mere forurening ...

Forbrugere og virksomheder har således ikke et privatøkonomisk incitament til at reducere miljøeksternaliteter, når de forbruger og producerer. Dette leder til mere forurening end, hvad der er samfundsøkonomisk optimalt.

2) Beskrivelsen i dette afsnit bygger især på Williams (2016), Mirrlees mfl. (2011) og Fullerton mfl. (2008).

... og påvirker sektorsammensætningen

Hvis forurenende virksomheder ikke betaler for de omkostninger, som deres udledning påfører samfundet, sker der reelt en subsidiering af de pågældende virksomheders produktion. Det fører til en sektorsammensætning, hvor forurenende sektorer har en relativt større produktion og dermed udgør en større andel af økonomien.

Markedsfejl kan korrigeres ved hjælp af grønne afgifter

Miljøeksternaliteter kan eksempelvis korrigeres ved at lægge grønne afgifter på udledning af forurenende stoffer. Grønne afgifter gør, at det bliver dyrere at producere og købe varer, som leder til forurening. Herved gives forbrugere og virksomheder et økonomisk incitament til at tage højde for de miljøeksternaliteter, som deres produktion og forbrug medfører. Pålægges grønne afgifter, vil virksomhedernes privatøkonomiske omkostninger i højere grad svare til det samfundsøkonomisk optimale.³ Derved fjernes den forvridning, der opstår, når virksomheder kan forurene gratis, jf. boks II.1.

Grønne afgifter bør afspejle miljøomkostning

Grønne afgifter bør afspejle den miljømæssige omkostning ved udledning af forurenende stoffer, dvs. afgiftssatsen skal svare til den marginale eksterne skadesomkostning.⁴ Afgiften bør i princippet lægges på selve udledningen af forurening. I praksis kan det være svært at måle de faktiske udledninger, og grønne afgifter lægges derfor ofte på input eller output, som er tæt relateret til udledningen. Et eksempel er CO₂-afgiften, som er lagt på købet af fossile brændsler.

Afgifter er instrument til at nå en målsætning

I dansk og international miljøpolitik arbejder man ofte med målsætninger for reduktion af udledninger eller miljøtilstand. Grønne afgifter kan her bruges som instrument til at opnå en ønsket reduktion i udledningen. I praksis kan det dog være nødvendigt løbende at justere afgiftssatsen, så den givne målsætning overholdes, når forudsætningerne ændres,

- 3) At pålægge forurenende virksomheder en grøn afgift af deres udledning er i overensstemmelse med "forureneren betaler" princippet.
- 4) Grønne afgifter blev første gang foreslået af Pigou (1920) og kaldes derfor også for Pigou-afgifter. Hvis der er flere miljøeksternaliteter, bør der pålægges en afgift på hver af de forurenende aktiviteter. Afgiftens størrelse bør også i det tilfælde svare til de marginale skadesomkostninger.

eksempelvis som følge af stigende efterspørgsel, ændrede priser eller teknologisk udvikling.

**Kan påvirke
indkomst-
fordeling**

Når der indføres en grøn afgift, vil det typisk påvirke indkomstfordeling og erhvervsstruktur. I praksis kan der derfor være nogle indkomstgrupper eller erhverv, der umiddelbart påvirkes negativt, selvom der fremkommer en samfundsøkonomisk gevinst. Dette er nærmere beskrevet senere i afsnittet.

**Tilvejebringer
provenu**

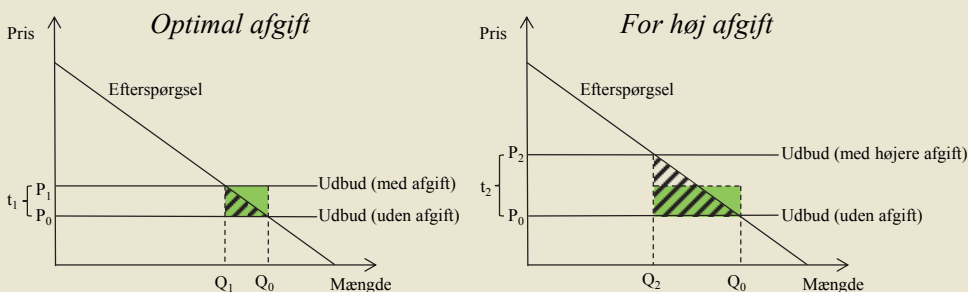
Formålet med grønne afgifter er at korrigere for en markedsfejl, men samtidig opnå et provenu, der tilfalder den offentlige sektor. Så længe afgifterne på forurenende aktiviteter ikke sættes højere end de marginale skadesomkostninger, vil dette provenu tilvejebringes samtidig med, at der opnås en samfundsøkonomisk effektivitetsgevinst. Herved adskiller grønne afgifter sig fra andre skatter og afgifter, som alene er pålagt for at skaffe et provenu.

Boks II.1 Korrektion af markedsfejl som følge af eksternaliteter

I det følgende illustreres grønne afgifters virkning på forbrugernes forbrugsbeslutning, og hvordan en grøn afgift leder til en samlet samfundsøkonomisk gevinst, når afgiftssatsen er sat korrekt. Endvidere vises det, at en for høj grøn afgift kan lede til en samfundsøkonomisk omkostning.

Antag, at der på et marked for et forurenende gode er fuldkommen konkurrence, således at markedsprisen afspejler de marginale produktionsomkostninger. Forbruget af det forurenende gode er i udgangspunktet ikke reguleret. Det betyder, at forbrugernes efterspørgsel alene fastsættes ud fra de privatøkonomiske omkostninger (P_0), hvilket fører til et forbrug på Q_0 , som vist i venstre del af figur A. Pålægges forbruget af det forurenende gode en afgift (t_1), som svarer til den marginale eksterne miljøomkostning, vil prisen stige til P_1 . P_1 afspejler de samlede samfundsøkonomiske omkostninger. Afgiften vil således gennem markedsmekanismer sænke forbruget fra Q_0 til Q_1 , og dermed også reducere den afledte miljøbelastning. I figur A er det antaget, at den eksterne miljøomkostning pr. mængdeenhed er konstant. Den samlede miljøgevinst er derfor arealet af den grønne firkant i figur A, ved reduktionen i forbruget fra Q_0 til Q_1 , idet t svarer til de marginale eksterne miljøomkostninger.

Figur A – Effekten af en afgiftsstigning på dødvægtstab og miljøgevinst



Grønne afgifter er generelt forbundet med to modsatrettede effekter. Den første effekt er gevinsten ved forbedret miljø, som følge af reduceret forbrug af det forurenende gode. Den anden effekt er tab af nytte for forbrugerne, idet forbrugeroverskuddet reduceres. Dette tab betegnes som et dødvægtstab og svarer til arealet af den skraverede trekant i figuren. Dødvægtstabet omtales også som et forvriddingstab og opstår, fordi forbrugerne ændrer deres forbrugssammensætning, som følge af afgiftspåleggelsen. Herved forvrides deres adfærd. Det ses, at miljøgevinsten (firkanten) er større end dødvægtstabet (trekanten), når afgiften er lig den marginale eksterne omkostning (venstre side af figur A).

Boks II.1 Korrektion af markedsfejl som følge af eksternaliteter, fortsat

Sættes afgiften højere end den marginale eksterne omkostning, kan nettogevinsten blive nul eller sågar negativ. Både miljøgevinsten og dødvægtstabet øges, når afgiften øges. Generelt gælder det, at en stigning i afgiften vil føre til en proportional stigning i miljøgevinsten og en mere end proportional stigning i dødvægtstabet, jf. bl.a. Gruber (2011) og Nechyba (2010). Dette er også tilfældet i det viste eksempel i figur A.

I højre del af figur A er afgiften (t_2) fordoblet relativt til den venstre del, og afgiften er dermed sat højere, end det er miljømæssigt optimalt. Den højere afgift øger miljøgevinsten (det grønne areal) proportionalt, mens dødvægtstabet i det konkrete eksempel bliver fire gange større (det skraverede område). Miljøgevinsten og dødvægtstabet er i eksemplet nu lige store svarende til, at den samfundsøkonomiske gevinst ved afgiften netop er forsvundet. For afgifter højere end t_2 vil den samlede gevinst være negativ.

I figur A er provenuet fra grønne afgifter givet ved henholdsvis $t_1 \times Q_1$ og $t_2 \times Q_2$. I det viste eksempel er provenuet størst i figuren til højre, hvor den samfundsøkonomiske gevinst er mindst (nul). Dette illustrerer, at sættes afgiften højere, end det er miljømæssigt velbegrundet kan man godt opnå et større provenu, men det vil være forbundet med et samfundsøkonomisk tab (i forhold til den optimale afgift).

Andre hensyn end miljø?**Bør afgiftssatsen afvige fra skadesomkostningen?**

Grønne afgifter kan afvige fra den marginale skadesomkostning ud fra andre hensyn end miljøbelastning. Sådanne hensyn er bl.a.:

- Tilvejebringelse af provenu
- Konkurrencehensyn i form af lavere grønne afgifter for virksomheder
- Fordelingshensyn i forhold til forurenende og ikke-forurenende virksomheder, og mellem forskellige dele af befolkningen

I det følgende gennemgås disse hensyn, og det vurderes, om det er hensigtsmæssigt at afvige fra princippet om, at en grøn afgift skal afspejle den marginale skadesomkostning for alle udledere. Gennemgangen viser, at det vil være for-

bundet med samfundsøkonomiske forvridningsomkostninger at tage hensyn til provenuskabelse, konkurrencevilkår eller fordeling. Det er derfor vigtigt at være opmærksom på de samfundsøkonomiske omkostninger, der følger af at tage disse hensyn, når miljøreguleringen tilrettelægges. I den forbindelse skal det overvejes dels, om dette er omkostningerne værd og dels, om omkostninger kan reduceres, ved at disse hensyn varetages på anden vis f.eks. gennem indkomstkatten.

Tilvejebringelsen af provenu

Højere afgiftssats øger provenu, men også forvridning

Sættes afgiftssatsen højere end de marginale skadesomkostninger, vil det være muligt at tilvejebringe yderligere provenu gennem opkrævningen af grønne afgifter. Det centrale spørgsmål er, om det samme provenu kan tilvejebringes gennem andre instrumenter med lavere forvridningsomkostninger til følge.

Brede skattebaser er vigtige ift. tilvejebringelse af provenu

Forvridningsomkostningerne ved at opkræve et givet provenu er som udgangspunkt mindre, jo bredere skattebase provenuet opkræves af.⁵ Det skyldes, at incitamenterne til at substituere forbruget over mod ikke-afgiftsbelagte varer er mindre med en lav afgiftssats, ligesom substitutionsmulighederne er mindre, når mange varer er afgiftsbelagt (bred skattebase), jf. f.eks. Gruber (2011). Grønne afgifter pålægges ofte relativt smalle skattebaser sammenlignet med moms og indkomstskat, der typisk regnes for at være nogle af de bredeste skattebaser.

Indkomstskat forvrider i færre led

Indkomstkatten forvrider ligeledes færre led af de økonomiske beslutninger, idet den alene forvrider arbejdsudbuddet. Til sammenligning forvrider afgifter, der er pålagt forbrugsgoder og inputfaktorer, både arbejdsudbuddet og forbrugssammensætningen hos husholdninger og valget af produktionsinput i virksomhederne. Afgifter på et forbrugsgode fører således både til, at forbrugerne substituerer over

5) Bredden af en skattebase afhænger af størrelsen af det potentielle skattegrundlag. For eksempel er moms en bred skattebase, da den er pålagt næsten alle varer og tjenesteydelser. Omvendt er punktafgifter som oftest smalle skattebaser, da de kun er pålagt enkelte varer.

mod forbrug af andre varer og til, at arbejdsudbuddet reduceres, fordi et højere prisniveau påvirker reallønnen negativt.

Oprindeligt argument for højere afgiftssats ...

I 1990'erne blev der i den økonomiske litteratur argumenteret for at sætte satsen på grønne afgifter *højere* end den marginale skadesomkostning. Provenuet fra den grønne afgift kunne så anvendes til at reducere andre mere forvridende skatter, hvorved de samlede forvridningsomkostninger i økonomien skulle blive reduceret. Dette omtales i litteraturen som "dobbelt dividende", da grønne afgifter kunne give gevinster i forhold til både forbedret miljø og mindre forvridning i skattesystemet.

... sidenhen for lavere afgiftssats ...

Sidenhen er der argumenteret for at sætte afgiftssatsen *lavere* end de marginale skadesomkostninger. Argumentet bygger på en forventning om, at merprovenuet fra grønne afgifter var mere forvridende end f.eks. opkrævning via en bred indkomstskat.⁶ Det skyldes dels, at grønne afgifter er punktafgifter og derfor ofte opkræves af en relativ smal skattebase og dels, at de forvrider i flere led end en indkomstskat, jf. diskussionen ovenfor.

... men bør svare til omkostning ved miljøbelastning

I dag peger den økonomiske litteratur på, at det generelt er svært at vurdere, om grønne afgifter, der afviger fra miljøomkostningerne, er mere eller mindre forvridende end andre skatter og afgifter, jf. f.eks. Williams (2016). Endvidere er andre skatter og afgifter i betydelig grad fastsat under hensyn til deres fordelingseffekter. Selvom der kunne opnås en effektivitetsgevinst ved at øge en grøn afgift og reducere en anden skat, kan denne skat i udgangspunktet være fastsat under hensyn til dens fordelingseffekter, hvorfor det er forbundet med et velfærdstab at afvige herfra, jf. Kaplow (2004) og Kreiner og Verdellin (2012). Et naturligt udgangspunkt for afgiftssatsen er derfor de marginale skadesomkostninger.

6) Der argumenteredes således for, at den "dobbelt dividende" er negativ, jf. bl.a. Bovenberg og Goulder (2002).

Konkurrencehensyn

Afgiftsfritagelse forbedrer de fritagne virksomheders konkurrencevilkår ...

Grønne afgifter, der pålægges forurenende virksomheder, øger produktionsomkostningerne og forringer derved de berørte virksomheders konkurrencevilkår. For at tilgodese forurenende virksomheder, fritages de nogle gange helt eller delvist for grønne afgifter. Det indebærer, at virksomhederne ikke betaler for de samlede samfundsøkonomiske omkostninger ved deres produktion. Herved forbedres de forurenende virksomheders konkurrencevilkår.

... men belaster resten af økonomien

Fritages forurenende virksomheder fra at betale grønne afgifter, vil de ikke have incitament til at begrænse deres udledninger. Samtidig bliver deres omkostninger reduceret. Det medfører, at de forurenende virksomheders produktion og den samlede miljøbelastning øges. Når produktionen øges i forurenende virksomheder, vil det lægge beslag på ressourcer fra andre dele af økonomien, og derfor blive modsvaret af mindre produktion i andre sektorer. Der sker således en forskydning af produktionen mod forurenende virksomheder, der er fritaget for grønne afgifter og væk fra virksomheder, der ikke forurener, eller som er afgiftsregulerede.

Dyrere at nå et miljømål

Hvis der er tale om en udledning, som er underlagt en fast miljøøkonomisk målsætning, vil afgiftsfritagelse for virksomheder indebære, at husholdninger skal stå for hele den reduktion i udledningen, der er nødvendig for at nå målsætningen. Det indebærer, at husholdningerne opkræves en højere afgiftssats, sammenlignet med en situation hvor husholdninger og virksomheder er underlagt samme afgiftsregulering. Da det er mere forvridende at have en høj afgift på en mindre skattebase end en lavere afgift på en større skattebase, vil virksomhedernes afgiftsfritagelse være forbundet med højere samfundsøkonomiske omkostninger end ved ens afgiftsbetaling.

Fritagelse svarer til erhvervsstøtte ...

Fritagelse fra grønne afgifter svarer således til at give selektiv erhvervsstøtte til virksomheder, ud fra hvor meget de forurener. Konsekvensen heraf er en forvridning af sektorsammensætningen, hvor de afgiftsfritagede, forurenende erhverv er for store, og de øvrige sektorer er for små i forhold til det samfundsøkonomisk optimale, jf. f.eks. Ekins (1999) og Holland (2009).

... og påvirker velfærden

Som udgangspunkt vil afgiftsfritagelse øge de samfundsøkonomiske omkostninger ved at opnå miljømål, eller føre til øget forurening, som påvirker den samlede velfærd negativt. Der argumenteres nogen gange for, at virksomheder udledninger ikke skal reguleres gennem afgifter, når forureningen er grænseoverskridende. Denne problemstilling belyses senere i afsnittet.

Fordelingshensyn

Grønne afgifter har fordelings-effekter

Opkrævning af grønne afgifter kan have uønskede fordelingsvirkninger. Det kan være i forhold til den personlige indkomstfordeling eller mere specifikt i forhold til de konkrete virksomheder eller borgere, der pålægges at betale afgiften. Eksempelvis fører registreringsafgiften til en omfordeling mellem bilejere, og dem der benytter anden transport.

Afkobling vigtig, hvis provenu skal tilbageføres til virksomheder

Hvis de fordelingsmæssige konsekvenser af en grøn afgift betalt af virksomheder er uønskede, kan disse bl.a. modvirkes ved at tilbageføre provenuet til de berørte virksomheder. Tilbageførsel af provenuet bør ske, så der ikke gives incitamenter til at virksomhederne ændrer adfærd i kraft af tilbageførslen. Tilbageførslen bør således ske afkoblet fra produktionens størrelse og andre forhold, som modtageren kan påvirke. Det sikrer, at de afgiftsramte virksomheder stadig har et incitament til at reducere deres udledninger, og at der ikke gives incitamenter, der forvrider økonomiens sektorsammensætning.

Effekt på indkomstfordeling kan modvirkes

For forbrugere vil grønne afgifter, i lighed med andre forbrugsskatter, tit være regressive, jf. De Økonomiske Råds formandskab (2008). Det skyldes, at lavtlønnede bruger en større andel af deres indkomst på basale goder end højtlønnede. Uønskede fordelings effekter kan modvirkes enten gennem indkomstskattesystemet eller gennem tilbageførsel til udvalgte befolkningsgrupper. En eventuel tilbageførsel bør, analogt til tilbageføring til erhvervene, ske afkoblet, så tilbageførslen ikke har forvriddende adfærdsvirkninger. Et eksempel på en afkoblet tilbageførsel er den såkaldte grønne check, der giver et bundfradrag i indkomstskatten.

**Også fordelings-
effekter af
gevinsterne ved
regulering**

Der kan også være fordelings effekter af gevinsterne ved miljøregulering. Typisk tillægger højindkomstgrupper miljøforbedringer en højere værdi end lavindkomstgrupper, hvilket betyder, at højindkomstgrupper som udgangspunkt får en større gevinst ved forbedret miljø, jf. Kristrom og Riera (1996). Det trækker dog i modsat retning, at højindkomstgrupper i højere grad bosætter sig i områder med et godt miljø. Eksempelvis er huse tæt på motorveje ofte billigere, fordi det er forbundet med både forurenings- og støjgener at bo i disse områder. Forbedringer i miljøet i form af eksempelvis partikelfiltre og katalysatorer på motorkøretøjer vil dermed i højere grad kunne komme lavindkomstgrupperne til gode.

Regelregulering

**Regelregulering
er udbredt**

På trods af at afgifter er blevet et mere anvendt styringsinstrument i den danske miljøpolitik, så er regelregulering stadig meget udbredt. Regelregulering er bl.a. standarder og teknologikrav til produktionen eller normer for produktions resulterende udledninger. Et eksempel på regelregulering er bl.a. påbud om overdækning af gylletanke i landbruget, som reducerer udledningen af ammoniak.

**Regelregulering
forhindrer ikke
mere produktion**

Formålet med regelregulering er at sikre, at den forurening, der udledes pr. produceret enhed, reduceres. Men i almindelighed er det hensigten, at disse regler ikke skal forhindre udvidelser af den eksisterende produktion eller etablering af nye virksomheder. Virksomheder underlagt regelregulering får således typisk lov til at udlede mere, hvis de øger deres produktion, blot kravene fortsat overholdes (ligesom afgifter).

**Lignende tiltag,
men ingen
betaling for
udledning**

Under regelregulering betaler de forurenende virksomheder for implementeringen af udledningsreducerende tiltag (såsom overdækning af gylletanke), således at de forskellige teknologikrav opfyldes. Under afgiftsregulering er virksomhedens direkte produktionsomkostninger forøget tilsvarende, da afgiften giver virksomheden et incitament til selv at implementere lignende tiltag. Men herudover skal der betales afgift af den udledte mængde af forurenende stoffer (svarende til de marginale miljøomkostninger).

Mindre incitament til at reducere produktionen

De samlede produktionsomkostninger bliver som udgangspunkt mindre under regelregulering. Sammenlignet med afgiftsregulering fører det til en større produktion i den forurenende sektor og dermed også øget udledning. Den manglende betaling af den miljømæssige omkostning betyder, at produktion i en forurenende sektorer underlagt regelregulering indirekte subsidieres, sammenlignet med sektorer der enten er afgiftsreguleret eller ikke forurenere. Derved forvrides erhvervsstrukturen mod mere forurenende sektorer. Regelregulering er således forbundet med en samfundsøkonomisk meromkostning.

Regelregulering er også mindre omkostnings-effektiv

Regelregulering er også et mindre omkostningseffektivt instrument end grønne afgifter. Omkostningerne ved at reducere udledninger varierer ofte mellem forskellige forbrugere og producenter. For at et reguleringsinstrument er omkostningseffektivt, kræves det, at instrumentet giver fleksibilitet til, at udledningerne reduceres, hvor det er billigst. Afgifter har denne egenskab, hvis disse kan pålægges direkte på udledningen. Det skyldes, at en afgift sikrer samme marginale omkostning ved udledning fra alle udledere. Til sammenligning er regelregulering sjældent omkostningseffektiv, idet alle producenterne typisk er pålagt samme reduktionskrav. Det betyder, at nogle producenter skal foretage meget dyre reduktioner, mens det for andre producenter vil være billigt at reducere udledningen yderligere.

Grænseoverskridende forurening

Afgifter virker dårligt ved lækage

Under visse omstændigheder kan nogle former for regulering vise sig at være bedre egnet end afgifter. Det kan f.eks. være tilfældet, hvis forureningen er grænseoverskridende (f.eks. luftforurening). Når et område, der er underlagt miljøregulering, ikke er geografisk sammenfaldende med det område, der rammes af miljøskader, kan der opstå såkaldte lækageproblemer. Beskattes udledning i ét område, er der risiko for, at den relaterede produktion og dermed også udledningen flytter til et andet område, der ikke er omfattet af regulering. Dette betegnes som "lækage".

Internationale aftaler er den bedste regulering

Den bedste løsning til at imødegå lækageproblemet er internationale forpligtende aftaler. Anvendes afgifter til at overholde aftalens målsætninger, vil det ikke umiddelbart føre til lækage, hvis omkringliggende lande også har tilsluttet sig aftalen. Kan en international aftale ikke indgås med alle lande, kan der opstå lækage problemer. For at modvirke dette har det været foreslået at supplere grønne afgifter med told på forurenende varer fra lande, som står udenfor aftalen. Dette vil mindske fordelene ved at stå udenfor en aftale og dermed adressere et af hovedproblemerne i forhold til lækage, jf. Hoel (1996).

Ved lækage kan standarder være en bedre regulering

Er regulering via internationale aftaler ikke mulig, og ønsker et land at begrænse sin udledning af grænseoverskridende forurening, uden at det fører til omfattende lækage, argumenterer Holland (2009) for, at regelregulering kan være at foretrække frem for grønne afgifter. Det skyldes, at regelregulering reducerer udledningen pr. produceret enhed ligesom afgifter, men i forhold til en afgift giver regelregulering et mindre incitament til at reducere den indenlandske produktion og flytte den til udlandet. Kombineres regelregulering med en afgift på indenlandsk forbrug, kan man opnå den ønskelige effekt på den forurenende produktion, uden det fører til lækage. Det skyldes, at forbrugsafgiften pålægges indenlandsk såvel som udenlandsk producerede varer, og det vil derfor ikke være en fordel for virksomheder at flytte deres produktion til udlandet.

Opsummering

Grønne afgifter er et godt instrument

Grønne afgifter kan sikre en omkostningseffektiv regulering af miljøeksternaliteter, hvis afgiften svarer til miljøbelastningen og opkræves, så den er tæt korreleret med udledningen.

Andre hensyn end miljø øger omkostninger

Hvis grønne afgifter indrettes, så der tages hensyn til f.eks. provenuskabelse gennem høje afgifter eller forurenende virksomheders konkurrencevilkår gennem afgiftsfritagelse, vil det som udgangspunkt medføre forøgede forvriddningsomkostninger.

**Regelregulering
svarer til delvis
afgiftsfritagelse**

Regelregulering kan ligesom afgifter reducere udledningen pr. produceret enhed fra den enkelte virksomhed, men fritager virksomheder for at betale for den miljøbelastning, deres produktion medfører. Dermed subsidieres produktionen fra de regelregulerede virksomheder i forhold til virksomheder, som ikke forurener, og virksomheder som er underlagt afgiftsregulering. Det indebærer forvredne incitamenter, der kan føre til, at den forurenende produktion vil udgøre en større andel af økonomien.

II.4 Metode og modelgrundlag

**Analysen
foretages på
REFORM-
modellen**

De efterfølgende afsnit indeholder en række illustrative beregninger af omkostningerne ved at afvige fra principperne om optimal udformning af grønne afgifter. Beregningerne er baseret på REFORM-modellen. REFORM er en såkaldt anvendt generel ligevægtsmodel, der er udviklet af modelgruppen DREAM, jf. boks II.2.

**REFORM er en
multisektormodel
med flere
energiformer**

REFORM indeholder 73 produktionssektorer. Produktionssektorerne anvender kapital, materiale, arbejdskraft og energi, hvor energi er opdelt på olie, gas, fjernvarme og el. Disse energityper indgår også i forbrugernes efterspørgselsfunktion. Således er det muligt at vurdere, hvordan energisammensætningen påvirkes, når der ændres i afgiftssatserne på de forskellige energityper.

**Undersøger
påvirkningen på
hele økonomien**

Ved at benytte en generel ligevægtsmodel til at undersøge ændringen af en grøn afgift, belyses såvel virkningen på de direkte berørte sektorer, som de indirekte virkninger på resten af økonomien. Således undersøges både ændringer i produktions- og forbrugsstrukturen, ligesom det er muligt at vurdere, hvordan en række centrale makroøkonomiske størrelser, såsom BVT, beskæftigelse og eksport påvirkes.

Boks II.2 Beskrivelse af REFORM

Til de præsenterede beregninger anvendes DREAM-gruppens anvendte generelle ligevægtsmodel REFORM, som er beskrevet i Stephensen mfl. (2015). REFORM er en statisk-komparativ multisektormodel for en lille åben økonomi. Modellen er kalibreret til at afspejle dansk økonomi i et konjunkturrenset basisår, der primært tager udgangspunkt i år 2006. Den primære datakilde er Input/Output-tabellen fra Danmarks Statistiks nationalregnskab.

Produktionsstruktur

Modellen indeholder 73 produktionssektorer, der hver især anvender input i form af bygningskapital, maskinkapital, materialer (fra andre sektorer eller udlandet), energi samt arbejdskraft. Efterspørgslen efter produktionsfaktorerne er udledt fra en nestet CES-produktionsfunktion i et såkaldt KELBM-aggregat. Hver sektor producerer forbrugsgoder til husholdninger, eksport og materialeinput i den øvrige produktion.

Virksomheder, husholdninger og offentlig sektor

Virksomhederne antages at være profitmaksimerende og indretter deres produktion, så omkostningerne minimeres. Virksomhederne i de forskellige erhverv agerer under monopolistisk konkurrence. Således er der markedsdominans i nogle sektorer, hvor den omkostningsbestemte pris ikke er lig den faktiske varepris. Den faktiske pris er dermed en markup ovenpå omkostningerne. Disse markup er kalibreret med udgangspunkt i nationalregnskabet og er eksogene i modellen.

Der findes to typer af nyttemaksimerende husholdninger i modellen: Beskæftigede og ikke-beskæftigede. Beskæftigede har nytte af forbrug og fritid. Arbejdsudbuddet bliver dermed afhængigt af reallønnen. Ikke-beskæftigede har kun nytte af forbrug. Forbrugerne modtager løn, offentlige transfereringer samt afkast på deres aktiver. Forbrugernes efterspørgsel er bestemt i et nestet CES-forbrugssystem.

Der anvendes en additiv nyttefunktion, hvor der opnås nytte af forbrug og fritid. Arbejdsudbudselasticiteten med hensyn til lønnen efter skat er lig 0,1. Der udbydes én type arbejdskraft af husholdningerne på et fleksibelt arbejdsmarked, hvor reallønnen tilpasser sig, så ledigheden ligger på et fast strukturelt niveau, svarende til 4 pct. af arbejdsstyrken. De beskæftigede vælger, hvor mange timer de vil arbejde. I analyserne omregnes ændringer i timebeskæftigelsen til ændring i antal fuldtidsbeskæftigede.

*Boks II.2 Beskrivelse af REFORM, fortsat**Udland*

Samhandlen med udlandet sker under de såkaldte Armington-forudsætninger, hvormed det antages, at der i den indenlandske anvendelse af varer er imperfekt substitution mellem importerede og indenlandsk producerede varer. På de danske eksportmarkeder skelner efterspørgerne også mellem danske og udenlandske varer. Eksportpriselasticiteten sat til 5 for alle erhverv. Importpriselasticiteten er på 1,25 for alle erhverv.

Ækvivalerede variation

De samfundsøkonomiske omkostninger af den ændrede regulering opgøres som den såkaldt ækvivalerede variation (EV). Den ækvivalerede variation angiver det beløb, som forbrugerne skal modtage/afgive for at være lige så godt stillet som i udgangspunktet. I præsentationen af resultaterne indgår dette som et velfærdsmål for økonomien. I modellen er det ikke muligt at tage højde for, at et tiltag kan føre til en ændret fordelingsprofil. Hvis en samfundsplanlægger tillægger den givne fordelingsprofil en værdi, vil det føre til et velfærdstab, hvis der afviges fra denne fordeling. Dette er ikke medtaget i det anvendte velfærdsmål, som alene tager højde for ressourcemæssig efficiens. Desuden indgår eventuelle miljøeffekter ikke i de samfundsøkonomiske velfærdseffekter.

Modellen indeholder en afgiftsstruktur bestående af 19 forskellige afgifter og fire subsidier. Afgiftssatserne er kalibreret til at ramme afgiftsprovenuet i 2011, som er det senest tilgængelige år, hvor afgifterne er sektoropdelte. Afgifterne antages at være værdiafgifter og afgiftssystemet består af afgiftsmatricer, der er knyttet til hver celle i input/output-systemet. Afgiftssystemet er udvidet i forhold til det, der er beskrevet i Stephensen mfl. (2015). Der er også foretaget andre justeringer i modellen. Disse er beskrevet i et dokumentationsnotat, som findes på De Økonomiske Råds hjemmeside.

Det skal understreges, at der er tale om komplekse modelberegninger, der beror på en række antagelser og simplifikationer. Derfor vil der være en grad af usikkerhed forbundet med opgørelsen af de anførte økonomiske konsekvenser.

Markedsfejl er modelleret i REFORM

I REFORM er der modelleret enkelte markedsimperfektioner. Blandt andet er der indført markedsdominans og pris-sættende adfærd for nogle brancher ved at modellere positive markups.

Modelberegning medtager kun de økonomiske effekter

Som nævnt indeholder modellen forbrugere og virksomheders efterspørgsel efter miljørelaterede varer, som vand og forskellige typer af energi. Miljøeffekter og udledninger indgår ikke eksplicit i modellen, ligesom energiproduktionen ikke er opdelt på fossil og vedvarende energiproduktion. I modellen er forbrugerne eller producenternes beslutninger derfor ikke påvirket af de afledte miljøpåvirkninger. Desuden indgår eventuelle miljøeffekter ikke i de samfundsøkonomiske velfærdseffekter. Resultaterne medtager alene de økonomiske konsekvenser af en afgiftsomlægning. Betydningen af ændrede miljøeffekter kan derfor kun behandles udenfor modellen.

Andre modelbegrænsninger

Der er andre begrænsninger, som det er vigtigt at have for øje, når resultaterne vurderes og fortolkes. Modellen er statistisk, hvilket betyder, at der bl.a. ses bort fra tilpasningsomkostninger. REFORM er en generel model for udbud og efterspørgsel fra mange sektorer. I REFORM er der således ikke en detaljeret tilpasning til institutionelle forhold i hver af de forskellige sektorer. De analyserede afgiftsomlægninger kan desuden ændre indkomstfordelingen i samfundet. REFORM kan imidlertid ikke belyse omfanget eller retningen af sådanne fordelingsvirkninger.

Beregning af tre konkrete eksempler

REFORM-modellen bruges i det følgende til at analysere tre konkrete eksempler. I beregningerne omlægges elafgiften og afgiften på ledningsført vand. I begge tilfælde opgøres forvridningsomkostningerne ved at tage hensyn til provenu og konkurrence i udformningen af afgifterne. I den sidste beregning illustreres, hvilke sektorforvridninger der er forbundet med at begrænse landbrugets ammoniakudledning gennem regelregulering fremfor via grønne afgifter.

II.5 Elafgift, provenu og fritagelse

Provenu via snæver afgift forvrider

Grønne afgifter bidrager til statens samlede provenu. Hvis afgiften er pålagt forbrug eller produktion, som ikke direkte er forbundet med miljøbelastning, eller hvis afgiftssatsen er højere end de marginale skadesomkostninger, er forvridningsomkostningerne ved det tilvejebragte merprovenu typisk større end ved at benytte f.eks. indkomstskatten, jf. afsnit II.3.

Nogle afgifter er sat højere end miljøskader kan begrunde

I Danmark er der flere eksempler på afgifter, der er højere, end hvad der kan begrundes ud fra klima- og miljøhensyn. Det gælder for flere afgifter på energi og transport. Registreringsafgiften påvirker f.eks. valg af bil, men der er kun en indirekte sammenhæng mellem bilejerskab og miljøbelastning. En tidligere analyse i De Økonomiske Råds formandskab (2013) viste endvidere, at disse transportafgifter er højere end det, der kan begrundes ud fra de forskellige eksternaliteter ved transport, som f.eks. luftforurening, klimapåvirkning, trængsel og ulykker. Ligeledes bærer afgifter på forskellige typer energi præg af at være målrettet energibesparelser og provenuskabelse frem for at afspejle en miljøbelastning, jf. SKAT (2016) og Miljøstyrelsen (2002).⁷

Virksomhedsfritagelse fra dele af energiafgift

Energiafgifter er også kendetegnet ved at have en lavere afgift på energi til fremstillingsprocesser. En sådan begunstiggelse af nogle virksomheder påfører samfundet en effektivitetsomkostning, da det gør det dyrere at nå det miljømål, som afgiften er rettet mod.

Fokus på den høje afgift på el

I det følgende beskrives afgifterne på energi nærmere. Der er især fokus på afgifterne på el, da afgifterne på el er væsentlig højere end afgifterne på andre former for energi. Samtidig er el til fremstillingsprocesser stort set fritaget for afgift, mens mange tjenesteehverv betaler den fulde afgiftssats. Udformningen af elafgiften synes således både at tage hensyn til provenu og konkurrenceevne. I afsnittet beskrives beregninger, som belyser, hvilke forvriddingsomkostninger der er forbundet med disse hensyn.

Afgifter på energiprodukter

Energibeskatning tjener en række formål

De første energiafgifter i Danmark blev indført i 1970'erne og havde primært til formål at fremme energibesparelser, jf. Miljøstyrelsen (2002). Udover hensyn til at mindske energiforbruget er afgifterne på energi i dag udformet ud fra hen-

7) Der er også eksempler på grønne afgifter, der er for lave, så miljøbelastningen ikke er tilstrækkelig reguleret. Det gør sig bl.a. gældende for afgiften på udledningen af svovl. Desuden er der eksempler som udledning af partikler fra brændeovne, hvor det ville være relevant at indføre nye grønne afgifter, jf. De Økonomiske Råds formandskab (2016).

syn til både virksomhedernes internationale konkurrenceevne, hensyn til provenu og hensyn til miljøbelastningen.

EU-mål kan begrunde energiafgifter

Afgifter på energi er i høj grad indrettet med henblik på at begrænse det samlede energiforbrug. Det er imidlertid ikke oplagt, at en reduktion i forbruget af energi er en hensigtsmæssig målsætning, da energiforbrug ikke i sig selv er skadeligt for miljø og klima. I forhold til at opnå klimamål er det alene fossilt energiforbrug, der bør begrænses og ikke det samlede energiforbrug, som også omfatter vedvarende energi. Der er imidlertid på EU-plan fastsat en række mål for energibesparelser, som Danmark skal følge. Det kan derfor være nødvendigt at indrette afgifterne på energi efter disse mål.⁸

Afgifter afspejler energiindhold og miljøeffekter ...

Afgifter på energiprodukter dækker over følgende afgifter:⁹

- Energiafgift på brændsler (kul, gas og olie)
- Elafgift på elforbrug
- CO₂-afgift på udledning fra brændsler (ikke-kvoteomfattede udledninger)
- Afgift på udledning af kvælstofoxider (NO_x) og svovl (SO₂).

... men primært knyttet til energiindhold

Langt hovedparten af afgifterne på energi er baseret på energiindholdet (energi- og elafgift), som ikke direkte afspejler miljø- og klimapåvirkningen ved brug af de forskellige typer af energi, jf. boks II.3.

- 8) På EU-niveau er der en målsætning om, at EU's primærenergiforbrug skal reduceres med 20 pct. i 2020 ift. en fremskrivning af energiforbruget, der blev udarbejdet i 2007. I 2014 blev det vedtaget at forlænge dette mål til 2030, hvor primærenergiforbruget skal reduceres med mindst 27 pct. i 2030. I november 2016 har EU-kommissionen lagt op til, at energieffektiviseringsmålet skal hæves til 30 pct., og at målet skal være juridisk bindende for medlemslandene.
- 9) Afgifter på energiprodukter udgør godt halvdelen af det samlede provenu fra grønne afgifter i Danmark, jf. afsnit II.2. Indtil januar 2017 har der desuden været en PSO-afgift på elforbrug. Denne er gradvist under udfasning frem mod 2022. PSO diskuteres derfor ikke i dette kapitel. Der er også energiafgifter på benzin og diesel, men disse er ikke beskrevet her.

Elafgift højere end energiafgift pr. GJ

Energi- og elafgifterne varierer både mellem energitype og med anvendelsen af energien. Elafgiften på almindelig elforbrug og elforbrug til rumvarme er markant højere end energiafgiften på fossile brændsler (fyringsolie, naturgas og kul). Afgiften på almindeligt elforbrug er således mere end tre gange højere end energiafgiften på fossile brændsler. Desuden er biobrændsler som træ og halm ikke afgiftsbelagt.

Lavere el- og energiafgift til proces

Derudover varierer elafgiften og energiafgiften på fossile brændsler også ved, at der er markant lavere afgifter for el og energi, som anvendes til energiintensive processer i fremstillingserhvervene, sammenlignet med afgifterne for husholdninger, serviceerhverv og fremstillingserhverv uden energiintensive processer. De væsentlig lavere afgifter til energiintensive processer afspejler formentlig hensyn til de pågældende virksomheders konkurrenceevne.

Boks II.3 Afgiftssatser for energi

I denne boks beskrives afgifterne på forskellige brændsler bortset fra afgifter på brændsler anvendt til transport (benzin og diesel). Som det fremgår af tabel A, er hovedparten af afgifterne på energi baseret på energiindholdet (energi- og elafgift). Energi- og elafgifterne er ikke ens pr. GJ. Afgifterne på el og energi til proces er lavere end de øvrige afgifter, mens der ingen energiafgift er på biobrændsler (halm, træ mv.). Elafgiften på el til varme og almindeligt elforbrug er højere end de øvrige afgifter.

Energiafgifter

Energiafgifter på brændsler er fastsat ud fra energiindholdet i de forskellige produkter. Energiafgiften på brændsler til rumvarme (fyringsolie, naturgas og kul, men ikke biomasse) udgør således 54,9 kr. pr. GJ, mens den tilsvarende afgift på brændsler til procesformål for momspligtige erhverv kun er 4,5 kr. pr. GJ, svarende til EU's minimumsats.^a

Tabel A Afgiftssatser for energi i 2016

	Energi- /elafgift	CO₂- afgift	NO_x- afgift	SO₂- afgift	Sum
	----- Kr. pr. GJ -----				
Fyringsolie	54,9 ^{a)}	12,7	0,3	0,0	67,9
Naturgas	54,9 ^{a)}	9,7	0,2	0,0	64,8
Kul	54,9 ^{a)}	16,2	0,5	2,3	73,9
Halm, træ mv.	0,0	0,0	0,5	1,8	2,3
Almindelig elektricitet	185,2 ^{b)}	0,0	0,0	0,0	185,2
Elektricitet til varme ^{c)}	80,2 ^{b)}	0,0	0,0	0,0	80,2
Elektricitet til proces	0,8 ^{b)}	0,0	0,0	0,0	0,8

a) De viste energiafgiftssatser for fyringsolie, naturgas og kul er gældende for rumvarme. Til proces er disse satser 4,5 kr. pr. GJ. Energiafgiften er nul for brændsler, der indgår i elproduktion.

b) Konverteringstab ved produktion af el er medregnet med en virkningsgrad på 75,3 pct.

c) Forbrug udover 4.000 kWh i helårsboliger, som er registrerede som elopvarmede.

Kilde: Sekretariatet for afgifts- og tilskudsanalysen på energiområdet (2016) og egne beregninger.

*Boks II.3 Afgiftssatser for energi, fortsat**Miljøafgifter*

Miljøbelastningen ved afbrænding af brændsler er reguleret gennem afgifter på udledning af CO₂, NO_x og SO₂. Ved brug af fossile brændsler udenfor kvotesektoren er CO₂-afgiftssatsen 170 kr. pr. ton i 2016, mens afgiftssatsen på NO_x er 5 kr. pr. kg. SO₂-afgiften udgør i udgangspunktet 23,2 kr. pr. kg afgiftspligtigt svovl-indhold.

Elafgifter

Brændsler til el er fritaget fra energiafgiften, og elforbruget er i stedet pålagt en elafgift. Elafgiftssatsen er differentieret. Der er således forskel på afgiften alt efter om elektriciteten benyttes til proces, elvarme eller almindeligt elforbrug. Afgiften på el til proces er 0,4 øre pr. kWh, mens afgiften på elektricitet til elvarme og almindeligt elforbrug er på henholdsvis 38,3 og 88,5 øre pr. kWh. For at kunne sammenligne afgiftssatserne med energiafgiften, omregnes afgifterne til en bruttoafgift i kr. pr. GJ. Denne omregning fører til, at afgiften på el til proces svarer til 0,8 kr. pr. GJ. Afgiften på elektricitet til elvarme kan omregnes til 80,2 kr. pr. GJ, mens afgiften på almindeligt elforbrug svarer til 185,2 kr. pr. GJ.^b

Forbruget af elektricitet er ikke pålagt afgifter på CO₂, NO_x og SO₂. Det skyldes, at de i stedet er pålagt elproduktionen. Det meste af elproduktionen er omfattet af kvotesektoren, og brændsler til elproduktion er pålagt afgifter på udledning af både svovl og kvælstofoxider.

- a) Energi til procesformål er energi, som virksomheder bruger med undtagelse af energi til rumvarme, varmt vand, komfortkøling, motorbrændstof og smørelolie.
- b) Der er konverteringstab forbundet med produktion af el på konventionelle kraftværker, som der skal tages højde for, for at kunne sammenligne elafgiften med energiafgiften. I opgørelsen af elafgifterne i dette afsnit, benyttes en omregningsfaktor på godt 75 pct. Konverteringstab er beregnet ud fra elproduktionens gennemsnitlige virkningsgrad, som er forholdet mellem energiinput og -output. Ligesom Sekretariatet for afgifts- og tilskudsanalysen på energiområdet (2016), antages den gennemsnitlige virkningsgrad for brændsler at være 41,3 pct. (det svarer til, at 100 GJ brændselsinput i elproduktionen konverteres til 41,3 GJ el hos forbrugeren). Dog stammer 58 pct. af elforbruget fra sol, vind og vand, der ikke har et lignende konverteringstab i elproduktionen. Indregnes dette giver det en gennemsnitlig omregningsfaktor på godt 75 pct.

Mulige begrundelser for høj elafgift

Elafgiften på almindeligt elforbrug og el til varme er højere end energiafgiften. I det følgende undersøges, om dette kan begrundes ud fra hensyn til energisparemålsætninger, hensyn til klima eller hensyn til målsætningen om en grøn omstilling til et lavemissions samfund.

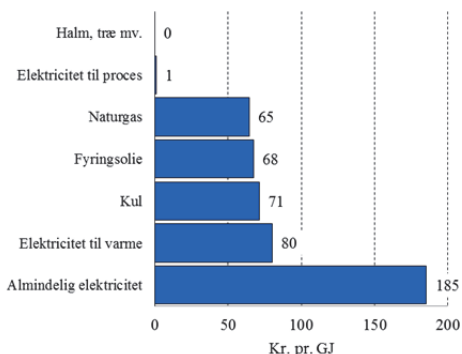
Energibesparemålsætning er ikke en god begrundelse

Hvis el- og energiafgifternes primære funktion er at overholde EU's energisparemål, burde el- og energiafgiften som udgangspunkt være ens pr. GJ på tværs af energityper og energianvendelse. Dette er ikke tilfældet, jf. figur II.3. Den relativt høje afgift på almindeligt elforbrug og elforbrug til rumvarme kan derfor vanskeligt begrundes ud fra hensyn til energibesparelser.

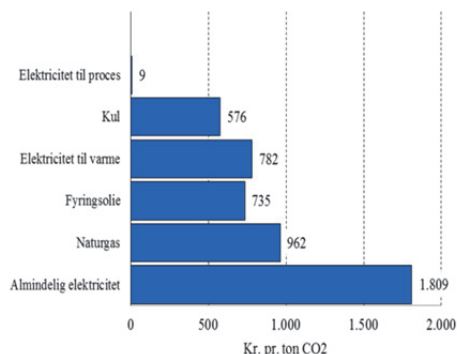
Klimahensyn er ikke en god begrundelse

Hvis el- og energiafgiften også har til formål at reducere de klimarelaterede effekter ved energiforbrug, kunne en højere elafgift måske begrundes, hvis klimaeffekten relateret til elproduktion var større end beskatningen fra brændsler til energi. Men opgøres afgifterne i forhold til udledningen af CO₂, er afgiften på almindeligt elforbrug stadig højere end for de andre typer energi, jf. figur II.4

Figur II.3 Energi- og CO₂-afgift pr. GJ



Figur II.4 Energi- og CO₂-afgift pr. ton CO₂



Anm.: Der er i afgifter på elektricitet ikke taget højde for omkostningerne ved brug af CO₂-kvoter. Prisen på CO₂-kvoter udgør i 2016 omkring 40 kr. pr. ton CO₂, hvilket er beskedent ift. energi- og CO₂-afgifterne i figuren.

Kilde: Energinet (2016), Sekretariatet for afgifts- og tilskudsanalysen på energiområdet (2016) og egne beregninger.

CO₂-udledning i kvotesektor fastlagt ved antal kvoter

Størstedelen af elproduktionen er desuden omfattet af EU's kvotemarked. Det indebærer, at afgifter på elektricitet dermed ikke har nogen direkte effekt på den samlede CO₂-udledning i EU, da mængden af kvoter er givet. Dette er nærmere uddybet i boks II.4.

Høj afgift på el modvirker grøn omstilling

Endvidere kommer en stor og stadig stigende del af den el, der bruges i Danmark, fra vedvarende energi (VE). Derfor ventes en øget elektrificering ofte at være en naturlig del af en grøn omstilling med lavere udledning af CO₂ og uafhængighed af fossile brændsler, jf. f.eks. Energistyrelsen (2014). Den højere afgift på el indebærer, at det er privatøkonomisk dyrere at skifte fra fossile brændsler til mere bæredygtige elektricitetsbaserede alternativer såsom varmepumper og elbiler.

Energi-/ miljømål er ikke et godt argument for ekstra høj elafgift

Alt i alt er den høje afgift på el ikke hensigtsmæssig i forhold til reduktion af CO₂-udledning i EU eller til fremme af den grønne omstilling i Danmark. Den relativt høje elafgift giver heller ikke incitament til at fremme energibesparelser omkostningseffektivt. Begrundelsen for den høje elafgift kan derfor være det skatteprovenu, som elafgiften genererer. I det følgende belyses forvriddningsomkostningerne ved at benytte elafgiften til at tilvejebringe provenu fremfor indkomstskatten.

Boks II.4 Lækage under det europæiske kvotemarked

Når der foretages CO₂-reduktioner indenfor kvotesektoren, vil de CO₂-kvoter, der ellers ville være brugt, være til rådighed for andre CO₂-udledere indenfor kvotesektoren. Hvis kvoteloftet er bindende, vil der derfor som udgangspunkt være 100 pct. lækage. Der vil således ske en stigning i CO₂-udledning i andre dele af den europæiske kvotesektor, som modsvarer den oprindelige reduktion i CO₂-udledningen. På grund af muligheden for at gemme kvoter sker lækagen ikke nødvendigvis med det samme.

Det er imidlertid en diskussion af, om reduceret CO₂-efterspørgsel i sig selv kan påvirke de fremtidige EU-forhandlinger, hvor udbuddet af CO₂-kvoter fastlægges. Hvis CO₂-reduktioner har en sådan virkning, vil lækagen kunne være under 100 pct., jf. bl.a. Sandbag (2016).

Der er en betydelig økonomisk litteratur, der analyserer samarbejds- og forhandlingspil mellem rationelle agenter, jf. f.eks. Roth (1985) og Binmore mfl. (1992). Analyser af sådanne spil indikerer gennemgående, at et bedre forhandlingsresultat opnås, hvis omkostninger eller bidrag, der har værdi for modparten, inddrages som en del af forhandlingen, frem for hvis de foretages inden og ikke kan gøres betinget af forhandlingsresultatet. Harstad (2012) gennemfører en sådan analyse af et klimaforhandlingspil, der på centrale punkter minder om det forhandlingspil, der må formodes at ske i forbindelse med fastlæggelsen af kvoteudbuddet. Harstads analyser implicerer ligeledes, at det ikke forbedrer et lands forhandlingsposition, hvis landet før forhandlingen investerer i CO₂-reduktioner. Resultatet kan således tilsige en lækage på over 100 pct. for subsidierede CO₂-reducerende investeringer indenfor kvotesektoren.

Det kan dog ikke udelukkes, at en forudgående indsats kan skabe en goodwill hos andre forhandlingspartner, som kan modvirke effekten ovenfor. Det kan heller ikke afvises, at goodwill-effekten kan være så stor, at det kan resultere i en lækage på under 100 pct. Der er imidlertid ikke noget naturligt udgangspunkt for dette i den økonomiske litteratur.

Der er således ikke noget entydigt grundlag for at fravige antagelsen om 100 pct. lækage ud fra en hypotese om, at CO₂-reduktioner i et land vil gøre det nemmere at opnå enighed om en ambitiøs stramning af mængden af kvoter i fremtiden. Endvidere er der i EU aftalt langsigtede målsætninger for CO₂-reduktioner, hvilket formodentligt vil reducere spillerummet for sådanne effekter.

Effekter af reduktion i elafgift

Reduktion af elafgiftssats

I dette afsnit beregnes de samfundsøkonomiske effekter af en reduktion af elafgiften, hvor det manglende provenu fra elafgiften i stedet finansieres via en proportional skat på indkomst. I beregningen mindskes afgiften på almindeligt elforbrug og rumvarme, så disse afgifter svarer til energiafgiften på fossile brændsler, jf. boks II.5.¹⁰ Da PSO-afgiften er under gradvis udfasning frem mod 2022, indgår PSO-afgiften ikke i basisscenariet i analyserne.

Umiddelbart provenutab på 4,8 mia. kr.

Reduktionen i elafgiften fører umiddelbart til et fald i afgiftsprovenuet på 4,8 mia. kr. Afgiftsreduktionen medfører dog en stigning i elforbruget, så faldet i afgiftsprovenuet fra den reducerede elafgift er mindre efter adfærdsændringen.

10) Ved ens afgifter på tværs af energiprodukter sikres det, at den nationale energisparemålsætning nås billigst muligt. Dette taler for, at man også øger afgifterne for proces. Dette regnes der imidlertid ikke på i det følgende. Sidst i afsnittet udføres en beregning af omkostningerne ved at have differentierede elafgifter på el.

Boks II.5 Reduktionen i elafgiften

I REFORM-modellen udføres en beregning, som illustrerer de kvantitative effekter af at nedsætte elafgiften. Udgangspunktet for beregningen er, at elafgiften på elvarme og almindeligt elforbrug nedsættes, så satserne er på niveau med energifgiften på andre brændsler.

Elafgiften til almindeligt elforbrug reduceres fra 185,2 til 54,9 kr. pr. GJ. Elafgiften til varme på 80,2 kr. pr. GJ reduceres også til 54,9 kr. pr. GJ. El til proces er kun pålagt en elafgift svarende til 0,8 kr. pr. GJ. Denne afgift holdes uændret. Husholdningernes elforbrug består af elvarme og almindeligt elforbrug, som er beskattet forskelligt, jf. tabel A og boks II.3. I REFORM-modellen forbruger husholdningerne kun én type el og betaler én elafgift. I beregningerne antages det derfor, at husholdningernes elafgift reduceres med 68 pct. svarende til et vægtet gennemsnit af, hvad de to afgiftssatser skal reduceres med for, at afgiften bliver ligestillet med energifgiften. Elafgiftsreduktionen svarer til, at elafgiften på almindeligt elforbrug og el til varme reduceres fra henholdsvis 89 og 29 øre pr. kWh til ca. 27 øre pr. kWh.

Tabel A Reduktion af elafgift

	Elafgift	Elafgift	Reduktion
	reduceres til:		
	----- Kr. pr. GJ	-----	Pct.
Almindeligt elforbrug	185,2	54,9	70
El til varme	80,2	54,9	32
El til proces	0,8	0,8	-
Reduktion for husholdninger			68
Reduktion for nogle sektorer			70

Kilde: Sekretariatet for afgifts- og tilskudsanalysen på energiområdet (2016) og egne beregninger

Virksomheder betaler også forskellige afgifter alt efter, hvad deres el bruges til. I beregningerne er det antaget, at en given branche enten betaler den fulde afgiftssats eller den lave sats til proces. I de brancher, hvor betaling af den fulde afgiftssats er dominerende, nedsættes afgiften med 70 pct. De resterende brancher får ikke nedsat elafgiften.

Beregningerne er uddybet i et tilhørende dokumentationsnotat, som findes på De Økonomiske Råds hjemmeside.

Gevinst på 1,8 mia. kr.

Beregningerne viser, at en reduktion af elafgiften finansieret via en højere proportional skat på indkomst giver en samfundsøkonomisk effektivitetsgevinst på 1,8 mia. kr., jf. tabel II.2, hvor den samfundsøkonomiske effektivitetsgevinst er givet ved det samlede velfærdsmål for økonomien (EV). Gevinsten svarer til 38 pct. af den reducerede afgift på elforbruget. Gevinsten skyldes grundlæggende, at provenuskabelse via indkomstskatten forvrider færre økonomiske beslutninger, end hvis provenuet skaffes via elafgiften.

Tabel II.2 Effekter af reduktion af elafgift

	Ændring	
	Mia. kr.	Pct.
Omlagt provenu uden adfærd	4,8	
Elforbrug	2,0	9,2
Velfærdsmål for økonomien (EV) ^{a)}	1,2	
Afledt gevinst pga. nettarif ^{b)}	0,6	
Samlet velfærdsmål for økonomien (EV)	1,8	
BVT	2,7	0,2
Realløn		0,7
Privat forbrug	1,9	0,3
	1.000 pers.	Pct.
Beskæftigelse	0,3	0,0

a) Den ækvivalerede variation (EV) angiver det beløb, som forbrugerne skal afgive for at være lige så godt stillet som i udgangspunktet. EV-målet er nærmere beskrevet i afsnit II.4.

b) Nettarif indgår ikke som en afgift i REFORM og er derfor beregnet udenfor modellen, jf. boks II.6.

Anm.: Mia. kr. angivet i 2006-priser.

Kilde: Egne beregninger på REFORM.

Nettarif forvrider også elforbrug

Udover elafgiften er elforbruget også pålagt en nettarif, som også forvrider elforbruget. Nettariffen indgår ikke i REFORM-modellen, og det er derfor nødvendigt at tage højde for effekterne fra denne udenfor modellen. Håndteringen af dette er beskrevet i boks II.6. Som det fremgår af tabel II.2 er gevinsten ved omlægningen 0,6 mia. kr. lavere, hvis der ikke tages højde for, at nettariffen også forvrider elforbruget.

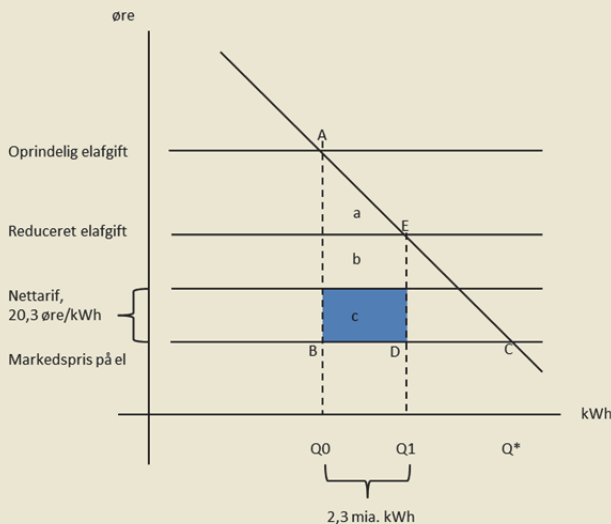
Boks II.6 Forvridding fra nettarif

Elforbrugere betaler en elpris, der er sammensat af markedsprisen på el, nettariffer, elafgift og moms. Nettariffen dækker over betaling til elnet-udbydere for omkostningerne knyttet til levering af strøm. Netomkostninger har imidlertid karakter af at være en fast omkostning, som ikke direkte afhænger af elforbrugets størrelse. Finansieringen af denne faste omkostning via den forbrugsafhængige nettarif medfører dermed en uhensigtsmæssig forvridding af elforbruget, da det gør elprisen højere end de marginale omkostninger ved forbrug af el. I en analyse af omlægningen af PSO-afgiften i Sekretariatet for afgifts- og tilskudsanalysen på energiområdet (2016) antages det således, at nettariffen har en karakter svarende til en forvriddende afgift. Den høje elafgift bidrager til at øge forvriddningen fra nettariffen.

I REFORM indgår nettariffen som en del af basisprisen på el og indgår dermed ikke som et forvriddende element. En reduktion af elafgiften, som øger elforbruget, giver derfor en ekstra gevinst, i forhold til det der udregnes i REFORM, i form af en reduktion af forvriddningen fra nettariffen. Nedenfor udregnes det, hvor meget effektivitetsgevinsten approksimativt skal forøges med.

I en situation uden elafgift og nettarif ville elforbruget svare til Q^* . Med en høj elafgift og nettarif reduceres elforbruget fra Q^* til Q_0 i figur A. Denne forvridding skaber et dødvægtstab svarende til trekant ABC.

Figur A Betydning af nettarif



Boks II.6 Forvridning fra nettarif, fortsat

Når elafgiften reduceres, mindskes dødvægtstabet til trekant EDC. Dødvægtsreduktionen er et resultat af et større forbrugeroverskud (trekant a), en reduktion af forvridningen fra den resterende elafgift (firkant b) og en reduktion af forvridningen fra nettariffen (firkant c). Den reducerede forvridning fra nettariffen (firkant c) indgår ikke direkte i REFORM-beregningen.

Når elafgiften reduceres, øges husholdningernes elforbrug fra Q0 til Q1. I REFORM svarer dette til en ændring i elforbruget på 1,5 mia. kr., hvilket kan omregnes til en ændring i elforbruget på 2,3 mia. kWh.^a Med en nettarif på 20,3 øre pr. kWh for husholdninger giver det et øget nettarifprovenu på 0,5 mia. kr., angivet som den blå firkant i figur A.

Producenternes øgede elforbrug fører på samme måde til et øget nettarifprovenu på 0,1 mia. kr. Samlet set medfører det øgede elforbrug, at nettarifprovenuet øges med 0,6 mia. kr. Dette er beregnet udenfor modelberegningerne i REFORM, men bør lægges til den modelberegnete effektivitetsgevinst, så den samlede gevinst ved elafgiftsreduktionen er 1,8 mia. kr.

- a) Omregningen til kWh er udført ved at dele elforbruget med basisprisen på el i 2006, som er summen af elprisen og nettariffen. Markedsprisen på el var omkring 45 øre pr. kWh, mens nettariffen var ca. 20 og 18 øre pr. kWh for henholdsvis husholdninger og virksomheder, jf. Energitilsynet (2016).

Beskæftigelsen påvirkes kun marginalt

Omlægningen giver en beskeden stigning i beskæftigelsen, hvilket afspejler, at elafgiften har stort set den samme virkning på arbejdsudbuddet som indkomstskatten. I modsætning til indkomstskatten påvirker elafgiften imidlertid også forbrugssammensætningen, da en elafgift fører til et lavere elforbrug, end det forbrugerne havde valgt uden en elafgift. Omlægningen fra en afgift på el til højere indkomstskat fører derfor til mindre forvridning af forbrugsbeslutningen.

Øget produktivitet

Værdiskabelsen, målt ved bruttoværditilvæksten (BVT), stiger med 2,7 mia. kr. Når BVT stiger samtidig med, at beskæftigelsen er stort set uændret, er det udtryk for, at timeproduktiviteten forbedres. Dette afspejler bl.a., at det øgede elforbrug giver mulighed for en bedre udnyttelse af de øvrige produktionsfaktorer, herunder arbejdskraften.

Fordelingshensyn

Modelberegningerne belyser ikke fordelingsvirkningen af en omlægning af elafgiften. Elforbruget afhænger af indkomsten, men forholdet mellem elforbrug og indkomst er mindre end proportionalt. En omlægning fra elafgift til en proportional indkomstskat vil dermed give relativt større afgiftslettelser for dem med laveste indkomster, og omlægningen må dermed formodes at trække i retning af en mere lige fordeling af forbrugsmulighederne.

Energiforbrug påvirkes via forskellige kanaler

Den lavere elafgift vil kunne påvirke det samlede energiforbrug og sammensætningen af energityper via forskellige kanaler. Omlægningen medfører en øget værditilvækst og højere realløn, jf. tabel II.2. Det vil isoleret set øge brugen af alle typer energi. Den lavere elafgift vil også i sig selv forøge brugen af elektricitet og dermed det samlede energiforbrug. Elafgiftsreduktionen må isoleret set forventes at mindske efterspørgslen efter andre typer af energi på grund af substitution. Olie og gas indgår i modellen som input i elsektoren. Det øgede forbrug af el medfører derfor også øget forbrug af olie og gas, hvilket modvirker substitutionseffekten. Imidlertid er modellen baseret på input-output data fra 2006, hvor olie og gas i højere grad end i dag indgik i fremstillingen af el. Derfor vil en stigning i elproduktionen i dag ikke have en tilsvarende effekt på forbruget af olie og gas.

Elforbrug stiger med 2,0 mia. kr.

Husholdningernes udgifter til energiforbrug øges med 1,3 mia. kr. Denne stigning afspejler en stigning i forbruget af el på 1,5 mia. kr., mens forbruget af olie, fjernvarme og gas samlet set falder jf. tabel II.3. Husholdninger og virksomheders samlede elforbrug øges med 2,0 mia. kr. Ud over en stigning i producenternes elforbrug er der også en stigning i producenternes forbrug af olie og gas. Stigningen i producenternes forbrug af olie og gas skyldes, at substitutionseffekten overskygges af, at olie og gas indgår i produktionen af el i modellen og at forbruget af olie og gas derfor både stiger i takt med stigningen i elproduktionen og som følge af den generelle stigning i produktionen. Som det fremgår af tabel II.3 stiger det samlede energiforbrug mindre end elforbruget. Det skyldes, at der substitueres væk fra de øvrige energiprodukter.

Tabel II.3 Ændring i producenters og husholdningers forbrug af energiprodukter

	El	Olie og gas	Fjernvarme	I alt
	----- Ændring mia. kr. -----			
Energiforbrug	2,0	0,3	-0,5	1,6
- Producenter	0,5	0,3	-0,2	0,3
- Husholdninger	1,5	0,0	-0,2	1,3

Anm.: Producenternes samlede energiforbrug kan ikke summeres af energikomponenterne, el, olie, gas og fjernvarme, da dele af olie- og gasforbruget indgår som input i el- og fjernvarmeproduktionen.

Mia. kr. angivet i 2006-priser.

Kilde: Egne beregninger på REFORM.

Generel stigning i beskatning af alle typer energi kan være nødvendig

Stigningen i energiforbruget vil isoleret set gøre det vanskeligere at nå fastlagte mål om at mindske energiforbruget. Det kan gøre det nødvendigt med en generel stigning i beskatningen af alle typer energi. Dette vil mindske den økonomiske velfærdsgevinst opgjort i tabel II.2. En mindre økonomisk velfærdsgevinst vil dog ikke kunne ændre på konklusionen om, at der samlet set er en velfærdsgevinst, da en mere beskedne afgift på alle typer energi er mindre forvridende end en høj afgift på en enkel type energi (el).

Miljøeffekter af en elafgiftsreduktion

Øget elforbrug medfører øget CO₂-udledning i kvotesektor ...

Langt hovedparten af det øgede energiforbrug er relateret til en stigning i elforbruget. Modelberegningerne viser, at elforbruget øges med 2 mia. kr. Dette kan approksimativt omregnes til en stigning på godt 3 mia. kWh.¹¹ Forskellige opgørelser tyder på, at en stigning i elforbruget vil medføre, at CO₂-udledningen fra elforbruget stiger med mellem 0,6

11) Omregningen til kWh udføres ved at dele elforbruget med basisprisen på el, som er summen af elprisen og nettariiffen, jf. lignende omregning i boks II.6.

og 1,9 mio. tons.¹² Dette svarer til, at CO₂-udledningen indenfor kvotesektoren stiger med mellem 4 og 8 pct.

... men kan føre til mindre CO₂ i ikke-kvotesektor

Elforbruget er underlagt kvotemarkedet. En merudledning i Danmark indenfor kvotesektoren vil derfor over tid modsvares af en mindre udledning et andet sted i EU, da kvotemængden er fast. Til gengæld kan øget elforbrug reducere CO₂-udledning fra ikke-kvotesektoren, hvis nyt elforbrug fortrænger olie og gas i opvarmning og transport.

Sænkning af elafgift øger brug af varmepumper ...

Samfundsøkonomisk er varmepumper blandt de billigste opvarmningsformer for husstande, men pga. den høje elafgift til varmepumper er de ikke privatøkonomisk rentable i forhold til naturgasfyr og træpillefyr, jf. Klimarådet (2016b). En sænkning af elafgiften vil isoleret set bidrage til at øge udbredelsen af varmepumper og fortrænge brug af olie og gas til opvarmningsformål.

... og gør elbiler mere attraktive

Der er behov for en stor omstilling til elbiler, hvis 2030-målet for CO₂-udledninger skal nås, jf. Klimarådet (2016b). En reduceret elafgift vil gøre elbiler mere attraktive. Der er dog også andre barrierer, for at elbiler bliver privatøkonomisk attraktive. Det gælder både tilgængeligheden af infrastruktur til opladning, batteriprisen og udformningen af registreringsafgiften. Isoleret set vil lavere elafgifter dog bidrage til at mindske udledningen af fossile brændsler fra denne del af ikke-kvotesektoren.

Reduktion i ikke-kvotesektor har reel klimaeffekt

Fører det øgede elforbrug til en reduceret udledning i ikke-kvotesektoren, vil dette have en direkte positiv effekt på klimaet.

12) I 2015 blev der gennemsnitligt udledt 202 g CO₂ pr. kWh elforbrug, jf. Energinet (2016). Antages det marginale elforbrug at have samme gennemsnitlige udledning, fører det til en merudledning på 0,6 mio. ton CO₂. EA Energianalyse (2016) og Klimarådet (2016a) finder, at en stigning i elproduktion på kort sigt primært leveres fra eksisterende kul- og gasfyrede værker. EA Energianalyse finder, at en forøgelse af elforbruget i 2020 vil føre til en gennemsnitlig marginal CO₂-udledning på mellem 225 og 625 g CO₂ pr. kWh.

Harmonisering af elafgiften

Harmonisering af elafgift for at nå et energisparemål

Analysen ovenfor tager udgangspunkt i, at den høje elafgift for husholdninger er begrundet i ønsket om at opnå et provenu. En anden mulighed er, at el- og energiafgifter er fastsat for at nå et energisparemål.

Lavere el- og energiafgifter på nogle erhverv

For både el- og energiafgiften er der taget hensyn til virksomheders energiintensive processer i udformningen af afgiften. Således er disse afgifter betydelig lavere på el og energi brugt til fremstillingsprocesser end afgiften på anden brug af el og energi. Hvis formålet med disse afgifter er at nå et bestemt energisparemål, opnås dette mest omkostningseffektivt ved en ensartet afgift på tværs af energityper uden hensyn til, hvad energien bruges til. I det følgende undersøges effektivitetsgevinsten ved at udligne denne forskel alene på elafgiften. Det må forventes, at der kan opnås en større gevinst, hvis harmoniseringen også omfatter energiafgifter.

Omkostning ved differentiering

Uanset hvilke hensyn der ligger bag den nuværende differentiering af elafgiften (og energiafgiften), er det vigtigt at være opmærksom på de forvriddingsomkostninger, som denne differentiering medfører.

Harmonisering af elafgift

For at kvantificere omkostningen ved afgiftsdifferentiering, udføres en beregning, hvor det antages, at det nuværende elforbrug skal være uændret, men hvor elafgiften skal være ens, uafhængig af anvendelsen af el. Dermed skal forbrugere og producenter betale den samme afgiftssats, uanset om elektriciteten bruges til almindeligt elforbrug, varme eller proces. Ændringer i afgiftsprovenuet fra elafgiften finansieres ved at tilpasse indkomstskattesatsen, så det samlede offentlige provenu er uændret. Denne beregning er et alternativ til den forrige analyse om elafgiftsreduktion, og det er således det oprindelige elforbrug, der holdes konstant og de oprindelige elafgifter (præsenteret i boks II.3), som omlægges.

Gevinst på 1,3 mia. kr.

Omlægning af elafgiften medfører ifølge modelberegninger en effektivitetsgevinst på 1,3 mia. kr. som følge af færre forvriddinger i økonomien. Den nye harmoniserede elafgiftssats svarer til ca. 44 øre pr. kWh for alt elforbrug. Såle-

des reduceres elafgiften på almindeligt elforbrug, mens afgiften på elvarme og proces øges.

**Afgiftsprovenu
falder med
harmoniseret
afgift**

Når elafgiften harmoniseres på tværs af forbrugere og producenter, er elafgiften samlet set mindre forvridende. Det betyder også, at der skal en lavere elafgiftsbetaling til at sikre et uændret elforbrug. Dermed falder det samlede afgiftsprovenu fra elafgiften med 11 pct.¹³

Tabel II.4 Effekter af omlægning af elafgiften

	----- Ændring -----	
	Mia. kr.	Pct.
Omlagt provenu uden adfærd ^{a)}	2,0	
Elforbrug	0,0	0,0
Velfærdsmål for økonomien (EV)^{b)}	1,3	
BVT	-1,0	-0,1
Realløn		0,1
Privat forbrug	1,5	0,2
	1.000 pers.	Pct.
Beskæftigelse	0,4	0,0

a) Her er alene angivet det reducerede provenu fra husholdningernes elafgift, som falder med 2 mia. kr. Elafgiftsreduktionen fører til et øget elforbrug, hvormed provenu fra husholdningernes elforbrug efter adfærdstilpasning falder mindre.

b) I modsætning til beregningen af en reduceret elafgift præsenteret i tabel II.2, har det ingen betydning for denne beregning, at nettariiffen ikke indgår som en afgift i REFORM. Det skyldes, at elforbruget i denne beregning holdes uændret. Dermed vil de reducerede forvridningseffekter fra nettariiffen som følge af husholdningernes lavere elafgift modsvares af en stigning i forvridningsomkostningerne ved virksomhedernes øgede elafgift.

Anm.: Mia. kr. angivet i 2006-priser.

Kilde: Egne beregninger på REFORM.

13) Afgiftsprovenuet fra elafgiften er mindre, men da de offentlige udgifter også reduceres, betyder det samlet set, at indkomstskatten også falder.

Husholdningers elforbrug stiger med 13 pct.

Det samlede elforbrug er uændret, men harmoniseringen af elafgiften medfører, at husholdningernes elforbrug stiger med 13 pct. Producenternes elforbrug reduceres med 8 pct.

Husholdningers gevinst overstiger tab for virksomheder

Modelberegningerne viser, at den øgede elafgift for fremstillingserhvervene fører til en lavere produktion og dermed også til en lavere bruttoværditilvækst (BVT). Den lavere elafgift for forbrugerne fører til, at forbrugernes reale disponible indkomst stiger, hvilket både påvirker privatforbruget og beskæftigelsen positivt. Når bruttoværditilvæksten er reduceret samtidig med, at beskæftigelsen er steget, betyder det, at timeproduktiviteten er forringet. Ifølge modelberegningerne overstiger husholdningernes gevinst af det øgede forbrug de negative effekter på økonomien, som er forbundet med producenternes øgede elafgift. Dermed er der en samlet økonomisk effektivitetsgevinst ved omlægningen.

Større gevinst, hvis alle energiafgifter harmoniseres

Ovenstående illustrerer, at der er en omkostning på 1,3 mia. kr. forbundet med at have differentierede elafgifter, hvis elforbruget skal holdes uændret. Denne svarer til 65 pct. af det reducerede provenu fra elafgiften for forbrugerne. I Danmark er der ikke en specifik målsætning for det samlede elforbrug, men et energisparekrav for hele energiforbruget. Den harmoniserede afgift burde derfor bredes ud til at omfatte samtlige energiafgifter. En afgiftsharmonisering for forbrugere og producenter på tværs af alt energiforbrug er ikke beregnet i denne analyse, men det må formodes, at effektivitetsgevinsten ved en sådan harmonisering ville være større, end når omlægningen alene omfatter elafgiften.

Vanskeligt at opgøre CO₂-effekt

Samlet set er elforbruget uændret, men det kan ikke udelukkes, at ændringen i hvem der benytter elektriciteten, kan have en effekt på CO₂-udledningerne. Effekten afhænger af, om husholdningernes øgede elforbrug fortrænger fossile brændsler i ikke-kvotesektoren, samt hvilke produktionsinput virksomhederne substituerer over mod, når de reducerer elforbruget. Klimaeffekterne er derfor vanskelige at opgøre, men de må formodes at være små.

Opsummering

Høj elafgift skaber provenu

Klima- eller energisparemål er ikke en god begrundelse for den relativt høje elafgift, og dele af afgiften skal formentligt primært ses som provenuskabende. Analyserne af elafgiften viser, at der er forvriddningsomkostninger forbundet med at opkræve merprovener over elafgiften. Der er ligeledes forvriddningsomkostninger ved at undtage virksomheder fra afgifter rettet mod energisparemål.

Reduktion i elafgift fører til gevinst på 1,8 mia. kr.

En reduktion af elafgiften, hvor elafgiften sidestilles med energiafgiften, og hvor det manglende afgiftsprovener finansieres ved en proportional forøgelse af indkomstskatten, fører til en effektivitetsgevinst på 1,8 mia. kr. Dette illustrerer, at der er færre forvriddningsomkostninger ved at tilvejebringe skatteprovener ved en bred skattebase som indkomstskatten fremfor en smal skattebase som elafgiften. Gevinsten svarer til 38 pct. af det omlagte provener fra elafgiften.

Kan samlet set føre til mindre CO₂-udledning

Det øgede elforbrug kan føre til en større fossil elproduktion i den danske elsektor, men da denne er omfattet af kvotemarkedet, vil den samlede CO₂-udledning ikke stige over tid. Til gengæld må der forventes en substitution over mod eldrevne teknologier, som f.eks. varmepumper og eldrevne biler. Dette vil medføre, at CO₂-udledningen i ikke-kvotesektoren falder, hvilket vil have en positiv effekt på klimaet.

Harmonisering af elafgift fører til gevinst på 1,3 mia. kr.

En harmonisering af elafgiften, hvor et givet elforbrug nås ved, at virksomheder og husholdninger betaler den samme elafgift, fører til en reduktion af forvriddningsomkostningerne på 1,3 mia. kr. Dette svarer til 65 pct. af det omlagte provener af elafgiften for forbrugerne. Hvis afgiften er fastsat for at nå en energisparemålsætning, er der således en væsentlig omkostning forbundet med at fritage virksomheder fra dele af afgiften.

II.6 Vandafgift, provenu og fritagelse

Vandafgift ikke målrettet miljøbelastning

Vandafgiften skal modvirke overindvinding, men dens udformning afviger fra principperne om, at grønne afgifter bør afspejle miljøbelastningen, og betales af alle, der bidrager hertil. For det første er virksomheder fritaget fra at betale vandafgift. For det andet opkræves vandafgiften i hele landet og dermed også i områder, hvor der ikke sker miljøskaadelig overindvinding af vand.

Beregning af omkostninger

I dette afsnit præsenteres modelberegninger, der belyser de samfundsøkonomiske omkostninger ved at fritage virksomheder for vandafgiften og omkostningerne ved at opkræve vandafgift, i de dele af landet, hvor det ikke er miljømæssigt begrundet.

Indført i 1990'erne

Vandafgiften blev indført i midten af 1990'erne som en del af en større skattereform, hvor der blev lagt vægt på at øge brugen af grønne afgifter med henblik på at begrænse resourceforbruget og belastningen af miljøet. Vandafgiften havde som formål at tilskynde vandværker og borgere til at spare på vandet, så man kunne opnå en mere bæredygtig udnyttelse af grundvandsressourcen.

Overindvinding kun et problem i dele af Danmark ...

Intensiv indvinding af vand kan påvirke vandmiljøet og øge risikoen for forurening af grundvandet med naturligt forekommende stoffer i jorden. Generelt set er udnyttelse af grundvandsressourcen i Danmark bæredygtig, men enkelte steder forekommer der overindvinding – især omkring Hovedstadsområdet. Der er således geografiske forskelle i de miljøproblemer, der knytter sig til udnyttelsen af grundvandsressourcen, jf. Miljø- og Fødevareministeriet (2016a, 2016b, 2016c, 2016d).

... hvilket tilsiger en differentieret vandafgift

De geografiske forskelle i miljøproblemerne ved vandindvinding tilsiger en tilsvarende differentiering af vandafgiften, idet vandafgiften burde afspejle miljøbelastningen ved for høj indvinding. Dette ville indebære, at afgiften skulle være høj i nogle egne af landet og lav (eller nul) i andre. Endvidere burde alle, der bruger vand fra et område, hvor indvinding skader miljøet betale samme afgift, da deres forbrug medfører samme miljøbelastning. Afgiften på led-

ningsført vand er imidlertid ens i hele Danmark, og betales i praksis kun af husholdninger, da momsregistrerede virksomheder kan få godtgjort afgiften, jf. boks II.7.

Beregninger kvantificerer forvridningsomkostninger

Formålet med beregningerne er at kvantificere de samfundsøkonomiske omkostninger ved at fastsætte vandafgifter, der afviger fra omkostningen ved de miljøskader, som overindvinding medfører. Ved kvantificering af disse omkostninger er det imidlertid ikke muligt, indenfor den anvendte modelramme, at fastsætte forskellige afgiftssatser i Hovedstadsområdet og resten af landet. I stedet foretages to beregninger. Den første belyser omkostningen ved at opkræve vandafgifter i områder, hvor indvindingen ikke medfører en miljøbelastning, mens den anden illustrerer omkostningen ved at fritage virksomheder fra vandafgiften i områder, hvor indvinding skader miljøet. I den første beregning fjernes vandafgiften helt, mens vandafgiften i den anden beregning omlægges, således at husholdninger og erhverv betaler samme afgiftssats (uden at det samlede vandforbrug ændres).

Forudsætninger i beregningerne

Når afgiften af ledningsført vand henholdsvis fjernes og ændres, påvirker det de offentlige skatteindtægter. I beregningerne antages det, at lavere indtægter fra vandafgiften modsvares af en forøgelse af en proportional skat på indkomst. Vand er et nødvendigt gode, hvorfor egenpriselasticiteten i modelberegningerne er relativt lav. Det indebærer, at ændringer i prisen på vand vil have relativt små effekter på forbruget.¹⁴

Beregnes på 2011 data

REFORM-modellens datagrundlag i forhold til afgifter er baseret på data fra 2011. I 2011 var afgiften på ledningsført vand 5 kr. pr. m³. Det er dermed en lidt lavere afgiftssats end den nugældende, der er udgangspunktet for modelberegningerne. Det trækker i retning af, at gevinsterne ved afgiftsændringerne er undervurderede.

14) En fjernelse af vandafgiften svarer til en reduktion i den samlede betaling for vand på ca. 10 pct. I REFORM medfører dette stød en stigning i vandforbruget på omkring 3 pct. Dette er konsistent med egenpriselasticiteter fundet i litteraturen jf. Dalhuisen (2003).

Boks II.7 Afgiften af ledningsført vand

I Danmark betales der en afgift af ledningsført vand, mens egen indvundet vand er afgiftsfritaget.^a Ledningsført vand udgør omkring 44 pct. af det samlede vandforbrug, som i 2015 var på ca. 800 mio. m³. Af det ledningsførte vandforbrug betales der både en vandafgift og et drikkevandsbidrag. Drikkevandsbidraget finansierer Miljøministeriets og kommunernes opgaver i forbindelse med beskyttelse af grundvandet. Vandafgiften og drikkevandsbidraget var i 2015 henholdsvis 5,86 kr. pr. m³ og 0,39 kr. pr. m³. For en gennemsnitlig husstand i Danmark udgør disse afgifter ca. 10 pct. af den samlede pris på vand.

Momsregistrerede virksomheder kan få godtgjort deres vandafgift samt drikkevandsbidrag. I praksis betyder det, at momsregistrerede virksomheder er fritaget for afgiften af ledningsført vand. Ikke-momsregistrerede virksomheder, herunder den offentlige sektor, er omfattet af samme afgifter som husholdninger. Fritagelserne afspejler formentlig konkurrencehensyn og generelt omkostningslettelse for erhvervslivet og indebærer, at det primært er husholdningerne, som har incitament til at reducere deres vandforbrug. Det gør det samlet set dyrere at nå et givet mål for den bæredygtige udnyttelse, jf. afsnit II.3

Idet der kun betales en vandafgift af ledningsført vand, og momsregistrerede virksomheder er fritaget, er vandafgiften kun pålagt omkring 27 pct. af det samlede vandforbrug. Det er således en relativt begrænset del af det samlede vandforbrug, der reguleres af denne afgift.

- a) Egen indvinding forekommer især indenfor landbrug, gartneri og dambrug, og finder primært sted på Fyn og i Jylland, hvor overindvinding af vand er et relativt lille problem.

Effekter af en fjernelse af vandafgiften

Overindvinding er et begrænset problem

Overindvinding af vand er som nævnt hovedsageligt et problem i og omkring Hovedstadsområdet. I de områder, hvor der ikke er problemer med overindvinding, har vandafgiften primært det formål at opkræve et skatteprovenu. I det følgende beregnes effekten af at fjerne vandafgiften og tilvejebringe det manglende provenu gennem en stigning i en proportional skat på indkomst. Denne beregning er relevant i forhold til de områder af Danmark, hvor der ikke er problemer i forhold til overindvinding.

Gevinster ved at fjerne vandafgiften

Fjernes afgiften af ledningsført vand, og finansieres provenutabet via en øget skat på indkomst, viser beregningerne, at det kan føre til en effektivitetsgevinst for samfundet som helhed på ca. 0,2 mia. kr. Gevinsten opstår som følge af, at provenuopkrævningen flyttes fra vandafgiften over til indkomstskatten, som er en bredere skattebase. Gevinsten ved at fjerne vandafgiften udgør ca. 22 pct. af afgiftsoplægnings størrelse. Dette illustrerer forvriddingsomkostningen ved at opkræve en vandafgift i de dele af landet, hvor der ikke er behov for at reducere indvindingen. Fjernelsen af vandafgiften er generelt forbundet med små makroøkonomiske effekter, jf. tabel II.5.

Tabel II.5 Effekter af en fjernelse af vandafgiften

	----- Ændring -----	
	Mia. kr.	Pct.
Omlagt provenu uden adfærd ^{a)}	0,97	
Vandforbrug	0,11	3,21
Velfærdsmål for økonomien (EV)	0,21	
BVT	0,33	0,02
Realløn		0,15
Privatforbrug	0,23	0,03
	1.000 pers.	Pct.
Beskæftigelse	0,04	0,00

a) Det omlagte provenu svarer til det samlede provenu fra vandafgiften i REFORM-modellen.

Anm.: Mia. kr. i 2006-priser.

Kilde: Egne beregninger på REFORM.

Forvriddings-effekter af spildevands-betaling

Vandforbruget er også grundlag for betaling til spildevands-selskaberne for afledning af spildevand. Denne udgift udgør ca. halvdelen af den samlede pris på vand – svarende til ca. 34 kr. pr. m³. Hvis betalingen til spildevandsselskaberne ikke svarer til de marginale omkostninger ved afledning og rensning, kan der opstå en problemstilling, der er analog til opkrævningen af nettariiffen præsenteret i forrige afsnit. En sådan effekt afspejles ikke af modelberegningerne. Hvis

betalingen til spildevandsselskaber dækker faste omkostninger, vil fjernelsen af vandafgiften indebære en yderligere gevinst på op mod 0,4 mia. kr. pr. år.¹⁵

Vigtig med afgift, hvor indvindingen er for stor

Selvom der generelt set er en bæredygtig indvinding af grundvand i Danmark, sker der som nævnt overindvinding i visse dele af Danmark. En fjernelse af vandafgifter vil generelt øge vandforbruget og medføre negative konsekvenser for miljøet i disse områder. Den økonomiske gevinst ved en lavere vandafgift skal i disse områder holdes op mod miljøkonsekvenserne. Denne sammenligning kan gøre, at det ikke er samfundsøkonomisk fordelagtigt at fjerne eller sænke vandafgiften i de områder af Danmark, hvor udnyttelse af grundvandsressourcen er stor.

Omkostning ved erhvervsfritagelse

Afgiftsfritagelse for virksomheder

I de dele af landet, hvor indvindingen er for stor (primært Hovedstadsområdet), er det velbegrunder at have en vandafgift af en eller anden størrelse. Når virksomhederne i disse områder fritages fra vandafgiften, må afgiften være højere for husholdningerne for at sikre, at det samlede vandforbrug i regionen ikke overstiger en given grænse. Det giver anledning til et samfundsøkonomisk tab.

Ensartet afgift med uændret forbrug af vand

Størrelsen af dette tab illustreres i den følgende beregning, hvor vandafgiften omlægges således, at husholdninger og virksomheder betaler den samme sats. Den fælles afgiftssats er sat således, at det samlede vandforbrug ikke ændres. Omlægningen indebærer, at afgiften øges for virksomheder og reduceres for husholdninger. Omlægningen af vandafgiften betyder, at både husholdninger og erhverv skal betale en vandafgift på ca. 3 kr. pr. m³. For husholdningerne er det forbundet med en reduktion på omkring 2 kr. pr. m³.

Effektivitetsgevinst af omlægning

De samfundsøkonomiske gevinster ved omlægningen til ens afgifter for husholdninger og erhverv udgør ifølge modelberegningerne ca. 0,07 mia. kr. Beregningen er fortaget for

15) De 0,4 mia. kr. pr. år er beregnet ud fra en gennemsnitlig betaling til spildevandsselskaberne på ca. 34 kr. pr. m³, en stigning i vandforbruget på 3,2 pct. og et samlet ledningsført vandforbrug på 352 mio. m³ i 2015.

Danmark som helhed, men er alene relevant for de områder, hvor der er behov for at begrænse indvindingen af grundvand. Gevinsten følger af mindre forvridding i økonomien, og er relativt lille. Set i forhold til afgiftsomlægningen for husholdningerne (0,31 mia. kr.), udgør effektivitetsgevinsten dog ca. 20 pct. af det omlagt provenu.

II.7 Effekter af regelregulering

Regelregulering er udbredt

Miljøregulering sker ofte gennem standarder og krav til den anvendte produktionsteknologi. Et eksempel på en sådan regelregulering er kravet om partikelfiltre på nye biler med dieselmotor. Et andet eksempel er krav om overdækning af gylletanke for at reducere udledningen af ammoniak. Sådanne krav bidrager til, at miljøbelastende udledninger begrænses.

Regelregulering begrænser ikke produktionen ...

Ved regelregulering skal virksomheder typisk leve op til nogle udledningskrav og standarder, men udgangspunktet er, at de gerne må udvide produktionen, blot kravene overholdes. Dermed får virksomheder (ligesom ved afgiftsregulering) lov til at udlede mere, når produktionen stiger.

... men udledning pr. produceret enhed

Regelregulering sikrer, at udledningen pr. produceret enhed reduceres. I princippet kan regler udformes, så udledningen pr. produceret enhed er den samme som ved en grøn afgift.

Regelregulering svarer til subsidiering

Sammenlignet med en grøn afgift indebærer regelregulering imidlertid, at forurenende virksomheder ikke erlægger en betaling svarende til den miljømæssige omkostning, som deres produktion medfører. Dette kan i princippet ses som en subsidiering af forurenende virksomheder i form af implicit tildeling af "gratis" forureningstilladelser, jf. afsnit II.3.

Betaler for at opfylde kravene, men ikke for miljøbelastningen

Ved regelregulering betaler de forurenende virksomheder for implementeringen af udledningsreducerede tiltag (f.eks. partikelfiltre eller overdækning af gylletanke), således at de forskellige teknologikrav opfyldes. Under afgiftsregulering vil virksomheder også have incitament til at implementere lignende tiltag, da det vil reducere udledningen (pr. produ-

ceret enhed) og derved føre til en lavere afgift. Virksomhederne vil derfor under begge reguleringsformer afholde omkostninger til forskellige udledningsreducerende tiltag, men kun ved afgifter betales der herudover for de skadesomkostninger, som de tilbageværende udledninger medfører.

Medfører mere forurenende produktion

Den manglende betaling betyder, at forurenende virksomheder under regelregulering begunstiges i forhold til andre virksomheder, der enten ikke forurenar eller som betaler en afgift af deres udledning. Dette leder til en sektorsammensætning, hvor forurenende sektorer udgør en større andel af økonomien, end hvis de betalte en afgift af deres udledninger, jf. f.eks. Holland (2009).

Regulering af ammoniakudledning belyses

I det følgende analyseres effekterne på økonomiens sektorsammensætning og de afledte miljøeffekter ved at anvende regelregulering fremfor afgifter. Konkret analyseres effekten af, at ammoniakudledninger fra landbruget reguleres gennem regler fremfor udledningsafgifter.

Ammoniakudledning primært fra landbrug

I Danmark er ammoniak en væsentlig kilde til luftforurening, der står for omkring $\frac{1}{3}$ af de samlede danske eksterne helbredsrelaterede omkostninger som følge af udledning fra danske kilder, jf. Brandt mfl. (2016). Ammoniak udledes næsten udelukkende fra landbruget og stammer fra husdyrproduktionen, hvor omfanget af udledningerne afhænger af antallet af husdyr.

Skader uafhængig af udledningssted

Udledningen af ammoniak fører til dannelsen af helbreds-skadelige partikler i atmosfæren, jf. Brandt mfl. (2013). Dannelsen sker over længere tid og indebærer, at de medfølgende helbredseffekter i overvejende grad er et regionalt og ikke lokalt fænomen. Derfor er det rimeligt at antage ens skadesomkostninger fra ammoniakudledning, uanset hvor bedriften er placeret i Danmark.

Kun omfattet af regelregulering

I Danmark er udledningen af ammoniak i dag reguleret via regelregulering, som bl.a. dækker over krav om overdækning af gylletanke og udbringning af gylle med eksempelvis nedfælder eller slæbeslanger.

Analyse

Gevinst af omlægning svarer til forvridding ved regelregulering

Effekterne på sektorsammensætningen som følge af at anvende regelregulering fremfor en udledningsafgift analyseres også i dette tilfælde med REFORM-modellen beskrevet i afsnit II.4. Da landbruget i dag er underlagt regelregulering, vil gevinsten ved at omlægge reguleringen til en udledningsafgift svare til de forvriddende effekter af den eksisterende regulering.

Modelbegrænsninger og antagelser

REFORM indeholder ikke emissioner af ammoniak eller modellering af den eksisterende regelbaserede regulering. Det er derfor ikke muligt at beregne effekterne ved at omlægge regelregulering til en udledningsafgift inden for modellens rammer. I stedet beregnes effekterne indirekte ved beregningsteknisk at pålægge landbruget en produktionsafgift. Denne beregning giver samme resultat som den specificerede reguleringsomlægning under antagelse af, at forureningsretten under regelregulering tildeles proportionalt med produktionens størrelse, og at regelreguleringen har ført til samme niveau af udledning pr. produceret mængde output, som en optimal fastsat afgift ville have gjort. Antagelser og beregninger er yderligere beskrevet i et dokumentationsnotat, som findes på De Økonomiske Råds hjemmeside.

Afgiftssats afspejler helbredsrelaterede omkostninger

Størrelsen af den produktionsafgift, der i analysen beregningsteknisk pålægges, findes på basis af de eksterne omkostninger ved ammoniakudledning. DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi har opgjort de årlige danske helbredsrelaterede omkostninger som følge af udledning af ammoniak fra landbruget i Danmark til ca. 2,7 mia. kr., svarende til 37 kr. pr. udledt kg, jf. Brandt mfl. (2016).¹⁶ Denne opgørelse omfatter alene de helbredsrelaterede omkostninger ved ammoniakudledningen, hvorfor disse formentlig undervurderer de samlede omkostninger, som også omfatter skader på natur og lugtgener. Omkostningerne svarer til lidt over 5 pct. af produktionsværdien af dansk

16) Omkostninger er omregnet i forhold til Brandt mfl. (2016), således at de afspejler værdien af statistisk liv beregnet i De Økonomiske Råds formandskab (2016).

landbrug i REFORM.¹⁷ Derfor lægges der i analysen en afgift på landbrugsproduktionen på godt 5 pct. I beregningerne tilbageføres provenuet fra afgiften som en lumpsumbetaling til forbrugerne.

Resultater

Større produktion under regelregulering

Modelberegningerne viser, at en omlægning af ammoniakregulering i dansk landbrug fra regelregulering til en udledningsafgift vil kunne føre til et fald i landbrugsproduktionen på ca. 9 pct., jf. tabel II.6. Faldet i landbrugsproduktionen sker fordi, omlægningen til afgifter øger produktionsomkostningerne i landbruget og dermed sænker efterspørgslen efter dansk producerede fødevarer. Beregningen illustrerer dermed, at den nuværende regelregulering indebærer, at landbrugsproduktionen er større, end den ville være under en afgiftsbaseret regulering, hvor afgiften svarer til miljøbelastningen.

Mere forurening under regelregulering

Hvis det antages, at ammoniakudledningerne er proportionale med produktionens størrelse, vil disse være ca. 9 pct. større under regelregulering i forhold til afgiftsregulering. Den større udledning medfører højere helbredsomkostninger på omkring 0,24 mia. kr.

Effekter på sektor sammensætning

Miljøregulering påvirker ikke kun størrelsen af den forurenende sektor (landbruget), men også størrelsen af de øvrige sektorer i økonomien. I beregningen falder landbrugsproduktionen, når den direkte regelregulering erstattes af en udledningsafgift. Produktionsfaldet vil medføre et fald i landbrugets anvendelse af produktionsfaktorer, såsom arbejdskraft og kapital. Tilsvarende falder produktionen i fødevarer fremstilling, der i høj grad anvender landbrugsvarer som input i produktionen. Den samlede beskæftigelse indenfor landbrug og fødevarer fremstilling falder i beregningen med knap 5.000 personer, jf. tabel II.6.

17) Produktionsværdien i landbruget i REFORM (51,3 mia. kr.) er en konjunkturrenset værdi baseret på 2006 data fra nationalregnskabet. Produktionsværdien (i faste priser) i landbruget har været nogenlunde konstant i perioden 2006-2013.

Tabel II.6 Effekter af afgifter frem for regelregulering

	Beskæftigelse	Produktion	BVT
	1.000 pers.	-- Ændring i pct. --	--
Landbrug	-2,1	-9,0	-8,4
Fødevarerfremstilling	-2,7	-6,0	-4,8
Øvrige sektorer	4,0	0,1	0,1
Total	-0,8	-0,3	-0,1

Anm.: Tabellen viser effekterne af at gå fra regelregulering til afgiftsregulering. Ændringerne er i 2006-priser.

Kilde: Egne beregninger på REFORM.

Omallokering af produktionsfaktorer

Den lavere efterspørgsel efter produktionsfaktorer i landbruget og fødevarerfremstilling betyder, at det generelle lønniveau reduceres, hvilket sænker produktionsomkostningerne for øvrige erhverv. De lavere produktionsomkostninger medfører, at de øvrige erhverv kan øge afsætningen og dermed deres produktion. Den øgede produktion uden for landbruget og fødevarerfremstilling giver dermed anledning til, at beskæftigelsen i de øvrige sektorer stiger med ca. 4.000 personer. Omlægningen af ammoniakreguleringen leder dermed til en sektorforskydning, hvor ressourcer ledes væk fra landbruget, over mod øvrige erhverv.

Lille fald i BVT ved afgifter ...

Omlægningen til afgiftsregulering fører til et lille fald i den samlede værditilvækst (BVT). Faldet kan delvis tilskrives en lille reduktion i arbejdsudbuddet, delvis et fald i den aggregerede produktivitet. Reduktionen i arbejdsudbuddet skyldes, at reallønnen falder. Faldet i den aggregerede produktivitet skal ses i sammenhæng med, at det samlede kapitalapparat falder mere end beskæftigelsen, og at der dermed er mindre kapital til rådighed pr. beskæftiget.

... hvilket normalt vil reducere forbruget

Faldet i BVT reducerer isoleret set forbruget. Den analyserede omlægning for landbruget har imidlertid også nogle positive sammensætningseffekter på produktionen i resten af økonomien, som betyder, at forbruget samlet set stiger. Det skyldes, at omlægningen udover miljøeffekten som noget særligt for landbruget også modvirker nogle generelle markedsforvridninger i økonomien, der er modelleret i REFORM. Herved bliver den samlede velfærdsgevinst større

end miljøgevinsten. Normalt vil en sådan reguleringsomlægning reducere forbruget, hvorved den samlede velfærdsgevinst vil være mindre end miljøgevinsten.

Strukturelle effekter

Samlet set illustrerer beregningerne, at anvendelsen af regelregulering fremfor afgifter (til regulering af ammoniakudledninger) fastholder beskæftigelse i landbruget og fødevarerindustrien. Den højere beskæftigelse i disse erhverv (i forhold til en situation med afgiftsregulering) sker i vid udstrækning på bekostning af en lavere beskæftigelse i andre dele af økonomien. Dette illustrerer den potentielt uhenigtsmæssige, strukturelle virkning af at anvende regelregulering fremfor afgifter. Under de gjorte antagelser fører regelregulering af ammoniakudledningen fra landbruget dermed til en sektorsammensætning, hvor forurenende sektorer og virksomheder udgør en større del af økonomien, med højere miljøbelastning til følge.¹⁸

Begrænset risiko for lækage

Forurening som følge af udledning af ammoniak er ligesom anden luftforurening grænseoverskridende. Afgiftsregulering kan derfor i dette tilfælde give anledning til lækage, og dermed mindre miljøgevinst end forventet, jf. afsnit II.3. Udledninger af ammoniak indenfor EU er dog også reguleret af nationale udledningsløfter. Udflytning af ammoniakudledende produktion vil derfor kun i et begrænset omfang føre til lækage.

Andre hensyn end miljø

Der kan ligge såvel praktiske, erhvervspolitiske og fordelingsmæssige hensyn bag valget af regelregulering fremfor afgifter. Beregningen illustrerer, at anvendelsen af regelregulering, fremfor afgifter, alt andet lige vil føre til en sektorsammensætning, hvor forurenende sektorer udgør en større andel af økonomien. Mulighederne for at erstatte eller supplere den eksisterende regelregulering for landbrugets ammoniakudledning med afgifter er beskrevet i boks II.8. Her gennemgås også de overvejelser, der også kunne gøres for andre dele af økonomien, hvor der i dag anvendes denne type af regelregulering.

18) Hvis reguleringen rettes mod et givet udledningsmål vil forvriddningen medføre en mindre forøgelse af produktionen fra sektoren, men til gengæld en forvredet omkostningsstruktur med en større udledningsbegrænsning pr. produceret enhed end under afgiftsregulering.

Boks II.8 Praktiske overvejelser omkring afgift på ammoniak

Analysen i afsnittet viser, at regelregulering af landbrugets udledninger af ammoniak fører til forvriddinger af økonomiens sektorsammensætning relativt til anvendelsen af en afgift. Af praktiske grunde er det imidlertid svært direkte at afgiftsbelægge udledningen af ammoniak fra landbruget. Det er dog muligt at lægge en afgift på antallet af husdyr (eventuelt differentieret efter type), der afspejler den beregnede ammoniakudledning. En sådan afgift ligner de foreslåede dyrkningsafgifter på beregnet kvælstofudledning, som analyseres i kapitel I og kunne i givet fald kombineres hermed. En sådan afgift vil imidlertid ikke være tæt nok korreleret med udledningen, til at den helt kan erstatte den nuværende regelregulering af ammoniakudledningen. Det skyldes, at dyrkningsafgiften ikke giver incitamentet til reduceret udledning fra gyllebeholdere eller under udbringning af husdyrgødning. Dermed er potentialet for en mere omkostningseffektiv fordeling af indsatsen ved at indføre denne afgift begrænset. Imidlertid vil en afgift på antal husdyr kunne modvirke den forvriddning af landbrugsproduktionen, som den regelbaserede ammoniakregulering har medført (jf. beregningerne i dette afsnit).^a Kombinationen af en dyrkningsafgift og regelregulering kan derfor være mere omkostningseffektiv end ammoniakreguleringen, som den er i dag.

Da regelregulering generelt er et udbredt reguleringsinstrument, kan der også i andre dele af økonomien opstå lignende forvriddningseffekter, som i tilfældet med ammoniakudledninger i landbruget. Her kan der være tilsvarende praktiske udfordringer i forhold til at pålægge grønne afgifter, der er direkte knyttet til udledningen. En mulighed kan i stedet være at pålægge afgifter på input eller output i stil med husdyrafgiften på beregnet ammoniakudledning og dyrkningsafgifterne på beregnet kvælstofudvaskning (jf. kapitel I). Hvis sådanne afgifter er tilstrækkelig tæt korreleret med selve udledningen, kan de erstatte regelreguleringen. Er dette ikke tilfældet, kan de supplere den eksisterende regelregulering for at modvirke den forvriddning af produktionsincitamenterne, som regelreguleringen medfører.

- a) Det har været foreslået at lave et sammenhængende input/output afgiftssystem for kvælstof i landbruget (en såkaldt pantafgift på kvælstof). En sådan ordning vil give generelle incitamentet til at reducere ammoniak og andre kvælstofudledninger. Det kan muliggøre en afskaffelse af regelreguleringen og dermed også opnå gevinsterne ved en mere omkostningseffektiv fordeling af reduktionsindsatsen, jf. Hansen (1997), Hansen (1999) og Christensen og Hansen (2005).

II.8 Sammenfatning og anbefalinger

Grønne afgifter er et godt instrument

Der er negative miljøeffekter knyttet til mange produktionsprocesser og til dele af vores forbrug. Grønne afgifter er et velegnet instrument til at sikre, at der tages højde for miljøeffekter i produktionen og i vores forbrug. Det er normalt også forbundet med færre samfundsøkonomiske omkostninger, at miljøreguleringen foregår ved brug af grønne afgifter (eller omsættelige kvoter) end ved regelregulering i form af f.eks. teknologikrav eller udledningslofter.

Udbredt brug af grønne afgifter i Danmark

Grønne afgifter anvendes meget i Danmark. Omkring 9 pct. af det samlede skatte- og afgiftsproveneru stammer fra afgifter, der betegnes som grønne. Provenuet fra grønne afgifter i forhold til BNP er også højere i Danmark end i vores nabo-lande og OECD som helhed.

Principper for udformning af grønne afgifter

Den udbredte brug af grønne afgifter i Danmark kan derfor være udtryk for, at vi i høj grad sikrer miljøbeskyttelse på en omkostningseffektiv måde. Dette forudsætter imidlertid, at de grønne afgifter er udformet, så beskyttelsen af miljøet sker omkostningseffektivt. Omkostningseffektivitet forudsætter således, at de grønne afgifter bl.a. skal overholde følgende principper:

- Afgiftssatsen skal afspejle miljøbelastningen ved øget udledning
- Alle udledere skal betale afgiften, og der bør f.eks. ikke være fritagelse for afgiften eller reduceret afgift af hensyn til f.eks. virksomheders konkurrence
- Den grønne afgift skal lægges så tæt på miljøeffekten som muligt. Afgiften bør ikke indrettes i forhold til delmålsætninger, men til den endelige miljøeffekt

Flere grønne afgifter er for høje

Flere af de grønne afgifter i Danmark lever ikke op til disse principper for omkostningseffektiv miljøregulering. I nogle tilfælde giver afgiften kun en tvivlsom eller indirekte miljøgevinst, eller afgiften er sat højere end miljøeffekten tilsiger. En "for høj" grøn afgift kan give et større offentligt proveneru, men typisk er det en samfundsøkonomisk mere omkostningsfuld måde at tilvejebringe proveneru sammenlignet med eksempelvis indkomstskat.

Fritagelser øger omkostning ved at nå miljømål ...

En del af de grønne afgifter lever ikke op til princippet om, at afgiften skal være ens for alle, der belaster miljøet. Det er ofte virksomheder i bestemte sektorer, som er fritaget for afgift eller som betaler en væsentlig lavere afgiftssats. Hvis afgiften sigter mod at realisere en givet miljømålsætning – f.eks. en målsætning fastlagt via internationale aftaler – vil fritagelse for nogle udledere medføre større omkostning for de øvrige udledere. Samlet set øger det omkostningen ved at nå et givet miljømål, da det er mere forvridende at have en høj afgift på en lille del af udledningen end en lavere afgift på hele udledningen.

... eller medfører for høj miljøbelastning

Fritagelse er også uheldig, hvis afgiften er sat, så den svarer til miljøbelastningen (i stedet for at skulle opnå et givet miljømål). Fritagelsen betyder, at det bliver attraktivt at producere varer, som samfundsøkonomisk har en negativ værdi, fordi miljøomkostningen ikke bliver indregnet i produktionsomkostningen.

Fritagelse af hensyn til konkurrenceevne og beskæftigelse

Fritagelser for nogle sektorer skyldes formentlig hensyn til virksomhedernes konkurrencevilkår, beskæftigelse og produktion ud fra en forventning om, at dette vil styrke Danmarks samlede beskæftigelse og produktion.

Primært flere forurenende job – ikke flere job samlet

Fritages en forurenende sektor for en grøn afgift, vil det kunne øge beskæftigelse i denne sektor, men det vil typisk ske på bekostning af beskæftigelse i andre sektorer i økonomien. Fritagelse vil således primært flytte beskæftigelse fra sektorer, der ikke belaster miljøet, over til forurenende sektorer. Således kan det ikke generelt forventes, at fritagelse for grønne afgifter vil øge den samlede beskæftigelse.

Regelregulering svarer til delvis fritagelse

Regelregulering i form af teknologikrav eller udledningslofter er karakteriseret ved, at man får lov til at udlede mere, når produktionen stiger, så længe teknologikravet er overholdt. Både ved regelregulering og en grøn afgift vil en virksomhed typisk afholde udgifter til at mindske sin udledning. Der er dog en væsentlig forskel på omkostningerne for virksomheden ved regelregulering og en grøn afgift. Ved regelregulering betales der således ikke for udledningen, så længe f.eks. teknologikravet er overholdt. Sammenlignet med afgifter medfører regelregulering således, at virksom-

hederne ikke skal betale for den miljøskade, som deres produktion medfører.

Regelregulering kan give for meget forurenende produktion

Disse former for regelregulering svarer i realiteten til en subsidiering af forurenende virksomheder. Denne subsidiering betyder, at de forurenende virksomheder stilles gunstigere end andre virksomheder, som ikke forurener eller som betaler en grøn afgift af deres forurening. Pågældende former for regelregulering medfører derfor også, at de forurenende virksomheder udgør en for stor del af den samlede økonomi, og at forureningen dermed alt andet lige bliver for høj ud fra en samfundsøkonomisk betragtning.

Analyser

Analyser med REFORM-modellen

Der er udført en række beregninger for at belyse de samfundsøkonomiske omkostninger og effekter af at have for høje grønne afgifter, fritagelser for virksomheder eller ved at anvende regelregulering frem for afgifter. Disse beregninger er udført med den generelle ligevægtsmodel REFORM udviklet af DREAM.

Høj afgift på almindeligt elforbrug

Der er i Danmark en høj afgift på elektricitet til almindeligt elforbrug. Denne afgift er væsentlig højere end afgiften på andre typer af energi både set i forhold til energiindhold og til udledning af CO₂ knyttet til produktionen af el i Danmark. Der er derfor udført beregninger af effekterne af forskellige omlægnings af afgiften på elforbrug.

Elafgift mindsker ikke udledning af CO₂ i EU

Udledninger af CO₂ ved produktion af elektricitet er omfattet af det europæiske kvotesystem. Afgiften på elektricitet påvirker derfor som udgangspunkt ikke den samlede europæiske udledning af CO₂, som er styret af mængden af CO₂-kvoter i kvotesystemet. Afgiften på elektricitet tilvejebringer dog provenu til staten. I en beregning er det undersøgt, om provenuet fra en afgift på elektricitet kan tilvejebringes med færre forvridninger gennem en proportional skat på indkomst.

Energisparemål ikke hensigtsmæssigt – men et vilkår

Afgifter på elektricitet og anden energi er i høj grad indrettet med henblik på at mindske det samlede energiforbrug. Det er ikke hensigtsmæssigt, da energiforbrug ikke i sig selv er skadeligt for miljø og klima. Der er imidlertid på EU-

plan fastsat en række mål for energibesparelser. På kort sigt må målet om energibesparelser derfor betragtes som et vilkår.

Gevinst ved omlægning af elafgift selv ved fastholdt elforbrug

Hvis afgiften på elektricitet skal ses som et instrument til at opnå mål om mindre energiforbrug, bør afgiften på elektricitet i princippet være ens for alle brugere af elektricitet. Det er ikke tilfældet i dag, hvor elektricitet til fremstilling (proces) i praksis er fritaget for afgift. Det gør det dyrere at mindske forbruget af elektricitet. Der er udført en beregning, hvor der indføres en fælles afgift på elektricitet uanset anvendelse. Denne fælles afgift har et niveau, så det samlede elforbrug er konstant.

Gevinst på 1,8 mia. kr. ved at sænke elafgiften

Der er betydelige samfundsøkonomiske effektivitetsgevinster ved disse omlæggelser af afgiften på elektricitet. Der er en årlig samfundsøkonomisk gevinst på 1,8 mia. kr., hvis afgiften på almindeligt elforbrug sænkes fra 0,89 til 0,27 kr. pr. kWh og provenuet i stedet tilvejebringes gennem en proportional skat på indkomst.

Gevinst på 1,3 mia. kr. hvis fremstilling også betaler elafgift

Hvis rationalet med afgiften på elektricitet er at realisere mål om energibesparelser, så vil der være en samfundsøkonomisk gevinst på 1,3 mia. kr. pr. år ved at hæve afgiften på elektricitet til fremstilling og reducere afgiften på almindeligt elforbrug, jf. tabel II.7.¹⁹

Samme afgift på energi til fremstilling

Det er ikke kun for elektricitet, at afgiften på fremstilling (proces) er forholdsvis lav. Det gælder også for andre typer energi som olie og gas. Givet EU-målet om, at energiforbruget skal begrænses, vil der være en yderligere samfundsøkonomisk gevinst ved at have en fælles energiafgift uanset anvendelsen af energien. Biobrændsler er helt fritaget for energiafgift, og bør ved en sådan harmonisering også pålægges den fælles energiafgift. Dette vil give en yderligere gevinst ud over de 1,3 mia. kr.

19) Der er beregnet gevinster ved to forskellige alternative omlæggelser af elafgiften. De beregnede gevinster kan imidlertid ikke direkte lægges sammen, da begge omlæggelser ikke kan udføres samtidig.

Tabel II.7 Samfundsøkonomisk gevinst ved omlæggelser af afgift på el og vand

	Elafgift sænkes ^{b)}	Ens elafgift	Vandafgift fjernes	Ens vand- afgift ^{c)}
	----- Mia. kr. -----			
Omlagt provenu (før adfærd) ^{a)}	4,8	2,0	1,0	0,3
Samfundsøkonomisk gevinst	1,8	1,3	0,2	0,1
	----- Pct. -----			
Gevinst i pct. af omlagt provenu	38	65	22	20

a) Omlagt provenu uden adfærd angiver afgiftsreduktionen før ændring i forbrug i forbindelse med ændring i afgiften. For ens el- og vandafgift er det kun det reducerede afgiftsprovenu fra husholdningerne.

b) Ved sænkning af elafgift reduceres elafgiftssatsen på almindeligt elforbrug og elvarme fra henholdsvis 0,89 og 0,39 kr. pr. kWh til 0,27 kr. pr. kWh.

c) Ved ensretning af vandafgiften ændres satsen for husholdninger og erhverv fra henholdsvis omkring 5 og 0 kr. pr. m³ til ca. 3 kr. pr. m³.

Kilde: Egne beregninger.

Geografisk differentieret vandafgift betalt af alle

Der kan også opnås samfundsøkonomiske gevinster ved at ændre på vandafgiften. Der er i dag en ensartet afgift i hele landet for husholdninger, mens momsregistrerede virksomheder i praksis er fritaget for afgiften. Der er imidlertid primært for høj indvinding af grundvand på dele af Sjælland (nær Hovedstadsområdet). Ideelt set burde der derfor være en geografisk differentieret afgift, betalt af alle vandforbrugere. Afgiften skulle være nul kr. i de dele af landet, hvor der er rigeligt med grundvand.

Beregninger af gevinster ved omlægning af vandafgiften

For at illustrere de potentielle gevinster af en sådan omlægning af vandafgiften er gennemført to beregninger i REFORM. I den ene fjernes vandafgiften, og provenuet fra denne afgift tilvejebringes i stedet via en forhøjelse af indkomstkatten. I den anden beregning indføres en fælles afgift på vand, som også omfatter momsregistrerede virksomheder. Den fælles afgift er i beregningen fastsat, så det samlede vandforbrug er uændret i forhold til de nuværende vandafgifter.

Gevinst ved omlægning af afgift på vand på 0,1-0,2 mia. kr.

Beregningerne viser, at der også er samfundsøkonomiske gevinster ved disse omlægninger på 0,1-0,2 mia. kr. pr. år, jf. tabel II.7. Gevinsterne er væsentlig lavere end ved omlægning af afgiften på elektricitet, men det afspejler bl.a., at beskattningen af vand er lav i forhold til beskattningen af elektricitet. De samfundsøkonomiske gevinster af omlægningen udgør således omkring 20 pct. af det omlagte provenu.²⁰

Potentielt væsentlig større gevinst ved lavere vandafgift

Potentielt kan der dog være en yderligere gevinst ved at sænke afgiften på vand. Det skyldes, at en væsentlig del af prisen på vand dækker omkostninger ved afledning og rensning af regnvand og spildevand. Disse omkostninger har karakter af at være faste omkostninger, som kun i en vis udstrækning er knyttet til forbruget af vand. Finansieringen af faste omkostninger over vandprisen giver en u hensigtsmæssig forvridning af vandforbruget, som vil blive mindsket, når afgiften på vandforbruget mindskes. Eksempelberegninger tyder på, at denne yderligere gevinst kan være op mod 0,4 mia. kr. pr. år.

Ammoniak fra landbruget medfører skader for 2,7 mia. kr.

Når miljøbelastningen reguleres ved regler for brug af bestemte teknologier mv., medfører det ofte, at den regulerede sektor bliver u hensigtsmæssig stor sammenlignet med en regulering med afgifter. Der er i dag udbredt brug af regelregulering i meget af økonomien. Et eksempel er udledningen af ammoniak fra landbruget, hvor der på trods af omfattende regelregulering er udledning, som medfører helbredsomkostninger på 2,7 mia. kr. pr. år. Det svarer til ca. 5 pct. af landbrugsproduktionen.

Regelregulering medfører u hensigtsmæssig sektorfordeling med for høj forurening

Beregninger i REFORM viser, at regelreguleringen har ledt til en ca. 9 pct. højere landbrugsproduktion i forhold til en situation, hvor landbruget skulle betale en afgift på udledningen af ammoniak. Den højere landbrugsproduktion har resulteret i en forøget helbredsomkostning på 0,2 mia. kr. pr. år sammenlignet med regulering med en grøn afgift. Regelreguleringen har ledt til en højere beskæftigelse i

20) Begge gevinster ved omlægninger af vandafgiften kan naturligvis ikke realiseres. Den samlede gevinst ved geografisk differentieret vandafgift betalt af alle vandforbrugere må forventes at være et vægtet gennemsnit af gevinsten ved de to omlægninger af vandafgiften i tabel II.7.

landbruget og fødevarerindustrien, men denne øgede beskæftigelse sker hovedsagelig på bekostning af lavere beskæftigelse i andre dele af økonomien. Dette illustrerer, at brug af regelregulering kan føre til en u hensigtsmæssig sektorfordeling, hvor forurenende sektorer og virksomheder udgør en for stor del af økonomien.

Omkostninger ved at afvige fra principper for grønne afgifter

Der kan være praktiske eller fordelingsmæssige grunde til at anvende regelregulering i stedet for en grøn afgift eller til, at man tager hensyn til provenu eller enkelte sektors konkurrencesituation i udformningen af grønne afgifter. Beregningerne illustrerer, at der kan være væsentlige samfundsøkonomiske omkostninger ved at tage sådanne hensyn.

Konklusioner og anbefalinger

Gevinst ved reform af afgifter

Der kan opnås betydelige samfundsøkonomiske effektivitetsgevinster ved en omlægning af de eksisterende grønne afgifter, så de i højere grad er i overensstemmelse med de økonomiske principper for optimal udformning af grønne afgifter. Der kan også opnås effektivitetsgevinster ved at erstatte regelregulering med grønne afgifter.

Gevinst ved at sænke afgift på elektricitet og dele af vand

Nogle af de nuværende grønne afgifter er højere end det samfundsøkonomisk hensigtsmæssige niveau. Det gælder f.eks. for afgiften på almindeligt elforbrug og afgiften på vand i store dele af Danmark, hvor der er rigeligt grundvand. Det anbefales derfor at sænke afgiften på elektricitet og vand i store dele af Danmark. Hvis udformningen skyldes fordelingshensyn, bør dette hensyn i stedet søges varetaget på anden vis, f.eks. over skatte- og overførselssystemet.

Gevinst ved at virksomheder betaler vandafgift, hvor der er knaphed

Der er dog en række u hensigtsmæssige fritagelser eller stærkt reducerede grønne afgifter for virksomheder. Sådanne fritagelser medfører for høj miljøbelastning og gør det samfundsøkonomisk dyrere at nå givne miljømålsætninger. Der vil således være en effektivitetsgevinst ved, at alle virksomheder betaler afgift af deres vandforbrug i de dele af Danmark, hvor der er mangel på vand.

Gevinst ved højere el- og energiafgifter for fremstillingsvirksomheder

Givet at Danmark er underlagt EU-mål om at mindske energiforbruget, vil der kunne opnås en effektivitetsgevinst, hvis der kom en ensartet afgift på alle former for energiforbrug. Biobrændsler bør også omfattes af en ensartet energiafgift. Fremstillingsvirksomheder betaler meget små afgifter på elektricitet og andet energiforbrug anvendt til proces. Der vil således kunne opnås en betydelig effektivitetsgevinst ved at hæve el- og energiafgifterne for fremstillingsvirksomheder, så de betaler samme afgift som andre brugere af energi.

Provenu kan tilbageføres, hvis det ønskes

En fjernelse af virksomheders fritagelse fra grønne afgifter vil medføre et øget provenu til staten. Ønsker man politisk at lade en sådan omlægning være udgiftsneutral for virksomhederne, kan dette provenu føres tilbage til de berørte erhverv. I givet fald skal en sådan tilbageførsel ske på en måde, så tilbageførslen er helt afkoblet for fremtidige produktionsbeslutninger.

Virksomheder bør også betale grønne afgifter

Virksomheder bør som udgangspunkt betale grønne afgifter svarende til deres udledninger. Det vil øge miljøreguleringens samfundsøkonomiske effektivitet. Fordelings- og erhvervshensyn bør søges varetaget på anden vis, f.eks. gennem afkoblet tilbageførsel af afgiftsprovenu.

Erstat regelregulering med grønne afgifter

Grønne afgifter bør erstatte regelregulering, når det er praktisk muligt. Det vil mindske de forurenende sektors andel af økonomien, som f.eks. de mest forurenende dele af landbrugssektoren.

Fokus på miljøeffekter – ikke samlet energiforbrug

Behovet for en ensartet energiafgift afspejler EU-målet om en reduktion i energiforbruget. Et sådan mål er imidlertid ikke hensigtsmæssigt, da energiforbrug ikke i sig selv er skadeligt for miljø og klima. Danmark bør derfor arbejde for, at energipolitikken i EU ikke er rettet efter en uhenigtsmæssig delmålsætning om energibesparelser, men at der i stedet fokuseres på at reducere udledningen af CO₂ og andre miljøeffekter ved energiforbrug.

Litteratur

Bovenberg, A.L. og L.H. Goulder (2002): Environmental Taxation and Regulation. I: Auerback, A.J. og M. Feldstein (red.): *Handbook of Public Economics*, Vol. 3. North Holland Elsevier.

Binmore, K., M.J. Osborne og A. Rubinstein (1992): Non-cooperative Models of Bargaining. I: Aumann, R.J og S. Hart (red.): *Handbook of Game Theory*, Vol. 1. Elsevier Science Publishers B.V.

Brandt, J., J.D. Silver, J.H. Christensen, M.S. Andersen, J.H. Bønløkke, T. Sigsgaard, T. Geels, A. Gross, A.B. Hansen, K.M. Hansen, G.B. Hedegaard, E. Kaas og L.M. Frohn (2013): Contribution from the ten major emission sectors in Europe and Denmark to the health-cost externalities of air pollution using the EVA model system – an integrated modelling approach. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13, s. 7725-7746.

Brandt, J., S.S. Jensen, M.S. Andersen, M. Plejdrup og O.K. Nielsen (2016): *Helbredseffekter og helbredsomkostninger fra emissionssektorer i Danmark*. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 182. Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.

Christensen, J. and L.G. Hansen (2005): Abatement costs of alternative tax systems to regulate agricultural nitrogen loss, *Environmental Economics and Policy Studies*, 7 (2), s. 53-74.

Dalhuisen, J.M., R.J.G.M. Florax, H.L.F. de Groot og P. Nijkamp (2003): Price and Income Elasticities of Residential Water Demand: A Meta-Analysis. *Land Economics*, 79 (2), s. 292-308.

De Økonomiske Råds formandskab (2008): *Dansk Økonomi, Efterår 2008*.

De Økonomiske Råds formandskab (2009): *Økonomi og Miljø 2009*.

De Økonomiske Råds formandskab (2013): *Økonomi og Miljø 2013*.

De Økonomiske Råds formandskab (2016): *Økonomi og Miljø 2016*.

EA Energianalyse (2016): CO₂-emission ved øget elforbrug.

Ekins, P. (1999): European environmental taxes and charges – Recent experience, issues and trends, *Ecological Economics*, 31 (1), s. 39-62.

Energinet (2016): Miljødeklarering af 1 kWh el,
<http://www.energinet.dk/>

Energistyrelsen (2014): *Energiscenarier frem mod 2020, 2035 og 2050*

Energitilsynet (2016): Elprisstatistik – april 2006.

Fullerton, D., A. Leicester og S. Smith (2008): Environmental Taxation. NBER working paper no. 14197.

Gruber, J. (2011): *Public Finance and Public Policy*, Third Edition. Macmillan.

Hansen L.G. (1999): A Deposit-Refund System Applied to Non-Point Nitrogen Emissions from Agriculture. *Environmental Economics and Policy Studies*, 2 (4), s. 231-247.

Hansen, L.G. (1997): Afgiftsregulering af landbrugets kvælstoftab: pant på kvælstof, kommentar i *Nationaløkonomisk tidsskrift* 135 (3).

Harstad, B. (2012): Climate Contracts: A game of Emissions, Investments, Negotiations, and Renegotiation. *Review of Economic Studies*, 79 (4), s. 1527-1557.

Hoel, M. (1996): Should a carbon tax be differentiated across sectors? *Journal of Public Economics*, 59 (1), s. 17-32.

Holland, S.P. (2009): Taxes and Trading versus Intensity Standards: Second-Best Environmental Policies with Incomplete Regulation (Leakage) or Market Power. NBER Working Paper no. 15262.

Kaplow, L. (2004): On the (Ir)Relevance of Distribution and Labor Supply Distortion to Government Policy, *Journals of Economic Perspective*, 18 (4), s. 159-175.

Klimarådet (2016a): Større elforbrug giver øget CO₂-udledning.

Klimarådet (2016b): *Afgifter der forandrer*.

Kreiner, C.T. og N. Verdellin (2012): Optimal Provision of Public Goods: A Synthesis. *The Scandinavian Journal of Economics*, 114 (2), s. 384-408.

Kristrom, B. og P. Riera (1996): Is the income elasticity of environmental improvements less than one? *Environmental and Resource Economics*, 7 (1), s. 45-55.

Miljø- og Fødevareministeriet (2016a): Styrelsen for Vand og Naturforvaltning, Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn.

Miljø- og Fødevareministeriet (2016b): Styrelsen for Vand og Naturforvaltning, Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Sjælland.

Miljø- og Fødevareministeriet (2016c): Styrelsen for Vand og Naturforvaltning, Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Bornholm.

Miljø- og Fødevareministeriet (2016d): Styrelsen for Vand og Naturforvaltning, Vandområdeplan 2015-2021 for Internationalt Vandområdedistrikt.

Miljøstyrelsen (2002): Økonomiske styringsmidler i dansk politik.

Mirrlees, J., S. Adam, T. Besley, R. Blundell, S. Bond, R. Chote, M. Gammie, P. Johnson, G. Myles og J. Poterba (2011): *Tax by design*. Oxford University Press.

Nechyba, T. (2010): *Microeconomics: An Intuitive Approach with Calculus*. South-Western Cengage Learning.

Pigou, A.C. (1920): *The Economics of Welfare*. London: Macmillan.

Roth, A.E. (1985): *Game-Theoretic Models of Bargaining*. Cambridge University Press.

Sandbag (2016): *Puncturing the waterbed myth*.

Sekretariatet for afgifts- og tilskudsanalysen på energiområdet (2016). *Afgifts- og tilskudsanalysen på energiområdet, Delanalyse 1 – Udviklingen i afgifts- og tilskudsgrundlag*. Skatteministeriet.

SKAT (2016): Den juridiske vejledning 2016-1.

Stephensen, P., G. Høegh og P. Bache (2015): REFORM. DREAMs multisektor-CGE-model. Arbejdsrapport 2015:2. DREAM.

Williams, R.C. (2016): Environmental Taxation. NBER working paper no. 22303.

KAPITEL III

ÆGTE OPSPARING

III.1 Indledning

Er udviklingen bæredygtig?

Vi lever i samfund, hvor de materielle levevilkår generelt stiger som følge af den økonomiske vækst; samtidig oplever vi en række miljøproblemer, der påvirker befolkningens velfærd negativt. Der stilles ofte spørgsmålstejn ved, om samfundets velfærd samlet set stiger over tid, når man tager udviklingen i miljø og naturressourcer med i betragtning, eller om vi er i færd med at underminere grundlaget for fremtidens befolkninger. Dette er det centrale spørgsmål, når det skal vurderes, om udviklingen er bæredygtig.

Ægte opsparing er en indikator for bæredygtighed

At udviklingen skal være bæredygtig, er et almindeligt anerkendt ønske, jf. Regeringen (2014). Begrebet ægte opsparing spiller en central rolle i den miljøøkonomiske behandling af spørgsmålet om bæredygtighed. Ægte opsparing kan opfattes som en operationalisering af bæredygtighedsbegrebet, idet den principielt angiver, om udviklingen er bæredygtig. Er opsparingen negativ, er udviklingen nemlig ikke bæredygtig. Som det fremgår af kapitlet, er der dog en lang række praktiske vanskeligheder ved entydigt at fastlægge størrelsen af den ægte opsparing; ikke mindst er det i mange tilfælde overordentlig svært at fastsætte, hvad der er en rimelig værdisætning af ændringen i de kapitalgoder (inklusive naturkapital), som bør indgå i beregningen.

Danmarks ægte opsparing siden 1980 opgøres

Kort fortalt er ægte opsparing en opgørelse af den samlede værdi af ændringerne i alle de formuegoder i bred forstand, der udgør grundlaget for vores velfærd. Det gælder producerede kapitalgoder som maskiner og bygninger, finansielle tilgodehavender, humankapital, naturkapital og social kapital. I dette kapitel foretages en opgørelse af den ægte opsparing i Danmark i perioden 1980-2015.

Ægte opsparing siden 1993

Det første forsøg på at opgøre et mål for ægte opsparing blev gjort af Pearce og Atkinson (1993), og selve begrebet “genuine saving” blev navngivet i Hamilton (1994). Den første danske opgørelse af ægte opsparing er Hansen (1995).

Et stigende antal undersøgelser internationalt

Der er i de senere år fremkommet en lang række undersøgelser af den ægte opsparing i forskellige lande og for forskellige perioder.¹ Interessen for begrebet kan ses som et udtryk for et øget fokus på at supplere traditionelle nationalregnskabsberegninger med andre indikatorer, der giver et mere dækkende indtryk af udviklingen i samfundets velfærd. Det gælder ikke mindst inddragelsen af udviklingen i miljøforhold og naturressourcer. Et eksempel herpå er Stiglitz-Sen-Fitoussi-kommissionen (iværksat på foranledning af den daværende franske præsident Sarkozy), der netop havde til formål at se på alternativer til BNP. Kommissionen udpegede ægte opsparing som en vigtig alternativ indikator, jf. Stiglitz mfl. (2009).

Verdensbanken foretager regelmæssige internationale opgørelser

Den mest omfattende og systematiske undersøgelse af ægte opsparing foretages af Verdensbanken. Banken laver regelmæssigt en omfattende opgørelse for stort set alle lande i verden. Opgørelsen indeholder færre opsparingselementer end undersøgelsen i dette kapitel, men er til gengæld forsøgt foretaget efter ens principper i alle lande. Elementerne i Verdensbankens opgørelse er den nationale opsparing i finansiel og fysisk kapital fratrukket nedslidningen af fysisk kapital, tillagt et mål for udviklingen i humankapitalen og fratrukket en anslået værdi af formindskelsen af landenes mineraler, energidepoter og skovarealer samt en formodet værdisætning af landenes egne udledninger af CO₂ og partikler.²

- 1) Nylige detaljerede undersøgelser for enkeltlande i stil med opgørelsen i nærværende kapitel er bl.a. foretaget af Pezzey mfl. (2006) for Skotland, Randall (2008) for Australien, Mota og Martins (2010) for Portugal, Ferreira og Moro (2011) for Irland, Arrow mfl. (2012) for USA, Kina, Indien, Brasilien og Venezuela, Lindmark og Acar (2013) for Sverige samt Greasley mfl. (2014) for Storbritannien, Tyskland og USA. En nylig oversigt over forskningsområdet og diverse enkeltbidrag findes i Hanley mfl. (2015).
- 2) Verdensbankens anslåede værdi af disse negative bidrag er markant lavere end den værdi, der anbefales i nærværende kapitel.

Global ægte opsparring på godt 10 pct. af BNI årligt

I Verdensbankens opgørelse ligger den globale ægte opsparring typisk på godt 10 pct. af BNI årligt, jf. tabel III.1. Den danske ægte opsparring er ifølge Verdensbanken lidt højere, nemlig på ca. 14 pct. i gennemsnit i perioden 1990-2013. Det er lidt højere end den ægte opsparring i Tyskland og EU og på linje med Norge, men lavere end Sverige, der ifølge Verdensbanken har haft en opsparring på 18 pct. af BNP over perioden. For både Danmark og verden som helhed var opsparringen lidt højere i 2014 end gennemsnittet for de foregående ca. 25 år.

Tabel III.1 Verdensbankens opgørelse af ægte opsparring

	Gns. 1990-2013	2014
	----- Pct. af BNI -----	
Danmark	13,5	14,5
Norge	12,4	21,0
Sverige	18,0	18,8
Tyskland	10,5	13,3
EU	9,6	8,8
OECD	9,0	7,8
USA	6,4	6,5
Kina	28,8	34,5
Saudi-Arabien	10,0	20,0 ^a
Afrika syd for Sahara	1,1	5,5
Verden	10,4	12,7

a) Tallet er fra 2013.

Kilde: Verdensbanken.

Norge opgør en udvidet nationalformue

I Norge har Statistisk Sentralbyrå i en årrække officielt opgjort en nationalformue, der udover produceret kapital og finanskapital også omfatter human- og naturressourcekapital. Derudover opgør man en række officielle indikatorer for bæredygtig udvikling.

Tidligere arbejde af formandskabet for De Økonomiske Råd

I Det Økonomiske Råds formandskab (1998) foretoges en kortfattet opgørelse af Danmarks ægte opsparring 1986-96 i et kapitel, der bredt behandlede emnet bæredygtighed. I De Økonomiske Råds formandskab (2012) blev foretaget en mere omfattende beregning for årene 1990-2010, der tog

udgangspunkt i nyere metoder og inddrog flere elementer end tidligere. Nærværende kapitel kan ses som en opdatering af 2012-beregningerne. Det er omtrent de samme formuegoder, der er inddraget i beregningerne, men den undersøgte tidsperiode er blevet udvidet i begge retninger med i alt 15 år. I en række tilfælde er inddraget andre datakilder, ligesom de metodiske principper er underkastet en kritisk granskning og i nogle tilfælde revideret.

Kapitlets indhold

I afsnit III.2 beskrives den teoretiske baggrund for begrebet ægte opsparing, de overordnede beregningsprincipper og en række overordnede problemstillinger i de konkrete udregninger. I de følgende afsnit præsenteres og diskuteres de foretagne beregninger for den ægte opsparing i Danmark, opdelt på miljøgoder (klimaproblemet, anden luftforurening og forurening af grundvand), naturressourcer (Nordsøen, fisk, jord og skov) og menneskeskabte formuegoder (fysisk, videnskabsmæssig og finansiell opsparing samt ændringer i human og sundhedskapital). Også biodiversitet og social kapital – to kapitalgoder, som det ikke har været muligt at kvantificere monetært – berøres. Kapitlet afsluttes med en samlet præsentation og diskussion af den danske ægte opsparing i årene 1980-2015.

III.2 Bæredygtighed og ægte opsparing

Indhold i afsnit

I dette afsnit beskrives, hvad der menes med begrebet bæredygtighed. Derefter forklares sammenhængen mellem bæredygtighed og mængden af de aktiver, som indgår i nationalformuen. Dernæst beskrives begrebet ægte opsparing samt fordele og begrænsninger ved dette mål. Til slut i afsnittet beskrives en række praktiske og metodiske udfordringer ved at opgøre ægte opsparing. Her beskrives også en række metodiske valg, som ligger til grund for de beregninger af ægte opsparing for Danmark, der præsenteres i resten af kapitlet.

Bæredygtighed og formue

Mål for bæredygtig udvikling

Som nævnt i indledningen tager begrebet ægte opsparing udgangspunkt i spørgsmålet, om udviklingen er bæredygtig. Beregningen af ægte opsparing er dermed en måde, hvorpå bæredygtighedsbegrebet kan operationaliseres.

Bæredygtighed forudsætter ikke-aftagende velfærd

Begrebet bæredygtighed blev for alvor kendt på baggrund af rapporten fra Brundtland-kommissionen, jf. World Commission on Environment and Development (1987). Bæredygtig udvikling defineres i Brundtland-rapporten som et forløb, hvor opfyldelsen af nulevende generationers behov ikke sker på bekostning af fremtidige generationers muligheder for at opfylde deres behov.³ Ud fra denne definition kan et forløb kaldes bæredygtigt, såfremt fremtidige generationers velfærd er mindst den samme som nulevende generationers velfærd. Et mål om bæredygtighed har således karakter af en målsætning om en bestemt fordeling mellem generationer.

Velfærd afhænger af mange forskellige aktiver

Befolkningens velfærd afhænger af en lang række forskellige goder, både forbruget af fremstillede varer og tjenesteydelser og en række andre forhold, herunder natur- og miljøgoder. Produktionen eller forekomsten og dermed forbruget af alle disse goder afhænger igen af den kapital, der er til rådighed til at frembringe dem. Kapital skal her opfattes i bred forstand som alle formuegoder, menneskelige ressourcer og naturkapital (naturressourcer, klimatiske betingelser, biologisk mangfoldighed mv.), der har betydning for velfærden. En større mængde af disse aktiver forøger de fremtidige forbrugsmuligheder (inklusive "forbruget" af ikke-materielle goder), mens færre aktiver formindsker dem. Hvis fremtidige generationer skal have de samme forbrugsmuligheder som de nuværende, må den samlede velfærd, disse aktiver kan frembringe, og dermed deres samlede værdi, derfor ikke falde.

3) Under dette ligger også en målsætning om, at alle skal have deres basale behov opfyldt.

**Øget formue
afspejler en
bæredygtig
udvikling**

Ændringen i beholdningen af aktiver over en given periode afspejler opsparingen i samfundet og de udefrakommende begivenheder, der påvirker akkumulationen (f.eks. grænseoverskridende forurening). Hvis nationalformuen i bred forstand (værdien af samtlige relevante aktiver) vokser over tid, vil de fremtidige forbrugsmuligheder også øges. En stigning i vores nationalformue er dermed udtryk for et bæredygtigt forløb.

**Stærk
bæredygtighed
er tilstrækkelig
...**

Det er vigtigt at medregne alle aktiver, når det skal vurderes, hvorvidt udviklingen er bæredygtig. Hvis mængden af hvert enkelt aktiv vokser over tid (eller i hvert fald ikke aftager), er det udtryk for, at udviklingen er bæredygtig for hvert aktiv. En sådan udvikling betegnes som *stærkt* bæredygtig. Hvis dette krav til udviklingen er opfyldt, kan man være sikker på, at fremtidige generationers velfærd ikke reduceres i forhold til de nuværende generationer. Et krav om stærk bæredygtighed er altså tilstrækkeligt til at sikre, at udviklingen er bæredygtig ifølge Brundtland-kommisionens definition.

**... men ikke
nødvendig for at
sikre bæredygtig
udvikling**

Hvis der er et enkelt aktiv, hvis beholdning reduceres over tid, mens mængden af alle andre aktiver vokser, vil udviklingen ikke være bæredygtig i stærk forstand. Udviklingen vil imidlertid fortsat være bæredygtig ifølge Brundtland-definitionen, hvis velfærdsvirkningen for de fremtidige generationer af faldet i det ene aktiv opvejes af velfærdsvirkningen af stigningen i de øvrige aktiver. Et krav om stærk bæredygtighed indebærer eksempelvis, at man aldrig må bruge ikke-fornybare naturressourcer som f.eks. mineraler, olie, gas og kul. Afstår man permanent helt fra at udnytte sådanne ressourcer, reduceres velfærden for såvel nuværende som fremtidige generationer, hvilket ikke er en fordel for nogen.

**Svag
bæredygtighed
svarer til
Brundtland-
definitionen**

Hvis den samlede værdi af aktiverne afspejler deres nytteværdi for fremtidige generationer, og denne ikke er aftagende, betegnes udviklingen som bæredygtig i *svag* forstand. Et forløb er altså svagt bæredygtigt, selvom beholdningen af nogle aktiver falder, hvis velfærdsforringelsen heraf opvejes af velfærdsværdien af en øget beholdning af andre aktiver. Dermed indikerer en ikke-faldende nationalformue svag

bæredygtighed, hvilket svarer til Brundtland-kommis-
sionens bæredygtighedsdefinition.

**Ægte opsparing
nemmere at
vurdere end
den samlede
nationalformue**

Den ægte opsparing for en given periode opgør netop summen af ændringer i beholdningerne af alle aktiver prissat til den velfærdsværdi, de har. Dermed måler den ægte opsparing ændringen i nationalformuen over perioden, jf. boks III.1, hvor opsparingens fortegn indikerer, om udviklingen har været bæredygtig. Dette er en fordel, fordi det er nemmere at opgøre den ægte opsparing end at opgøre den samlede værdi af nationalformuen. Der kan for eksempel være usikkerhed om den samlede mængde af oliereserverne i Nordsøen, fordi der kan være uopdagede reserver. Omvendt kræver en opgørelse af ægte opsparing alene, at man opgør den reduktion i oliereserverne, som olieindvinding har betydet over perioden, hvilket er lettere at vurdere. Det kan også være vanskeligt at fastsætte priser, der afspejler velfærdsværdien af den samlede mængde af et aktiv. For vand vil markedsprisen således afspejle velfærdsværdien af den sidste enhed af vandressourcen, der forbruges, mens værdien af de første enheder formodentlig er væsentligt højere og vanskelige at vurdere. De ændringer i vandressourcen, der opgøres i forbindelse med ægte opsparing, vedrører netop de sidst forbrugte enheder, hvis værdi er tæt på markedsværdien og derfor lettere at vurdere.

Boks III.1 Nationalformue, bæredygtighed og ægte opsparing

Nationalformuen i bred forstand kan defineres med udgangspunkt i følgende samfundsvelfærdsfunktion, jf. Arrow mfl. (2012):

$$V_t = \sum_{s=t}^{\infty} U(C_s(K_s)) \frac{1}{(1 + \delta)^{s-t}}, \quad \delta \geq 0,$$

hvor δ er den samfundsmæssige diskonteringsrente. Ligningen udtrykker samfundsvelfærden, V_t på tidspunkt t som den tilbagediskonterede fremtidige strøm af nytteniveauer, U . Nyttens til tidspunkt s er en funktion af forbrugsvektoren C_s . Den omfatter alle goder, som mennesker tillægger en positiv eller negativ værdi, herunder materielt forbrug, naturoplevelser osv. Forbruget i periode s er betinget af det kapitalapparat i bred forstand, der er til rådighed i periode s , K_s . Kapitalapparatet omfatter i princippet alle typer af kapital, herunder det egentlige fysiske kapitalapparat i betydningen bygninger og maskiner samt naturressourcer, viden og humankapital mv. Da kapitalapparatet på ethvert tidspunkt betinger kapitalapparatet på senere tidspunkter, kan samfundsvelfærden på tidspunkt t også udtrykkes direkte som en funktion af vektoren af alle aktiver K_t på tidspunkt t :

$$V_t = V(K_t).$$

En *bæredygtig* udvikling er en udvikling, hvor samfundsvelfærden ikke falder over tid (hvor $V_{t+1} \geq V_t$). Betingelsen for, at udviklingen på tidspunkt t er bæredygtig, er derfor, at

$$V_{t+1} - V_t = \sum_i \left(\frac{dV_{t+1}}{dk_{i,t+1}} k_{i,t+1} - \frac{dV_t}{dk_{i,t}} k_{i,t} \right) \geq 0,$$

hvor $k_{i,t}$ er beholdningen af aktiv i til tidspunkt t , og $dV_t/dk_{i,t}$ er velfærdsværdien af den marginale enhed af aktiv i til tidspunkt t . Betingelsen betyder, at den samlede velfærdsvirkning af, at mængden af nogle aktiver stiger, skal være mindst lige så stor som den samlede velfærdsvirkning af, at mængden af andre aktiver falder, hvis udviklingen skal være bæredygtig.

Boks III.1 Nationalformue, bæredygtighed og ægte opsparing, fortsat

Den ægte opsparing mellem tidspunkterne t og $t+1$ er defineret som den tilsvarende opgørelse af velfærdsvirkningen af ændringen i nationalformuens komponenter mellem de to tidspunkter:

$$\Delta V_{t,t+1} = \sum_i p_i (k_{i,t+1} - k_{i,t}),$$

hvor p_i er velfærdsværdien per enhed af den ændring af mængden af det pågældende aktiv, der sker i tidsperioden mellem tidspunkt t og tidspunkt $t+1$. På samme måde som ovenfor vil en ikke-negativ ægte opsparing indikere, at udviklingen over perioden har været bæredygtig.

Dog betydelige udfordringer i opgørelsen

Af disse grunde benyttes den ægte opsparing som indikator for, om udviklingen er bæredygtig. Der er imidlertid fortsat betydelige metodiske og praktiske udfordringer ved at opgøre den ægte opsparing.

Metodiske udfordringer knyttet til substituerbarhed

Ringe substitutionsmuligheder en væsentlig problemstilling

En korrekt prissætning af ændringen i de forskellige aktiver er afgørende for, at opgørelsen af den ægte opsparing er retvisende. Her udgør aktiver, der vanskeligt kan substitueres med andre, en særlig udfordring. Det skyldes, at velfærdsværdien af den sidste (marginale) enhed af et sådant aktiv kan være stærkt afhængig af den mængde af dette aktiv, som er til rådighed.

Det gælder eksempelvis drivhusgasser

Et eksempel herpå kunne være, at temperaturstigninger som følge af CO₂-udledninger over bestemte niveauer kan medføre uoprettelige og uoverskuelige skader. For klimakapitalen gælder således, at den potentielt kan nærme sig en kritisk grænse. I nærheden af en sådan grænse vil der være stor usikkerhed om den pris, hvormed ændringer i aktivmængden bør indregnes i den ægte opsparing.

Forsigtighedsprincip ved kritiske grænser

Ofte vil der være usikkerhed om, hvor den kritiske grænse er. Her vil brug af forsigtighedsprincippet tilsige, at man bør tillægge en høj værdi til reduktioner i det pågældende aktiv. Hvis der er vigtige aktiver, hvis beholdning er på vej til at blive reduceret ned mod deres kritiske grænse, kan der der-

for sættes spørgsmålstegn ved, om en simpel beregning af den ægte opsparing er tilstrækkelig til at vurdere bæredygtigheden. Her kan det være relevant i tillæg at kræve en ikke-faldende (bæredygtig) udvikling for hver enkelt af disse aktiver.

Ægte opsparing kan ikke stå alene

Derfor bør opgørelser af ægte opsparing suppleres med en vurdering af, hvorvidt der er nogle typer naturkapital, som er væsentligt reduceret, og om der i så fald er risiko for, at pågældende naturkapital er på vej ned mod en kritisk grænse.

Øvrige metodiske udfordringer knyttet til priser

Udgangspunkt i markedspriser

I prissætningen af udviklingen i de forskellige kapitalgoder anvendes som udgangspunkt markedspriser, når disse findes. Dette er på linje med sædvanlige nationalregnskabsprincipper. Markedspriser er en indikator for værdien af ændringer i beholdningen af et aktiv (marginalværdien). Det er netop marginalværdien, som skal anvendes i forbindelse med en opgørelse af ægte opsparing, jf. boks III.1. Markedspriser repræsenterer ikke nødvendigvis den sande samfundsøkonomiske værdi på grund af afgifter, subsidier og markedsfejl, men af praktiske grunde tages udgangspunkt i markedspriser.

Naturkapital ofte ikke prissat på et marked

En række goder, herunder en stor del af naturkapitalen og klimaet, er imidlertid ikke prissat på et marked. I disse tilfælde er det nødvendigt særskilt at vurdere og så vidt muligt medtage værdien af de ikke-markedsmæssige afkast. I nogle tilfælde kan værdien af ændringer i et naturgode baseres på observeret adfærd. Det gælder f.eks. for brugsværdien af nye rekreative områder, som kan opgøres ud fra antallet af besøgende og de besøgendes rejseomkostninger. Der kan dog være stor usikkerhed knyttet til opgørelsen af prisen på nogle typer naturkapital. Det gælder bl.a. for udledningen af drivhusgasser, hvor de samlede effekter på klimaet og de afledte økonomiske konsekvenser er behæftet med stor usikkerhed. Som tidligere beskrevet gør det sig især gældende, hvis et aktiv kommer tæt på en kritisk grænse, hvor omkostningen af en yderligere reduktion i beholdningen kan være uendelig stor.

Af praktiske grunde anvendes faste priser

Værdien af ændringer i mængden af forskellige aktiver bliver i kapitlet af praktiske grunde opgjort i faste priser (2010-priser). Det skyldes, at det i praksis er meget ressourcekrævende at beregne ændringer i relative priser på alle kapitalgoder, vi er afhængige af – ikke blot med hensyn til varer, vi er nettoeksportører af som olie og gas fra Nordsøen, men også eksempelvis alle mineraler, som vi er nettoimportører af. Anvendelsen af faste priser er i overensstemmelse med den normale fremgangsmåde i litteraturen om ægte opsparing, jf. blandt andet Arrow mfl. (2012).

Faste priser ikke uproblematisk

Anvendelsen af faste priser kan imidlertid give en unøjagtig sammenvejning af de forskellige kapitalgoder. Hvis prisen på et gode stiger i forhold til de øvrige goder, f.eks. fordi knapheden på det pågældende gode øges, vil betydningen af ændringen i dette kapitalgode blive overvurderet i tiden før basisåret og undervurderet i tiden efter. Det omvendte gør sig gældende, hvis den relative pris på et kapitalgode falder. Dette er ikke mindst vigtigt for et gode som klimaet, der er blevet systematisk forringet i den betragtede periode. Miljøøkonomer regner derfor også med, at den relative skadesværdi ved udledningen af et ton CO₂ stiger systematisk over tid – en effekt, der ikke indgår i beregningerne nedenfor. Jo dårligere substitutionsmulighederne er mellem forskellige kapitalgoder, jo større kan disse relative prisændringer forventes at blive.

Opgørelse i faste priser medtager ikke kapitalgevinster

Udover værdisætningen af den løbende ændring i hvert aktiv vil ændringer i relative priser på aktiverne også generere kapitalgevinster og -tab. Ejere af aktiver, hvis priser stiger relativt til andre goder, vil få en gevinst. Danmark er eksempelvis nettoeksportør af olie. En stigende oliepris vil forøge værdien af olien, der findes i Nordsøen, hvilket vil øge Danmarks samlede nationalformue. For lande, som er nettoimportører af olie, vil en stigning i olieprisen til gengæld give et tab i den samlede nationalformue. Tilsvarende vil Danmarks fremtidige velfærd blive påvirket af eventuelle prisstigninger eller -fald på varer, som vi importerer som eksempelvis jern og andre metaller. Disse kapitalgevinster og -tab bliver ikke medregnet ved en opgørelse af den ægte opsparing i faste priser.

Diskonteringsrate på 3 pct.

Ved fastlæggelse af værdien af nogle aktiver er det nødvendigt at beregne værdien af aktivet med udgangspunkt i skøn for de fremtidige afkast af aktivet. Disse afkast tilbage-diskonteres med en realrente på 3 pct. Denne rente bruges normalt af De Økonomiske Råds formandskab i forbindelse med langsigtede beregninger af f.eks. finanspolitisk hold-barhed og i forbindelse med miljøøkonomiske analyser.

Metodiske udfordringer knyttet til at opgøre mængder

Ægte opsparing omfatter i praksis ikke alle aktiver

I princippet bør opgørelsen af ægte opsparing medtage ændringer i alle aktiver, som påvirker den menneskelige vel-færd. Der er imidlertid en række aktiver, der potentielt kan være vigtige for vores fremtidige velfærd, men hvor man ikke med rimelighed kan kvantificere ændringen i mængden af aktivet (eller anslå en pris). Det er eksempelvis ikke fun-det muligt i forbindelse med dette kapitel at opgøre de fulde ændringer i omfanget af biodiversitet, som potentiel har stor betydning for velfærden.

Udeladte aktiver kan være vigtige

De ikke-kvantificerbare aktiver kan være lige så vigtige for en bæredygtig samfundsudvikling, som de kvantificerbare aktiver. Det er vigtigt at være opmærksom på i forbindelse med tolkningen af konkrete opgørelser af ægte opsparing.

Grænse-overskridende påvirkninger

Nærværende opgørelse af den ægte opsparing har til formål at måle, hvorvidt danskernes forbrugsmuligheder (i bred forstand) er steget eller faldet over tid, uanset om årsagerne til en ændring skyldes en udvikling i Danmark eller kan henføres til den omgivende verden. Danskerne er i høj grad selv herre over, om beholdningen af vigtige aktiver som fysisk kapital (maskiner og bygninger) og humankapital stiger eller falder. Vi bliver dog også påvirket af verden omkring os. Det gælder f.eks. ved grænseoverskridende forurening (klimaforandringer og luftforurening) og i for-hold til den globale opbygning af viden, som øger vores produktivitet. Disse forhold påvirker også den danske be-folknings fremtidige velfærd og bør derfor også indregnes i den ægte opsparing for Danmark.

Ægte opsparing bør ideelt set tage højde for befolkningsvækst

I kapitlet opgøres den ægte opsparing for årene 1980 til 2015. I denne periode er befolkningen i Danmark steget fra ca. 5,1 til 5,7 mio. indbyggere. Det ville derfor være relevant at betragte udviklingen i den ægte opsparing pr. individ. Hvis vækstraten i nationalformuen (i bred forstand) er lavere end vækstraten i befolkningen, vil de fremtidige generationers forbrugsmuligheder pr. individ blive reduceret. I kapitlet beregnes dog kun værdien af de *ændringer* i de enkelte formuegoder, der har fundet sted i perioden, men ikke *niveaue*t for den samlede formue. Det er næppe muligt at beregne et meningsfuldt skøn for den totale værdi af naturen, og dermed er det i praksis umuligt at beregne den samlede formue inklusive naturkapital. Dermed er det heller ikke muligt at beregne vækstraten i formuen, og dermed heller ikke hvordan formuen pr. capita har udviklet sig i perioden.

Ægte opsparing og grønt nationalregnskab

Grønt nationalregnskab

Ægte opsparing er et element, der naturligt indgår i det bredere begreb "grønne nationalregnskaber". Det betegner et system af delregnskaber i tilknytning til det traditionelle nationalregnskab, der supplerer dette og giver et mere dækkende billede af såvel den økonomiske som den miljømæssige udvikling, jf. Gravgård (2013). Grønne nationalregnskaber indeholder typisk en opgørelse af sammenhængen mellem produktion/forbrug og en række miljøeffekter.⁴ Grønne nationalregnskaber kan være et godt redskab til at lave analyser af samspillet mellem økonomi og miljø. Danmarks Statistik har siden 2013 arbejdet med at opstille et grønt nationalregnskab. Hvis man på et tidspunkt når frem til at have et komplet monetariseret grønt nationalregnskab, vil den ægte opsparing naturligt fremgå heraf som pendanten til den traditionelt opgjorte nationale opsparing i det traditionelle nationalregnskab.

4) Danmarks Statistiks grønne nationalregnskaber er beskrevet i www.dst.dk/da/Statistik/dokumentation/groent-nationalregnskab.

III.3 Miljøgoder

Indhold i afsnit

I dette afsnit vurderes betydningen for den ægte opsparing af udviklingen i klimaproblemerne, anden luftforurening og tilstanden af grundvandet i Danmark.

Klimakapital

Klimaændringer nok det vigtigste miljøproblem

Det vigtigste enkeltstående miljøproblem er sandsynligvis klimaforandringerne. Der udledes hvert år på hele kloden store mængder drivhusgasser, som akkumuleres i atmosfæren og medfører globale klimaændringer. Udledningen af drivhusgasser i dag påvirker dermed den fremtidige samfundsvelfærd og har potentielt stor betydning for den ægte opsparing. Da drivhusproblemet er et globalt forureningsproblem, er virkningen af et ton udledte drivhusgasser den samme, uanset hvor i verden udledningen finder sted. Den udledning, der finder sted i Danmark, er derfor af helt marginal betydning, når den formodede virkning for Danmark af drivhuseffekten skal kvantificeres. Det, der betyder noget, er den samlede globale udledning af drivhusgasser og betydningen heraf for danskernes økonomi og velfærd.

Afhænger af koncentrationen af drivhusgasser i atmosfæren

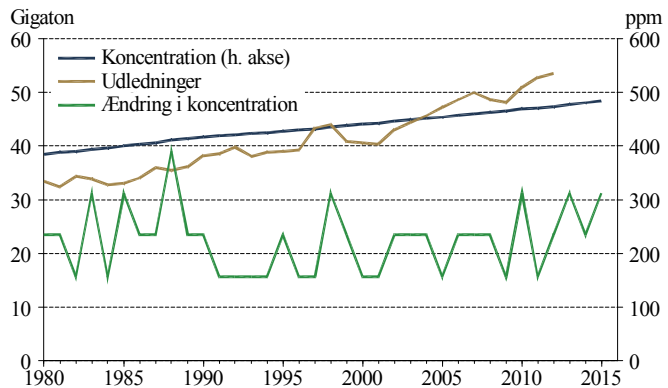
Drivhusgasserne i atmosfæren udgør en beholdning. Udledning af eksempelvis et ton CO₂ i dag indebærer derfor skadesomkostninger i mange år fremover. Effekten formindskes dog gradvis over tid, idet CO₂-molekylerne efterhånden absorberes fra atmosfæren pga. forskellige biokemiske processer (kulstofkredsløbet). Når udviklingen i den danske "klimakapital" skal opgøres, bør man derfor tage udgangspunkt i ændringen i koncentrationen af drivhusgasser i atmosfæren (udledninger fratrukket "nedslidningen"), prissat med en passende vurdering af omkostningen herved for vores velfærd.

CO₂, metan og lattergas er de vigtigste drivhusgasser

Den vigtigste drivhusgas er kuldioxid, men derudover udledes der også andre vigtige drivhusgasser. Blandt de vigtigste er metan og lattergas. I Verdensbankens opgørelse over udledninger af drivhusgasser stod CO₂ for 66 pct. af alle de målte drivhusgasser (omregnet til CO₂-ækvivalenter) i 2012, mens metan stod for 15 pct. og lattergas for 6 pct. Derudover findes bl.a. CFC-gasser. Ifølge Verdensbanken

udgjorde de samlede udledninger af drivhusgasser (opgjort i CO₂-ækvivalenter) godt 33 gigaton i 1980, stigende til godt 53 gigaton i 2012, jf. figur III.1. Koncentrationen af drivhusgasser i atmosfæren omregnet til CO₂-ækvivalenter voksede fra 385 ppm i 1980 til 485 ppm (andele per million) i 2015 ifølge USA's National Oceanic and Atmospheric Administration. Det svarer til en gennemsnitlig vækst på godt ½ pct. årligt i perioden eller en årlig stigning på 22 gigaton.

Figur III.1 Koncentration, ændringer heri og udledninger for drivhusgasser



Anm.: Ppm står for andele per million (parts per million). Koncentrationsændringerne antager kun 4 diskrete værdier i perioden, svarende til enten 2, 3, 4 eller 5 ppm. 1 ppm svarer til 7,81 gigaton. I 1988 overstiger den angivne ændring i koncentrationen de angivne udledninger. Det kan skyldes afrunding, forskellige opgørelsesmetoder eller ikke-lineariteter i de forskellige drivhusgassers kredsløb. Verdensbankens opgørelse af udledninger går til og med 2012.

Kilde: Verdensbanken, Global Monitoring Division of the National Oceanic and Atmospheric Administration og egne beregninger.

Meget stor usikkerhed om retvisende pris

Mens der er relativt sikre data for koncentrationen af drivhusgasser, er der meget stor usikkerhed om, hvad en retvisende prissætning er. Det gælder både de gennemsnitlige globale skader og de specifikt danske skadesvirkninger ved en given klimaudvikling. Der findes enkelte studier for mulige effekter i Danmark af ændrede klimaforhold på speci-

fikke områder som landbrug, jf. f.eks. Olesen (2006), men ikke nogen samlet økonomisk kvantificering af de mange forhold, der kan tænkes at ændre sig.

Mange studier giver et bud på de globale omkostninger

For de formodede globale skadesvirkninger er situationen en anden. Der findes en omfattende økonomisk litteratur, der forsøger at opgøre de globale omkostninger ved drivhusproblemet. I oversigtsstudiet Tol (2013) henvises således til 75 studier med i alt 588 estimater af de marginale omkostninger ved CO₂-udledninger under forskellige forudsætninger. I gennemsnit giver de en omkostning på 268 kr. for et ton CO₂ i 2010-priser (den såkaldte SCC – *social cost of carbon*). Opgørelserne adskiller sig på mange måder, men indregner typisk formodede konsekvenser af klimaændringer for landbrugs- og skovbrugsproduktion, vandressourcer, kystområder, energiforbrug, luftkvalitet, betydningen af ekstreme vejrfænomener som storme samt direkte helbredseffekter. En række af disse virkninger kan være både positive og negative. Især for ret moderate stigninger i temperaturen beregner nogle studier således, at visse områder kan opleve en nettogevinst ved et varmere klima.

Beregningerne tager ikke højde for alt

Fælles for de fleste af studierne er, at der er en række mulige konsekvenser af klimaændringer, som ikke medtages i beregningerne. Det gælder bl.a. indregning af muligheden for ekstreme klimascenarier som ændringer i havstrømme eller et massivt udslip af metan fra smeltende permafrost. Her er tale om fænomener, som anses for at være usandsynlige, men dog ikke helt kan udelukkes, og som kan have store konsekvenser, hvis de indtræffer. Samtidig behandler de fleste scenarier kun perioden frem til 2100, selvom naturvidenskabelige undersøgelser peger på, at klimaeffekterne vil vokse over tid og måske endda accelerere efter 2100, jf. Tol (2013). Ved ikke at medtage konsekvenser efter dette århundrede undervurderes omkostningerne, især hvis diskonteringsraten er beskednen.

Tidspræferenceraten er én afgørende faktor

Der er mange forskellige årsager til de meget forskellige skøn, og Tol opdeler derfor studierne i undergrupper efter diverse kriterier. En af de vigtige forskelle går på, hvilken tidspræferencerate de forskellige studier anvender. Da omkostningerne ved at udlede et ton CO₂ i eksempelvis 2015

indfinder sig mange år ude i fremtiden, er det afgørende, hvordan disse omkostninger tilbagediskonteres til udledningsåret. Et af de vigtige elementer i diskonteringsraten er tidspræferenceraten, altså hvor meget mindre vægt man lægger på fremtidig velfærd i forhold til nutidig velfærd. Mange af studierne i Tol (2013) anvender en tidspræferencerate på tre procent, hvilket medfører en relativt høj samlet diskonteringsrate, jf. De Økonomiske Råds formandskab (2012). Det virker dog i modstrid med en målsætning om bæredygtighed at lægge mindre vægt på fremtidige generationers velfærd, udelukkende fordi disse lever på et senere tidspunkt. Derfor tages her udgangspunkt i den delmængde af studierne, som anvender en tidspræferencerate på 0.

386 kr. anvendes som centralt skøn for SCC

En anden underopdeling, som Tol foretager, er i studier, der har været underkastet en videnskabelig fagfællebedømmelse, og studier, der (endnu) ikke har. En sådan bedømmelse anses normalt for at give en vis garanti for videnskabelig kvalitet. I alt optræder 101 beregninger, der lever op til begge kriterier. Inden for denne undergruppe er den laveste pris tæt ved 0 kr. pr. ton CO₂, den højeste over 11.000 kr., og gennemsnittet ligger på USD 69 eller 386 kr. pr. ton CO₂ (stadig i 2010-priser). Denne gennemsnitlige pris anvendes som udgangspunkt for betydningen af klimaproblemerne i beregningen af den ægte opsparring. Det bør imidlertid gentages, at der er en ekstremt stor usikkerhed mht. størrelsen af de formodede omkostninger ved drivhusproblemet.

USA's regering anvender et lavere skøn

I USA har den amerikanske regering i de seneste år anvendt et officielt skøn for den (globale) marginale omkostning ved udledning af et ton CO₂. Den udarbejdes og opdateres jævnligt af en tværministeriel arbejdsgruppe på baggrund af beregninger med tre af de førende klimaøkonomiske modeller (såkaldte integrated assessment models eller IAM-modeller: DICE, FUND og PAGE). I den senest opdaterede version finder de en SCC på USD 31 (2007-priser) for udledninger foretaget i 2010, jf. Interagency Working Group (2016). I beregningen bag dette tal er anvendt en diskonteringsrate på 3 pct. I De Økonomiske Råds formandskab (2016) blev anvendt data fra denne arbejdsgruppe, der har den fordel, at de også beregner bud på SCC i fremtidige år frem til 2050.

I klimamodellen DICE er skadesværdien markant oprevideret i 2016

Der er i de senere år kommet mange nye bud på SCC-værdier, og ny forskning kan hurtigt ændre billedet af de skønnede omkostninger ved klimaproblemet. I den seneste version af den anerkendte amerikanske klimamodel DICE foretages en relativt kraftig oprevison, jf. Nordhaus (2016). Nordhaus' centrale skøn ændres her fra USD 17 i den tidligere DICE-version (fra 2013) til USD 31 for udledninger foretaget i 2015, svarende til en stigning på 83 pct. Nordhaus rapporterer også, hvad SCC ifølge DICE nu vil være under den amerikanske regerings beregningsforudsætninger inklusive en diskonteringsrate på 3 pct. Her fås i den nye DICE en værdi på USD 87 mod tidligere USD 50 (2020-udledninger).

Nye bidrag peger på betydelig højere vurderinger

I de senere år har adskillige bidrag fokuseret på, om de traditionelt anvendte klimamodeller i tilstrækkelig grad tager højde for risikoen for mere ekstreme klimascenarier med katastrofale konsekvenser. En række forskere argumenterer for, at klimaproblemerne bør analyseres ved anvendelsen af en samfundsvelfærdsfunktion, der udtrykkeligt tager højde for, at graden af usikkerhed om et problems størrelse kan have meget stor betydning for, hvor meget man rationelt vil ønske at gøre for at forebygge problemet. Det kan bl.a. gøres med de såkaldte Epstein-Zin-præferencer, jf. bl.a. Barro (2015) og diskussionen i De Økonomiske Råds formandskab (2015). Anvendelsen af sådanne præferencer kan føre til markant højere vurderinger af de samfundsøkonomiske omkostninger ved drivhusgasudledninger, jf. Daniel mfl. (2016).

Rundspørge blandt eksperter leder til skøn på op til ca. 200 dollar

En anden tilgang til SCC foretages af den anerkendte økonom Robert Pindyck i et nyligt studie. Han tager udgangspunkt i, at den helt afgørende potentielle klimaomkostning er risikoen for en katastrofisk udvikling, defineret som skadesvirkninger på over 20 pct. af globalt BNP. Han foretager derfor et rundspørge blandt mere end 500 videnskabsfolk og eksperter, der har lang erfaring med klimaarbejde, om deres vurdering af sådanne risici. Afhængigt af, om man ser bort fra outliers (de mest ekstreme svar) eller ej, og om man begrænser sig til svar fra eksperter, der udtrykker en høj grad af tillid til deres egne svar, kommer Pindyck på baggrund heraf frem til forskellige SCC-vurderinger. Med en

relativt snæver afgrænsning får han værdier på omkring USD 80 og med en bredere afgrænsning værdier i størrelsesordenen USD 200, jf. Pindyck (2016).

Det anvendte skøn kan være konservativt

Der ser således ud til blandt klimaøkonomer at være en vis bevægelse i retning af en større vægt på værdien af at reducere risikoen for katastrofale klimascenarier – situationer, der nok har en lav sandsynlighed for at indtræffe, men kan få meget store velfærdskonsekvenser, hvis de indtræffer, jf. Havranek mfl. (2015). Det er i modsætning til de tidligere traditionelt anvendte klimamodeller og -beregninger, hvor omkostningerne primært beregnes ud fra mere sikre, men typisk mindre skadelige forventninger til de økonomiske konsekvenser af ændrede klimaforhold. Da den her anvendte CO₂-pris som nævnt bygger på et litteraturstudie fra 2013, indregner prisen ikke disse allernyeste vurderinger. Selvom prisen er væsentligt højere end den anvendte i De Økonomiske Råds formandskab (2012), kan den derfor stadig tænkes at udgøre et konservativt skøn for den nuværende klimaøkonomiske opfattelse af skadesvirkningerne ved udledninger af drivhusgasser.

Danmarks andel af de samlede globale omkostninger

Anvendes den nævnte pris på 386 kr. pr. ton CO₂, kan de globale omkostninger ved et års udledning af drivhusgasser og dermed nedgangen i den globale klimakapital beregnes. Næste skridt er at give et skøn for, hvor stor en del af denne omkostning der tilfalder Danmark. Det er valgt at antage, at Danmarks andel af de samlede globale omkostninger svarer til Danmarks andel af globalt BNP. De formodede skadesvirkninger af den globale opvarmning vil ofte være korreleret med velstandsniveauet i de enkelte lande; kapitalapparatet, der kan blive udsat for skader, er således større i rige lande, ligesom værdisætningen af et statistisk liv typisk vil være højere.⁵

5) Der er anvendt almindelige valutakurser til at beregne Danmarks andel af globalt BNP i stedet for købekraftskorrigerede. Isoleret set er det mere korrekt at købekraftskorrigere såvel denne som den tidligere nævnte anvendte CO₂-pris (SCC), hvorved man vil få samme slutresultat, som hvis der ikke købekraftskorrigeres.

Regionale variationer i EU: Hittidige studier bygger på begrænset grundlag

Der kan desuden være en række særlige forhold, der bevirker, at et lands andel af de samlede globale skader er enten større eller mindre end landets samlede velstandsandel. Mængden af kyststrækninger og beliggenheden i forhold til klimazoner er således to vigtige forhold. Ciscar mfl. (2011) forsøger at dekomponere virkningerne for forskellige EU-regioner af en generel stigning i temperaturen. De finder, at mens de fleste EU-lande vil lide nettovelfærdstab ved de undersøgte temperaturstigninger, vil "Nordeuropa" (som her ikke omfatter Danmark, men Sverige, Finland og de baltiske lande) som den eneste region få en økonomisk nettogevinst af de effekter, undersøgelsen medtager. "Nordlige Central-europa" (Tyskland, Polen, Belgien og Holland) vil opleve nettotab, men i mindre omfang end de sydeuropæiske EU-lande. En nylig rapport fra Det Europæiske Miljøagentur konkluderer ligeledes, at omkostningerne for Europa generelt vil være højest i de sydeuropæiske lande, jf. Det Europæiske Miljøagentur (2017). Rapporten påpeger dog også, at der er stor usikkerhed i disse regionale vurderinger, og at de bygger på en ret begrænset delmængde af de omkostninger på mange forskellige områder, der kan blive resultatet af klimaforandringerne.

Ikke oplagt, hvordan Danmark rammes relativt til andre

Mens der findes en række regionale beregninger af, hvordan forskellige dele af verden og Europa kan tænkes at blive ramt af en given temperaturstigning, eksisterer der så vidt vides ikke nogen samlet økonomisk opgørelse på landniveau for Danmark. Mens nogle undersøgelser tyder på, at eksempelvis den danske landbrugsproduktion kan opleve et forøget udbytte ved en moderat temperaturstigning, trækker Danmarks meget kystnære territorium modsat i retning af relativt høje klimaomkostninger. Da disse forhold er overordentlig vanskelige at kvantificere, er der ikke foretaget nogen korrektion herfor.

Samlet nedsparing i klimakapital på godt 3 pct. årligt

Med de anførte antagelser udgør nedsparingen i Danmarks klimakapital i 1980-2015 i gennemsnit 3,2 pct. af BNP årligt, jf. boks III.2 og figur III.2. Det ses, at omkostningerne ved udledningerne udviser en faldende tendens over tid. Det skyldes, at Danmarks BNP er steget, samtidig med at der er anvendt en fast pris på omkostningen ved udledningerne i alle årene.

Boks III.2 Metode: Klima

Nedsparingen i klimakapital i pct. af BNP er beregnet på følgende måde:

$$\frac{\Delta W_t}{FY_t} = \frac{s_{DK,t} \cdot p \cdot \Delta k_t}{FY_t},$$

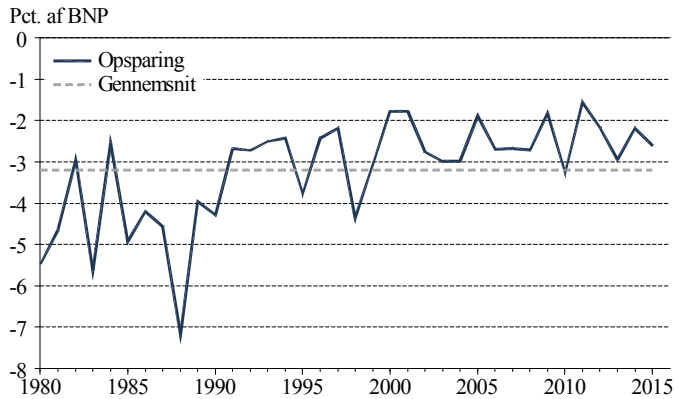
hvor ΔW_t er formindskelsen af værdien af klimakapitalen i år t , $s_{DK,t}$ er Danmarks andel af de samlede globale omkostninger, p er omkostningen ved en forøgelse af atmosfærens indhold af et ton CO₂ (SCC) i 2010, og Δk_t er ændringen i koncentrationen af drivhusgasser i atmosfæren i år t , målt i gigaton CO₂-ækvivalenter. FY_t er BNP i 2010-priser.

Den danske andel af de samlede globale omkostninger antages at være lig med Danmarks andel af globalt BNP i det pågældende år, beregnet ud fra tal fra Verdensbanken og opgjort ved almindelige valutakurser.

Omkostningen ved at udlede et ton CO₂ (SCC) i 2010 antages at være USD 68,7 eller DKK 386. Det er gennemsnittet af værdien i de 101 scenarier i oversigtsartiklen af Tol (2013), som dels er fagfællebedømt og dels har en tidspræferencerate på 0.

Ved opgørelsen af ændringen i den årlige koncentration af drivhusgasser i atmosfæren omregnet til CO₂-ækvivalenter anvendes data fra den amerikanske Global Monitoring Division of the National Oceanic and Atmospheric Administration, en videnskabelig institution under det amerikanske handelsministerium.

Figur III.2 Opsparing i klimakapital



Anm.: I beregningen antages, at den reale CO₂-pris på 386 kr. i 2010-priser er konstant i alle år.

Kilde: Global Monitoring Division of the National Oceanic and Atmospheric Administration og egne beregninger.

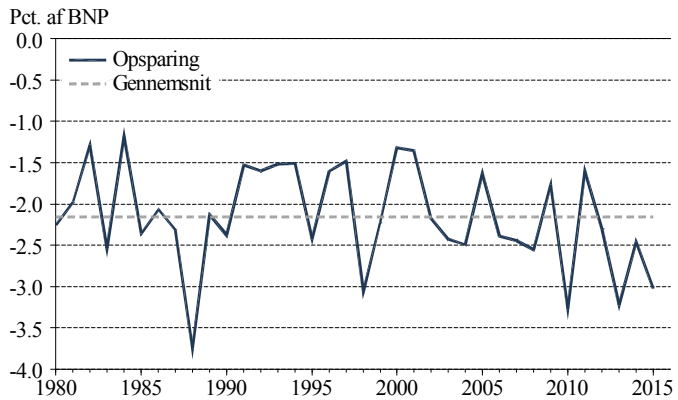
Omkostningerne ved udledninger stiger reelt over tid

Beregningen tager dermed ikke hensyn til, at omkostningen normalt forventes at være stigende over tid. En stor del af skadesomkostningerne kan forventes at stige reelt over tid i takt med de generelle velstandsstigninger i økonomien. Eksempelvis er værdisætningen af et statistisk liv klart korreleret med indkomstniveauet. Samtidig vil de marginale skadesomkostninger generelt være stigende, når klima-problemet vokser i takt med, at koncentrationen af drivhus-gasser stiger.

Følsomhed med real prisstigning på 3 pct. årligt

Ofte vurderes det, at omkostningen ved at udlede et ton CO₂ stiger i omegnen af 2-3 pct. årligt ud over den almindelige inflation. I den meget anvendte økonomiske klimamodel DICE udviser velfærdsomkostningerne således en real prisstigning på CO₂ på 3 pct. årligt, jf. Nordhaus (2014). Antages en sådan real prisstigning over tid, fås i stedet udviklingen i figur III.3. Her er omkostningerne målt som andel af BNP lavere i perioden indtil 2010 og højere i perioden efter 2010. I gennemsnit over hele perioden er nedsparingen i klimakapital nu lidt mindre, nemlig 2,2 pct.

Figur III.3 Opsparing i klimakapital med real prisstigning



Anm.: I beregningen er det antaget, at den reale omkostning ved at udlede et ton CO₂ stiger med 3 pct. årligt.

Kilde: Global Monitoring Division of the National Oceanic and Atmospheric Administration og egne beregninger.

Sammenligning med tidligere analyse

I forhold til beregningen af nedsparingen i klimakapital i De Økonomiske Råds formandskab (2012) er der foretaget flere ændringer. Beregningerne tager nu udgangspunkt i en noget højere global CO₂-omkostning på 386 kr. pr. ton (i 2010-priser) end den tidligere beregning, der anvendte 253 kr. pr. ton (i 2005-priser). Forskellen skyldes, at der nu foreligger et nyere sammenlignende studie af Tol, der resulterer i en højere gennemsnitlig pris. En hovedårsag hertil er, at Tol anvender en højere prisstigning i omregningen af CO₂-omkostninger end den anvendte i den tidligere undersøgelse. Et væsentligt forhold, der trækker i modsat retning, er, at der i nærværende beregning i modsætning til den tidligere foretages et fradrag som følge af, at der også sker en løbende absorbering af drivhusgasser fra atmosfæren. Endelig antages i nærværende beregning modsat den tidligere, at klimaskaderne for Danmark er proportionale med den danske andel af globalt BNP, hvilket også trækker i retning af, at klimaet får mindre betydning for den samlede ægte op-

sparing.⁶ Samlet set medfører det en noget lavere værdi for klimanedsparingen – godt 3 pct. af BNP årligt i stedet for knap 6 pct., som var vurderingen i den tidligere opgørelse.

Lavere vurdering end sidst trods højere global marginal omkostning

Selvom den samlede omkostning for Danmarks ægte opsparing nu vurderes at være lavere end sidst, er det vigtigt at være opmærksom på, at den nye beregning bygger på en noget højere vurdering af den reale globale omkostning ved ekstra udledning af CO₂ og andre drivhusgasser (SCC). Udover den kendsgerning, at den marginale omkostning stiger hvert år som følge af, at nye udledninger kommer oveni en allerede ret høj koncentration i atmosfæren, er der en tendens til, at nye klimaøkonomiske forskningsbidrag i de seneste år har højere skadesvurderinger end tidligere undersøgelser. Det betyder, at nationale og internationale beregninger, der bygger på ældre priser, kan give et forkert billede af den nuværende klimaøkonomiske state-of-the-art. Det gælder også for beregningen i dette kapitel, der bygger på en litteraturoversigt fra 2013. Verdensbankens beregninger af klimaskader, der er omtalt i afsnit III.1, anvender priser fra Fankhauser (1994) på ca. USD 7 i 2005-priser, jf. Verdensbanken (2011 og 2017) – et estimat, som Verdensbanken ganske vist også selv betegner som “konservativt”. I Verdensbankens beregninger har udledningen af klimagas- ser derfor nærmest ingen nævneværdige konsekvenser for de enkelte landes ægte opsparing.

Anden luftforurening

Fokus på helbredseffekter af luftforurening

Luftforurening påvirker menneskers helbred negativt og gør skade på natur og bygninger. Luftforureningen stammer primært fra menneskelige aktiviteter såsom landbrug, transport, energiproduktion og boligopvarmning, men naturen er også en kilde til luftforurening, eksempelvis gennem salt-

- 6) I De Økonomiske Råds formandskab (2012) blev der anvendt en korrektionsfaktor på 1,56 ved omregningen fra globale til danske klimaomkostninger. Denne faktor stammer fra den regionale klimamodel RICE, der giver et bud på klimaskaderne i Vesteuropa, jf. Arrow mfl. (2012). Som nævnt er det denne gang vurderet, at usikkerheden ved at vurdere de formodede fremtidige klimaskader for Danmark relativt til resten af verden er for store til, at det er fundet rimeligt at anvende en særlig faktor.

partikler fra havet og skovbrande, jf. Brandt mfl. (2016a). Da skaderne på natur og bygninger er svære at opgøre, undersøges i den talmæssige opgørelse her kun helbredseffekter af luftforurening.⁷

**Luftforurening
medfører tidlige
dødsfald**

Luftforurening har betydelige negative effekter på helbredet. Det skyldes primært øget dødelighed som følge af langtidseksponering for partikler samt korttidseksponering for ozon, jf. Brandt mfl. (2016b).

**Grænse-
overskridende
problem**

Koncentrationerne af forskellige typer luftforurening i Danmark afhænger ikke kun af udledninger fra danske aktiviteter, men i høj grad også af luftforurening fra udenlandske kilder. På samme måde forringer danske kilder til luftforurening også luftkvaliteten i landene omkring os. I 2013 blev de samlede helbredsomkostninger af luftforureningskoncentrationer i Danmark opgjort til ca. 39 mia. kr., jf. De Økonomiske Råds formandskab (2016). Heraf skyldes 32 mia. kr. luftforurening fra udlandet, mens danske aktiviteter skønnes at bidrage til en helbredsomkostning på 31 mia. kr. i udlandet, jf. figur III.4.

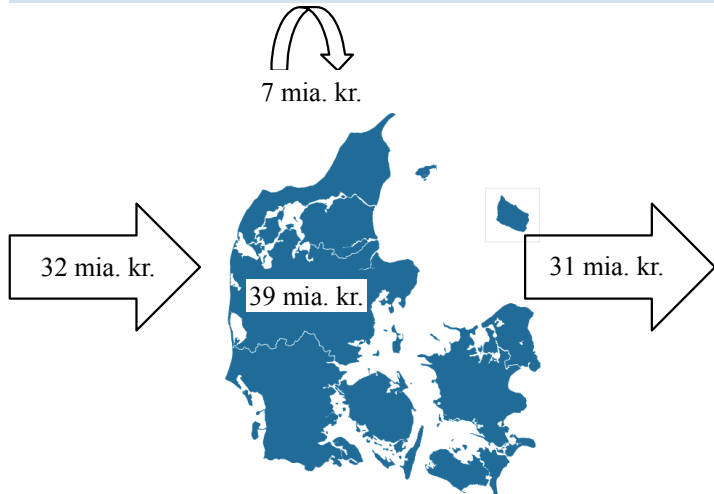
**Model-
beregninger
af helbreds-
omkostninger**

Helbredsomkostningerne af luftforurening er beregnet af DCE, Aarhus Universitet. Beregningerne er lavet i EVA-modelsystemet (Economic Valuation of Air Pollution). Denne model er baseret på den såkaldte "impact-pathway"-metode. Denne metode estimerer de helbredsrelaterede eksterne omkostninger af luftforurening i en række beregningsled. Først beregnes koncentrationer af luftforurening på baggrund af udledninger af forskellige stoffer. Herfra estimeres helbredseffekter af koncentrationerne på baggrund af såkaldte eksponering-respons-funktioner baseret på epidemiologiske studier. Endelig værdisættes helbredsomkostningen på baggrund af bl.a. en værdi af statistisk liv og leveår.⁸ I opgørelsen af de afledte helbredsomkostninger indgår primære partikler, de sekundært dannede partikler sul-

- 7) Omkostningerne forårsaget af luftforurening i form af nedslidning af bygninger vil i princippet være medtaget i beregningen af fysisk kapital, der netop omfatter værdien af bygningsmassen.
- 8) En nærmere gennemgang af modellen findes i Brandt mfl. (2016a).

fat, nitrat og ammonium samt gasserne svovldioxid, kulmonoxid og ozon.

Figur III.4 Helbredsrelaterede omkostninger ved luftforurening til og fra Danmark



Anm.: Beregningen bygger på udenlandske udledninger fra 2008 og danske udledninger i 2013. Værdierne er opgjort i 2013-priser.

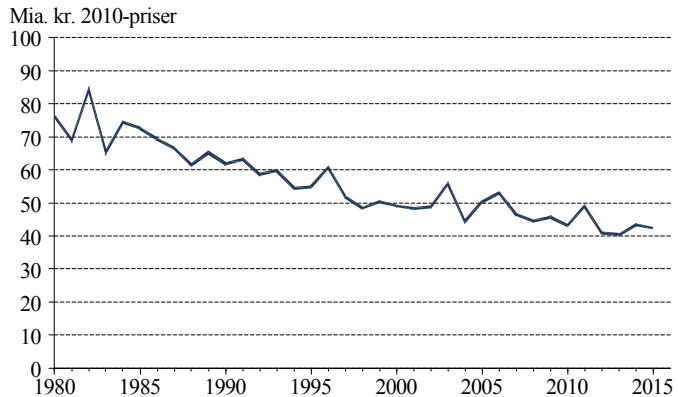
Kilde: De Økonomiske Råds formandskab (2016).

Helbreds- omkostning af luftforurening er faldet

Koncentrationerne af forurenende stoffer i luften er generelt reduceret i perioden 1980-2015. Faldet har betydet, at antallet af dødsfald, der kan tilskrives danskernes eksponering for luftforurening, er faldet i perioden. Det dækker over en klar tilbagegang i antallet af dødsfald, primært blandt ældre mennesker, som følge af en reduktion i udledningen af luftforurening i Danmark og det øvrige Europa. Omvendt har antallet af dødsfald som følge af korttidseksponering af ozon været svagt stigende i perioden på trods af en streng regulering i EU siden 1990. Stigningen skyldes en øget global udledning af de gasser, der bidrager til ozondannelsen, jf. Brandt mfl. (2016b). Faldet i antallet af dødsfald som følge af luftforurening svarer til, at helbredsomkostnin-

gen som følge af luftforurening er faldet fra ca. 80 mia. kr. i 1980 til 44 mia. kr. i 2015, jf. figur III.5.⁹

Figur III.5 Eksterne helbredsomkostninger af luftforurening i Danmark



Anm.: Helbredsomkostningen er estimeret i EVA-modellen under antagelse af en højere værdi af statistisk liv end anvendt i Brandt mfl. (2016b). Udsvingene mellem de enkelte år skyldes primært forskelle i vejret.

Kilde: Ekstraberegning af Brandt mfl. (2016b).

Stor usikkerhed i værdisætning af helbredsomkostninger

Værdisætningen af helbredsomkostningerne af luftforurening er ligesom for mange andre aktiver behæftet med stor usikkerhed. Det gælder for beregningen af de præcise effekter på sundhedstilstanden af luftforurening (de såkaldte eksponering-respons-funktioner), ligesom den økonomiske værdisætning af leveår også er usikker.

Påvirkning på ægte opsparing

Det fremgår af ovenstående beregning, at de undersøgte typer af luftforurening især tidligere har givet anledning til

- 9) Helbredsomkostningerne præsenteret her er en ekstraberegning med en højere værdi af statistisk liv end i resultaterne fremsat i Brandt mfl. (2016b). I beregningen her anvendes en værdi af statistisk liv på 29 mio. kr. og en heraf afledt værdi af et tabt leveår på ca. 800.000 kr. (2010-priser), jf. De Økonomiske Råds formandskab (2016).

meget betydelige helbredsomkostninger i Danmark. Det er imidlertid ikke helt oplagt, hvordan disse omkostninger skal indregnes i den ægte opsparing. Som forklaret i afsnit III.2 forsøger den ægte opsparing at indregne værdien af ændringen i de beholdninger, der er relevante for vores fremtidige velfærd. Modsat klimaproblemet, hvor selve de udledte drivhusgasser akkumuleres i atmosfæren og dermed udgør en mangeårig beholdning, har de luftforurenende stoffer behandlet her en kort overlevelsestid i luften, typisk på langt mindre end et år. Hvert års udledninger resulterer dermed ikke i nogen egentlig fremtidig beholdning af "luftforureningskapital" i atmosfæren, som gør luften mere usund at indånde i fremtidige år.

**Reelt beregnes
påvirkningen af
sundhedskapital**

Derimod akkumuleres partikler mv. i kroppen hos de personer, der indånder dem, og kan forårsage skader i form af sygdom og dødsfald mange år efter udledningen. I den forstand skader årets udledninger "sundhedskapitalen" i form af befolkningens forventede fremtidige levealder. En given dosis udledt luftforurening vil isoleret set reducere værdien af sundhedskapitalen, fordi den formindsker befolkningens levetid. Omkostningerne illustreret i figur III.5 kan ud fra denne betragtning direkte opgøres som luftforureningens (negative) bidrag til den ægte opsparing. Som andel af BNP udgjorde det en nedsparing på godt 7 pct. i 1980 faldende til godt 2 pct. i 2015, jf. figur III.6. Luftkvaliteten er forbedret i perioden, og det negative bidrag fra luftforurening er derfor reduceret meget betydeligt siden 1980. I gennemsnit over hele perioden har bidraget beregnet på denne måde udgjort en nedsparing på 4 pct. af BNP.

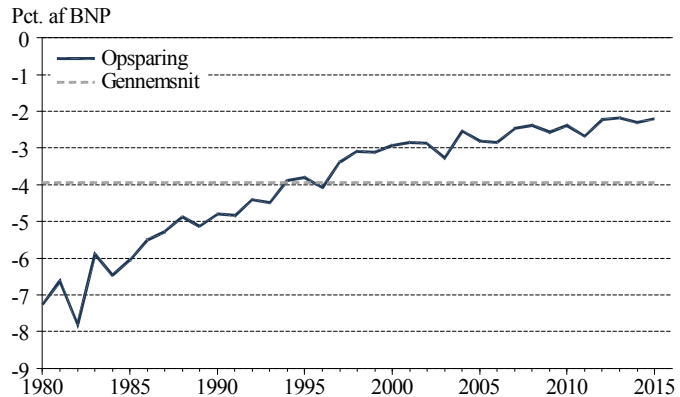
**Større betydning
for ægte
opsparing end
tidligere beregnet**

Dette resultat er noget højere end bidraget på -1,5 pct. af BNP pr. år i perioden 1990-2010 fundet i De Økonomiske Råds formandskab (2012). Det skyldes for det første en højere anvendt værdi af statistisk liv (ca. dobbelt så høj); for det andet er grundlaget for opgørelsen af koncentrationen af luftforurening mere omfattende her.¹⁰ Endelig forøger inddragelsen af en længere årrække også den gennemsnitlige

10) I De Økonomiske Råds formandskab (2012) foretoges kun beregninger for skader forårsaget af svovldioxid, kvælstofoxider og ammoniak.

nedsparing i hele perioden, da det negative bidrag var størst i 1980-89.

Figur III.6 Opsparing i luftforurening



Anm.: Helbredsomkostningerne som følge af eksponering af luftforurening er beregnet i EVA-modellen med en højere værdi af statistisk liv og leveår i forhold til resultatet i Brandt mfl. (2016b). Den anvendte værdi af statistisk liv og leveår er den samme som beregnet i De Økonomiske Råds formandskab (2016).

Kilde: Brandt mfl. (2016b), Danmarks Statistik, Statistikbanken og egne beregninger

Beregnings giver langtfra et dækkende billede af samlet udvikling i sundhedskapital

Det er vigtigt at være opmærksom på, at denne beregning kun giver et meget partielt bidrag til vurderingen af udviklingen i den samlede sundhedskapital. Sundhedskapitalen, altså befolkningens størrelse, levealder og generelle sundhedstilstand, påvirkes af mange andre og mere betydningsfulde faktorer end luftforurening. Antallet af årlige fødsler udgør således en overordentlig vigtig årlig nyinvestering i sundhedskapitalen. I den betragtede periode er såvel befolkningstallet som levealderen pr. person steget betydeligt, og "opsparingen" i den samlede sundhedskapital har således generelt været positiv i perioden og formodentlig af en meget betydelig størrelsesorden. Det vil dermed alt andet lige medføre en undervurdering af den samlede ægte opsparing, hvis det her beregnede (negative) bidrag til sundhedskapitalen fra luftforurening indgår i det samlede regnestykke,

men ikke de øvrige forhold, der påvirker sundhedskapitalen og tilsammen giver et klart positivt bidrag. I afsnit III.5 foretages en illustrativ beregning, der demonstrerer, at den samlede årlige udvikling i sundhedskapitalen kan udgøre et meget stort positivt bidrag til den ægte opsparing.

**En alternativ
betragtningstype**

Som alternativ til den her foretagne beregning er det muligt at anskue problemstillingen med luftforurening på en anden måde, der ikke nødvendigvis medfører et negativt bidrag til den ægte opsparing. Hvis man betragter den relevante kapital som den mængde skadelige affaldsstoffer fra luftforurening, der er akkumuleret i kroppene hos den til ethvert tidspunkt levende befolkning ("luftforureningskapital"), sker der ikke blot en løbende tilgang som følge af ny forureningsudledning, men også en løbende "nedslidning" som følge af, at denne beholdning reduceres i takt med, at de enkelte mennesker dør. Ud fra denne betragtning vil den ægte opsparing fra luftforurening udgøre et positivt bidrag til den samlede ægte opsparing, hvis tilgangen i form af nyudledt forurening i et år er mindre end afgang i form af den akkumulerede tidligere forurening i kroppen hos årets afdøde.¹¹ Dette kan tænkes at være tilfældet i den betragtede periode, hvor luftforureningen generelt har været faldende.

**Normalt
anvendes
sundhedskapital-
tilgangen**

Den først præsenterede tilgang, hvor bidraget til den ægte opsparing fra luftforurening udelukkende beregnes som den årlige udledte forurenings isolerede påvirkning af sundhedskapitalen, er dog den almindeligt anvendte metode til at beregne bidraget til den ægte opsparing fra luftforurening. Den følges således i Mota mfl. (2010), Verdensbanken (2011), Ferreira og Moro (2011), Lindmark og Acar (2013), De Økonomiske Råds formandskab (1998) og (2012) og altså også i nærværende kapitel. Ifølge denne vil bidraget til den ægte opsparing altid være negativt, men sker der en mindskelse af forureningsproblemet, som det har været tilfældet i den betragtede periode, slår det igennem i form af

11) Hvis virkningen af luftforureningen er øjeblikkelig og toksisk, sådan at de forårsagede dødsfald finder sted samme år som udledningen, vil virkningen på den ægte opsparing under denne tankegang pr. konstruktion være 0, idet der aldrig når at opstå en akkumuleret "forureningskapital" i befolkningens kroppe.

et lavere nedsparingsbidrag over tid. Det giver dermed anledning til en positiv *udvikling* i den ægte opsparing.

Bidrag er et underkantskøn

Beregningen af luftforureningens bidrag til ægte opsparing omfatter udelukkende de helbredsrelaterede omkostninger af luftforurening. Luftforurenende stoffer har også en omkostning i form af skader på naturen, miljøet og bygninger. Det er imidlertid ikke fundet muligt at beregne omkostninger herfor, hvorfor resultatet ovenfor må ses som et underkantskøn af luftforureningens samlede påvirkning af ægte opsparing.

Forurening af grundvand

Grundvand har værdi

Grundvandet bidrager til samfundsvelværdien på mange måder. En ren grundvandsressource er blandt andet vigtig for en sikker forsyning af drikkevand, markvanding samt økosystemerne i åer og søer. Grundvandet påvirker således den nuværende og fremtidige velfærd, hvorfor udviklingen i grundvandsressourcen er relevant for den ægte opsparing.

Både indvinding og forurening kan forringe grundvandet

I forbindelse med opgørelsen af den ægte opsparing er både mængden og kvaliteten af grundvandet relevant. Begge dele påvirkes af indvindingen. Indvindes der mere vand, end der tilføres, forringes grundvandsmagasinerne med faldende grundvandsspejl til følge. Det medfører mindre afvanding til søer, åer og vandløb såvel som iltning af blotlagte jordlag, som frigiver skadelige stoffer til grundvandet. Kvaliteten af grundvandet påvirkes udover indvindingen også af regnvand, der siver ned gennem jorden og transporterer pesticider, nitrater og andre forurenende stoffer ned i grundvandsmagasinerne. Afhængigt af, hvordan forureningsniveauet udvikler sig på overfladen, forbedres eller forringes grundvandskvaliteten, med en tidsmæssig forsinkelse.

Indvinding bæredygtig på nationalt niveau...

Hvad angår mængden af grundvand, er det tidligere anslået, at den bæredygtige udnyttelige grundvandsressource for hele Danmark er omkring 1 mia. m³ pr. år, jf. Henriksen og Sonnenborg (2003).¹² Indvindingen har vist en faldende

12) Den bæredygtige udnyttelige grundvandsressource er den vandmængde, der "... med bibeholdelse af en god vandkvalitet og opretholdelse af recipienthensyn, maksimalt kan indvindes fra et

tendens i perioden 1990-2015 og ligger nu på omkring 600-700 mio. m³ pr. år, jf. Thorling mfl. (2016). På landsplan er der derfor ikke tegn på, at niveauet af grundvandsindvinding er problematisk.

...men enkelte lokale forekomster overudnyttes

Grundvand er imidlertid en lokal ressource, og i visse områder er tilstanden i grundvandsmagasinerne ringe som følge af for høj indvinding.¹³ Ud af de godt 400 grundvandsforekomster i Danmark er der kun tre, der er i en ringe tilstand (alle beliggende på Sjælland), jf. Miljø- og Fødevareministeriet (2016a, 2016b, 2016c, 2016d). Der fokuseres derfor på udviklingen i kvaliteten af grundvandet i det følgende.

Forurening overvåges gennem to kanaler

Kvaliteten af grundvandsressourcen kan måles på, hvor meget af grundvandet der er forurenede. Grundvandet forurenede af mange stoffer, men den mest udbredte forurenings-type er pesticidforurening. Forureningen overvåges primært gennem to kanaler: den landsdækkende grundvandsovervågning, der dækker omkring 1.000 overvågningsboringer, og den såkaldte boringskontrol af de ca. 8.000 indvindingsboringer i vandværkerne.

Boringskontrol undervurderer forureningen

Det er imidlertid ikke ligetil at vurdere på baggrund af de to overvågningskanaler, hvor meget af grundvandet der er forurenede. For boringskontrollen gælder, at vandværksboringer, hvor der findes koncentrationer af pesticider over grænseværdien på 0,1 µg/l., normalt bliver lukket.¹⁴ De lukkede boringer kontrolleres ikke igen og forsvinder dermed ud af statistikken. Data fra boringskontrollen viser med

grundvandsmagasin, og som gendannes naturligt uden uønskede følger”, jf. Miljø- og Energiministeriet (1995).

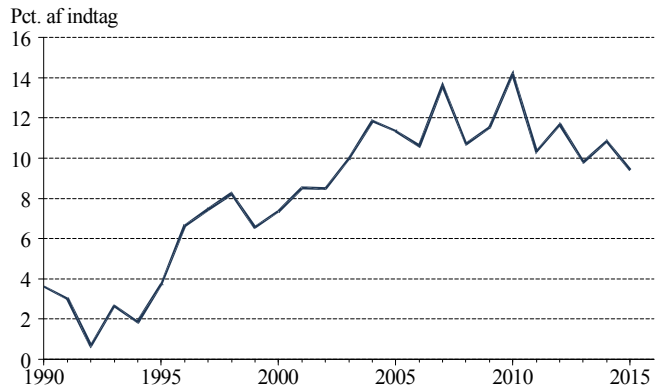
- 13) Tilstanden i et grundvandsområde er ringe, hvis vandbalancen (den mængde grundvand, der kan indvindes uden uacceptable følgevirkninger på grundvandets kvalitet sammenlignet med den upåvirkede forekomst) overskrider 30 pct. af den langsigtede grundvandsdannelse, jf. Miljø- og Fødevareministeriet (2016a).
- 14) Grænseværdien for pesticider i Danmark er fastsat ud fra en målsætning om, at der slet ikke må være pesticider i drikkevandet, og tager udgangspunkt i den laveste koncentration, der kunne måles i slutningen af 1970'erne, da målsætningen oprindeligt blev formuleret. Grænseværdien er således ikke fastlagt ud fra en vurdering af farligheden ved pesticider.

andre ord, hvor gode vandværkerne er til at levere rent drikkevand, og ikke hvor meget af drikkevandsressourcen der er forurenet. I beregningen af bidraget fra grundvandsressourcen til den ægte opsporing er det derfor valgt at tage udgangspunkt i data fra grundvandsovervågningen.¹⁵

Stigning i andelen af forurenede prøver

Andelen af kontrollerede prøver fra borerne i grundvandsovervågningen, hvor der er fundet pesticider over grænseværdien, er steget i perioden 1990-2015, jf. figur III.7.

Figur III.7 *Andel af kontrollerede indtag med fund af pesticider over grænseværdien*



Anm.: Grænseværdien er på 0,1 µg/l. I grundvandsovervågningen er der i perioden blevet analyseret for et varierende antal pesticider og nedbrydningsprodukter.

Kilde: Thorling mfl. (2007, 2008, 2015 og 2016).

Grundvands- overvågning giver overkantskøn for forurening

Der kan imidlertid argumenteres for, at stigningen i andelen af prøver med pesticider over grænseværdien i grundvands-
overvågningen er overvurderet. Det skyldes, at der over tid er blevet testet for flere stoffer, hvilket isoleret set medfører en stigning i andelen af prøver med pesticider over grænseværdien. Dette er især gældende for perioden 1990-2003. Det indikerer, at stigningen er overvurderet i denne periode. Endelig er der de seneste år etableret flere dybe indtag, hvor

15) I De Økonomiske Råds formandskab (2012) tog man udgangspunkt i data fra vandværkerne.

forekomsten af pesticider er lavere. Dette kan have bidraget til den stabilisering, der er sket de seneste år. Derudover afspejler kurven ikke, at de øverste, yngre lag af grundvandet bliver stadig renere. Dette kan tolkes som, at udviklingen går den rigtige vej, og at reguleringen af pesticider de seneste årtier har haft en effekt, jf. Thorling mfl. (2016).

Værdien af rent grundvand er 190 mia. kr.

Opgørelsen af bidraget til den ægte opsparing fra grundvand tager udgangspunkt i grundvandsovervågningsens tal for andelen af grundvandet, der ikke er forurenet med pesticider, jf. boks III.3. Denne andel ganges med værdien af "rent og naturligt" drikkevand, skønnet til at udgøre 190 mia. kr. (2010-priser) på baggrund af et studie af Hasler mfl. (2005).¹⁶ Ændringen i andelen af forurenet grundvand fra år til år bestemmer således bidraget fra grundvandsressourcen til den ægte opsparing.

Lille årlig nedsparing i grundvand

Med udgangspunkt i metoden beskrevet i boks III.3 beregnes bidraget fra grundvandsressourcen til den ægte opsparing i perioden til at udgøre i gennemsnit -0,03 pct. af BNP pr. år, jf. figur III.8.

Tidligere analyse bygger på andre data

I De Økonomiske Råds formandskab (2012) fandt man, at bidraget fra grundvandsressourcen til den ægte opsparing i perioden 1990-2010 i gennemsnit var svagt positiv (0,04 pct. af BNP pr. år). Beregningen var den gang baseret på data fra boringskontrollen, som giver et underkantskøn for andelen af forurenet grundvand.

16) Værdien fra Hasler mfl. (2005) anvendes som værdien for grundvandsressourcen som helhed, selvom værdisætningsscenariet er for en ren og naturlig drikkevandsressource.

Boks III.3 Metode: Grundvand

Opsparingen i grundvandsressourcen beregnes ved følgende formel:

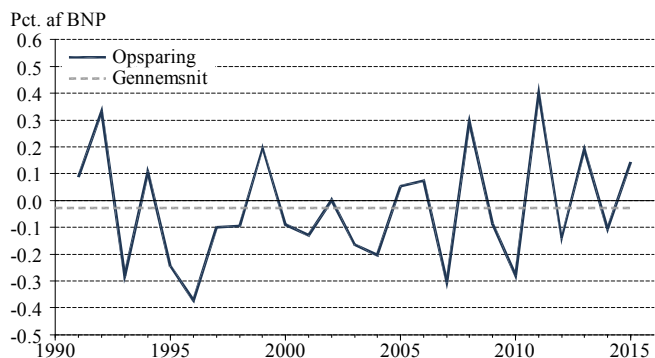
$$\frac{\Delta W_t}{FY_t} = \frac{W^* \cdot \Delta k_t}{FY_t}$$

Hvor ΔW_t er ændringen i værdien af grundvandet i år t , W^* er nutidsværdien af en “ren og naturlig” drikkevandsressource, og Δk_t er ændringen i andelen af grundvandet, der ikke er forurenet med pesticider i år t . FY_t er BNP i faste 2010-priser.

Værdien af en ren og naturlig grundvandsressource, W^* , er beregnet på baggrund af en undersøgelse af Hasler mfl. (2005). De finder, at husstande i gennemsnit er villige til at betale 2.200 kr. ekstra om året for “rent og naturligt” drikkevand (2010-priser). Denne værdi ganges op med antallet af husstande, hvilket giver en årlig ekstra betalingsvilje på 5,7 mia. kr. Denne betalingsvilje antages at gælde i al fremtid, og beløbet tilbagediskonteres med en diskonteringsrate på 3 pct., hvilket giver en nutidsværdi af en “ren og naturlig” grundvandsressource, W^* , på 190 mia. kr. i 2010-priser.

Andelen af grundvandet, der ikke er forurenet, Δk_t , stammer fra grundvandsovervågningen, jf. figur III.7.

Figur III.8 Opsparing i grundvandsressourcen



Kilde: Egne beregninger på baggrund af Thorling mfl. (2007, 2008, 2015 og 2016) og Hasler mfl. (2005).

III.4 Naturressourcer

Naturressourcer vigtige for velfærd og velstand

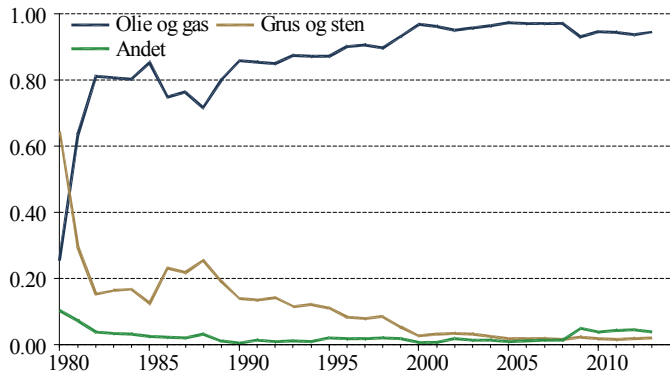
Naturressourcer bidrager til befolkningens velfærd og velstand på mange måder, eksempelvis som indtægter fra salg af Nordsøolie og rekreative værdier af skove. I dette underafsnit opgøres bidraget til den ægte opsparing fra centrale fornybare og ikke-fornybare naturressourcer. Bidraget fra de ikke-fornybare ressourcer kommer i Danmark primært fra de fossile brændsler i Nordsøen, mens bidraget fra fornybare ressourcer omfatter ændringer i bestanden af fisk og skovbeplantninger. Derudover er der også en drøftelse af udviklingen i den danske biodiversitet og værdisætningen heraf. Det har ikke været muligt at opgøre bidraget herfra til den ægte opsparing, grundet usikkerhed omkring størrelsen af ændringen i biodiversiteten.

Nordsøen og andre ikke-fornybare naturressourcer

Nordsøen dominerer aktiviteten i udvindings- erhverv

Et af de potentielt væsentlige elementer i beregningen af den ægte opsparing er det negative bidrag til opsparingen, der stammer fra udvindingen af ikke-fornybare naturressourcer som mineraler og fossile brændsler. I Danmark udgøres den vigtigste aktivitet på dette felt af udvindingen af olie og gas i Nordsøen. Der udvindes dog også andre ikke-fornybare naturressourcer som grus og sten. I 2013 udgjorde udvindingen af olie og gas ca. 95 pct. af den samlede bruttoværditilvækst (BVT) på ca. 47 mia. kr. i råstofindvindingserhvervet. I begyndelsen af den undersøgte periode (i 1980) var andelen imidlertid kun 25 pct., da udvindingen i Nordsøen først tog fart omkring dette tidspunkt. Allerede året efter udgjorde BVT fra Nordsøen dog ca. to tredjedele af udvindingserhvervets samlede bruttoværditilvækst, jf. figur III.9.

Figur III.9 Andel af BVT i råstofudvindingen



Anm.: Kategorien "Andet" dækker over serviceleverancer til råstofudvinding.

Kilde: Danmarks Statistik, Statistikbanken og egne beregninger.

Ressourcerenten central for beregning af ægte nedsparing

Produktionsværdien i råstof erhvervet – dvs. salgsværdien af de udvundne ressourcer – er generelt steget over perioden indtil 2008, hvor værdien målt i løbende priser toppede med 74 mia. kr. Nedsparingen er dog ikke lig med værdien af de udvundne ressourcer, men den ressourcerente, der er forbundet med dem. Ressourcerenten er lig med indtjeningen ved salget af ressourcen fratrukket de samlede omkostninger, der er forbundet med udvindingen, jf. boks III.4. Dermed udtrykker ressourcerenten nedgangen i nettokapitalen ved at udnytte ressourcen.

Beregning afhænger kritisk af anvendt normalforrentning

Beregningen anvender data for det danske råstofudvindingserhverv fra nationalregnskabet. Ved beregningen af normalforrentningen af den investerede kapital er anvendt en realrentesats på 8 pct., hvilket er i overensstemmelse med fremgangsmåden i Danmarks Statistik (2010). Størrelsesordenen er blandt andet baseret på ældre udenlandske vurderinger af nettoafkastraten for fremstillingsvirksomhed, jf. Eurostat (2003). Beregningen af ressourcerenten er selv sagt følsom overfor denne antagelse – var i stedet anvendt en lavere rentesats, ville den beregnede ressourcerente være tilsvarende højere.

Boks III.4 Ressourcerente

Ressourcerenten (også kaldet overnormal profit eller knaphedsrente) betegner den indtjening ved udnyttelse af en naturressource, som ligger ud over den normale aflønning af arbejdskraft og normalforrentning af investeret kapital, herunder et passende risikotillæg. Mens et højt investeringsafkast i en branche normalt vil tiltrække flere investeringer, indtil forrentningen igen er blevet presset ned til et normalt niveau, vil det samme ikke være tilfældet, når indtjeningen er knyttet til en naturressource, som kun findes i en givet mængde på det pågældende tidspunkt.

Ressourcerente eksisterer både i forbindelse med ikke-fornybare ressourcer som olie, gas, kul og mineraler og i forbindelse med fornybare ressourcer som fisk og vildt. Størrelsen af ressourcerenten vil afhænge af, hvordan ressourcen forvaltes, og dermed bl.a. af den offentlige regulering. Overfiskning eller støtte til samfundsøkonomisk urentable investeringer i olieudvinding vil eksempelvis begge medføre en lavere ressourcerente.

Beregningen af ressourcerenten i en virksomhed, der udnytter en naturressource, kan sammenfattes ud fra virksomhedens indkomstopgørelse:

Produktionsværdi (omsætning)

- forbrug af råvarer

= bruttoværditilvækst

- løn

= bruttorestindkomst (overskud)

- afskrivninger på kapitalapparatet

= nettorestindkomst

- normalforrentning af investeret kapital

= ressourcerente.

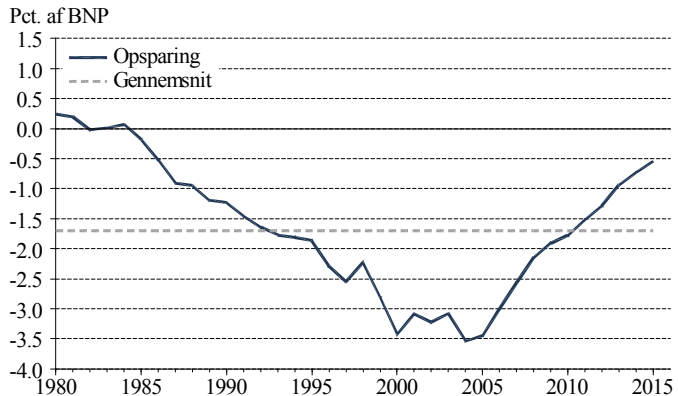
Der er anvendt faste priser i beregningen.

Nedsparingen har udgjort godt 1½ pct. af BNP årligt

Ressourcerenten og dermed den nedsparing, der har fundet sted som følge af råstofudvinding, har i gennemsnit udgjort 1,6 pct. af BNP i den betragtede periode. Den årlige nedsparing har ændret sig en del over tid, i alt væsentligt svarende til udviklingen i udvindingen i Nordsøen, jf. figur

III.10. Fra starten af 1980'erne indtil starten af 2000'erne har der været en stigende produktion af olie og gas, hvorefter den igen er faldet. I årene 2000-06 udgjorde ressourcerenten og dermed den ægte nedsparing over 3 pct. af BNP.

Figur III.10 Opsparing i ikke-fornybare naturressourcer



Anm.: Bidraget til den ægte opsparing er lig med ressourcerenten (opgjort i faste priser) med negativt fortegn. Der er en negativ ressourcerente i de første år. Det er naturligt i en investeringsperiode, hvor der er omkostninger, men endnu ingen indvinding af betydning.

Kilde: Danmarks Statistik, Statistikbanken og egne beregninger.

Omtrent på niveau med tidligere beregning

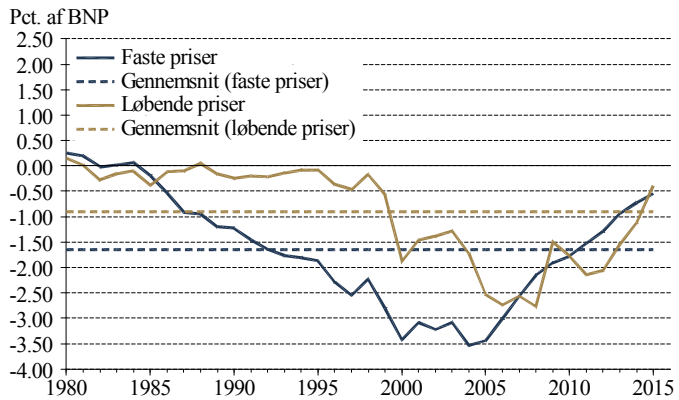
Sammenlignet med beregningen af ægte opsparing i De Økonomiske Råds formandskab (2012) udgjorde den gennemsnitlige nedsparing fra udvinding af ikke-fornybare naturressourcer nogenlunde samme andel af BNP. I den tidligere opgørelse beregnedes nedsparingen til 1,8 pct. af BNP i gennemsnit over årene 1990-2010. Der er to væsentlige modsatrettede ændringer i beregningerne. For det første anvendes i nærværende beregning faste 2010-priser i stedet for faste 2005-priser. Netop for Nordsø-udvindingen har dette væsentlig betydning, da olieprisen steg relativt kraftigt fra 2005 til 2010. Det har i sig selv medført en stigning på knap 50 pct. i forhold til den tidligere beregning. For det andet er den beregnede periode nu noget længere, hvilket trækker ned i det samlede gennemsnit, da produktionen og

dermed ressourcerenten i både 1980'erne og perioden efter 2010 har været mindre end i de mellemliggende år. I starten af 1980'erne, hvor der blev brugt en del ressourcer på at sætte udvindingen i Nordsøen i gang, var den beregnede ressourcerente endda svagt negativ.

**Anvendelse af
faste priser særlig
kritisk her**

Sammenligningen med den tilsvarende beregning i De Økonomiske Råds formandskab (2012) illustrerer, at det specielt for udvindingen i Nordsøen spiller en ret stor rolle, hvilke års relative priser der tages udgangspunkt i. Den beskrevne beregning er foretaget i faste priser, ligesom det gælder beregningen af de øvrige opsparingslementer, der behandles i dette kapitel. Dermed tages ikke højde for eventuelle udsving i de relative priser mellem de forskellige kapitalgoder. Netop for olie- og gasforekomsternes vedkommende svinger priserne meget i forhold til den almindelige prisudvikling. Hvis man gennemførte den samme beregning i løbende priser, ville ressourcerenten relativt til BNP generelt være mindre før basisåret 2010 og i gennemsnit udgøre 0,9 pct. af BNP over hele perioden, jf. figur III.11.

Figur III.11 Opsparing i ikke-fornybare naturressourcer i faste og løbende priser



Anm.: Figuren viser bidraget til den ægte opsparing fra udvindingen af ikke-fornybare ressourcer målt i henholdsvis faste (2010-) og løbende priser.

Kilde: Danmarks Statistik, Statistikbanken og egne beregninger.

Kapitalgevinster og -tab relevante, men meget ressourcekrævende at opgøre

Relative prisændringer på olie og gas påvirker ikke bare værdien af den løbende ressourceudvinding, men også værdien af de tilbageværende reserver i Nordsøen. Hvis olieprisen stiger over tid, vil der være systematiske kapitalgevinster, som også påvirker den samlede nationalformue i bred forstand ("den ægte formue"), og som derfor også naturligt bør indgå i beregningen af den ægte opsparing. Som følge af antagelsen om faste priser optræder der imidlertid ingen kapitalgevinster og -tab i beregningerne. Det ville af praktiske grunde være overordentlig omstændeligt at beregne kapitalgevinster og -tab for alle de kapitalgoder, som Danmark er afhængig af. Disse omfatter ikke blot de naturressourcer, som vi eksporterer, men også alle dem, som vi importerer, eksempelvis mineraler og udenlandske fødevarer. Princippet skal desuden udstrækkes til alle andre kapitalgoder, der også kan opleve skift i de relative priser; hvis værdien af de færdigheder, den danske befolkning især er uddannet i, falder på globalt plan relativt til andre former for *know-how*, vil det således implicere et kapitaltab for værdien af vores humankapital, som i princippet også påvirker den ægte opsparing.

Historisk er skøn for værdien af reserverne jævnlgt opjusteret

Vurderingen af, hvor mange endnu ikke-udvundne mængder af fossile brændsler der findes under havbunden i Nordsøen, har ændret sig over tid som følge af nye fund. Samtidig har vurderingen af, hvor mange af de kendte reserver det vil kunne betale sig at udvinde, også varieret over tid som følge af forventninger om olieprisens udvikling og de forbundne udvindingsomkostninger. De sidste er i høj grad afhængige af den teknologiske udvikling på området. I det meste af den undersøgte periode er Energistyrelsens skøn for den samlede energiudvinding i Nordsøen (den allerede stedfundne udvinding tillagt den forventede realistiske fremtidige udvinding) systematisk blevet opjusteret med tiden, jf. De Økonomiske Råds formandskab (2012). Da de nye og typisk forbedrede vurderinger i høj grad er et resultat af, at man har gjort en indsats for at blive klogere, kan man argumentere for, at stigningen i den forventede naturkapital bør indgå i den ægte opsparing. Investeringerne i denne værdistigning medregnes under videnskapital, jf. afsnit III.5.

Beskatning i Nordsøen

Hensigtsmæssig beskatning i Nordsøen er vigtig

Der er i øjeblikket fornyet opmærksomhed om skatteforholdene i Nordsøen i forbindelse med forhandlinger mellem regeringen og olieselskaber om rammevilkårene for den fortsatte udvinding. Da der er tale om potentielt store værdier, er det også et vigtigt samfundsøkonomisk spørgsmål, om forholdene her er indrettet hensigtsmæssigt. Overordnet bør beskatningen være indrettet sådan, at den fordeler gevinsten rimeligt mellem staten og de private selskaber, der står for selve eftersøgningen og udvindingen af ressourcerne, og den samtidig ikke påvirker tilskyndelsen til eftersøgning og udvinding i en uheldig retning.

Naturligt udgangspunkt: Normalforrentning til selskaberne, ressourcerente til staten

Det er den danske stat, og dermed i princippet hele den danske befolkning, der har selve ejendomsretten til værdierne i undergrunden, mens de private selskaber har til opgave at lokalisere ressourcerne og hente dem op til videresalg. Et naturligt udgangspunkt for en fordeling vil derfor være, at den del af ressourcens værdi, der er tilbage, når udvindings-selskaberne har fået en rimelig forrentning af deres investeringer, bør tilfalde staten, jf. Det Økonomiske Råds formandskab (1999, 2001a, 2001b, 2003) og De Økonomiske

Råds formandskab (2008, 2012, 2013). Dette princip er ensbetydende med, at den egentlige ressourcerente som udgangspunkt bør tilfalde staten.¹⁷ Man kan sammenligne forholdet med andre områder, hvor statslige institutioner køber tjenesteydelser fra private. Staten har her også en forpligtelse til at sikre, at den ikke betaler unødigt meget for de givne ydelser.

Skat på den rene ressourcerente vil ikke medføre forvriddinger

Samtidig er det i princippet muligt at indrette beskatningen af en sådan ressourcerente på en måde, så den ikke forvrider tilskyndelsen til at udvinde ressourcerne på en hensigtsmæssig måde – en såkaldt neutral beskatning. Det vil være tilfældet, hvis selskaberne kan fratække alle relevante omkostninger for deres drift og investeringer – herunder en normalforrentning af deres investerede kapital – inden skattegrundlaget beregnes. Samtidig skal positiv og evt. negativ ressourcerente behandles symmetrisk, sådan at staten dækker en andel af en evt. negativ ressourcerente. På denne måde vil en neutral beskatning automatisk medføre, at staten overtager en del af selskabernes risiko. Jo højere skattesatsen er, jo større andel af usikkerheden ved investeringen vil blive båret af staten.

Eksisterende skatteregler følger ikke anbefalinger om neutral skat

Den nuværende beskatning afviger på flere måder fra en neutral beskatning af ressourcerenten. Der er således ikke noget fradrag for den investerede egenkapital i grundlaget for kulbrinteskatten, men til gengæld et ekstrafradrag på 5 pct. i seks år for nyinvesteringer. Samtidig kan underskud ikke fremføres med rente, og deres skatteværdi kan ikke handles og udbetales. Disse afvigelser skævvrider incitamenterne til investeringer. Desuden forvrider forskelsbehandlingen af egen- og fremmedkapital virksomhedernes finansieringsbeslutninger. Det eksisterende system inde-

17) De samlede indtægter fra aktiviteterne i Nordsøen kan opdeles i en normalforrentning af den investerede kapital samt den overnormale profit (ressourcerenten), der skyldes udnyttelsen af den knappe naturressource. En beskatning baseret på ressourcerenten indebærer, at der tillades et fradrag for normalforrentningen af såvel fremmedkapital som egenkapital. I modsætning hertil indebærer den sædvanlige selskabsbeskatning baseret på den skattepligtige selskabsindkomst, at der er fradrag for betalte renteudgifter (og dermed normalforrentningen af fremmedkapital), mens normalforrentningen af egenkapital ikke kan fradrages.

holder således flere uhensigtsmæssige elementer i forhold til et neutralt system.

Ekstraordinært investeringsfradrag medfører subsidiering

Hvis det manglende fradrag for forrentningen af egenkapitalen i praksis modsvares af det ekstraordinære investeringsfradrag, kan kulbrinteskatten dog ses som en tillempet skat på ressourcerenten. Hvorvidt de to afvigelser fra den neutrale beskatning ophæver hinanden, afhænger af flere forskellige forhold. Skatteministeriet viste i forbindelse med serviceeftersynet af Nordsøbeskatningen i 2013 ved en række regneeksempler, at de to forhold tilsammen normalt giver virksomhederne en nettosubsidiering i forhold til et neutralt skattesystem og dermed tilskynder til investeringer, der er samfundsøkonomisk urentable. Kun for investeringer i aktiver med meget lang levetid og med en meget høj andel af egenkapitalfinansiering vil situationen være den modsatte, jf. Skatteministeriet (2013).

Hvor høj skal beskatningen være?

Som nævnt ovenfor ville et naturligt udgangspunkt, når staten har ejendomsretten til selve ressourcerne, umiddelbart være at bortbeskatte ressourcerenten helt. I praksis vil det imidlertid give problemer at beskatte den overnormale profit med en skat, der er alt for høj. Det ville fjerne virksomhedernes incitament til effektiv drift og tilskynde til transformation af indkomst fra kulbrinteskattegrundlaget til anden indkomst. Samtidig kan man næppe i praksis opgøre skattegrundlaget, så det netop svarer til 100 pct. af ressourcerenten, og der bør være luft til at imødekomme de praktiske afvigelser. Det vil derfor næppe være hensigtsmæssigt at beskatte en beregnet overnormal profit med en sats på f.eks. 99 (eller 100) pct.

Spillerum for højere beskatning

Der lader dog til at være et betydeligt spillerum for højere beskatning i forhold til det nuværende niveau uden at ramme en urealistisk høj skattesats. Det danske Kulbrinteskatteudvalg fremlagde således sin rapport baseret på en effektiv skat på ressourcerenten på 84 pct., jf. Kulbrinteskatteudvalget (2001). I Norge er hovedprincippet i oliebeskatningen, at staten har et direkte økonomisk engagement (SDØE) svarende til en statsdeltagelse i de forskellige felt-er. Af de private indtægter betales en skat på den beregnede ressourcerente på 78 pct. (ordinær selskabsskat på 25 pct.

plus særskat på 53 pct.). SDØE fastsættes særskilt for hvert felt, men vurderedes i 2016 samlet at udgøre ca. 27 pct., jf. Rystad Energy (2016). Ved et direkte engagement på 27 pct. udgør statens marginale andel af ressourcerenten ca. 84 pct. ($= 0,27 + (1-0,27)*0,78$).¹⁸

I Norge er statens andel af ressourcerenten betydeligt højere end i Danmark

Hvis man antager, at grundlaget for hhv. den danske kulbrinteskat og den norske særskat svarer til den faktiske ressourcerente, vil den effektive samlede statslige andel af ressourcerenten i Norge også svare til 84 pct. I Danmark er den tilsvarende effektive statslige andel af ressourcerenten i fremadrettede udvindingsprojekter beregnet til at være på godt 71 pct., jf. De Økonomiske Råds formandskab (2012). Den nævnte antagelse svarer til at antage, at værdien af det ekstra investeringsfradrag på 30 pct. netop er lig med det økonomisk korrekte egenkapitalfradrag, som en neutral beskatning ville tilsige. Som nævnt ovenfor vil denne antagelse dog normalt overvurdere den faktisk betalte skat af ressourcerenten, da investeringsfradraget typisk vil medføre en nettosubsidiering.

Dårlig ide at subsidiere urentabel produktion

I den nuværende situation fremfører nogle, at højere investeringsfradrag vil medføre større aktivitet og dermed en større bruttoværditilvækst i Nordsøen. Det er naturligt, at en skattemæssig subsidiering vil føre til et større engagement i en branche. Det betyder imidlertid ikke, at samfundets samlede økonomiske velstand vil stige som følge heraf. Hvis de pågældende aktiviteter kun vil blive gennemført, hvis de modtager et skattemæssigt subsidium, tyder det på, at der i udgangspunktet er tale om investeringer, der ikke er rentable. I den situation vil en subsidiering nok føre til større BVT i Nordsøen, men kun fordi man kunstigt allokerer ressourcer hertil, som kunne have skabt et større samfundsøkonomisk afkast andetsteds.

18) I Norge kan underskud fremføres med renter modsat i Danmark. En såkaldt friindtægt bestående af 5½ pct. af investeringerne i fire år (i alt 2 pct.) kan fratrækkes i grundlaget for særskatten, jf. Oljeskattekontoret (2016). I Norge får staten desuden også mere beskedne indtægter fra afgifter i petroleumssektoren og udbytte fra Statoil. SDØE forventes at falde til ca. 23 pct. frem mod 2025, jf. Rystad Energy (2016), hvilket i så fald vil resultere i en effektiv skattesats på 83 pct.

Fisk

Fisk har værdi

Fisk bidrager til samfundsvelfærden på flere måder, først og fremmest gennem forbrugsværdien som fødevarer. I opgørelsen af bidraget fra fiskebestande til den ægte opsparing er fokus på denne værdi.¹⁹

Fisk kan give anledning til ressourcerente

Fisk er en fornybar ressource, hvor udnyttelsen under de rette reguleringsmæssige rammer giver anledning til en overnormal profit, en såkaldt ressourcerente. Ressourcerenten er den indtjening ved udnyttelse af en naturressource, som ligger ud over den normale aflønning af arbejdskraft og normalforrentning af investeret kapital i fiskeriet, jf. boks III.4. Ressourcerenten angiver dermed den ekstraordinære gevinst, der kan tjenes ved at fiske i forhold til alternative investeringer.

Markedsfejl er udbredt

På et ureguleret marked vil fiskeflåden og dermed fiskeriindsatsen vokse, så længe der er overnormal profit at hente, indtil den marginale omkostning er lig med den marginale indtjening. Et ureguleret fiskeri giver sig udslag i økonomisk overfiskning og potentielt udryddelse af arter. Det er denne situation, der kendetegner mange af verdens fiskerier. De overfiskede bestande samt mangel på relevante data er blandt grundene til, at Verdensbanken ikke medregner værdien af fisk i deres opgørelser af den ægte opsparing, jf. Verdensbanken (2011).

Regulering muliggør ressourcerente

Ved at begrænse fiskeriet, f.eks. gennem kvoter, kan man sikre en større fiskebestand, end hvis ressourcen er frit tilgængelig. En økonomisk hensigtsmæssig regulering kan både sikre arternes overlevelse og en overnormal profit (ressourcerente).

Danmark deler fiskebestande med andre lande

Det er naturligt at tænke på de danske fiskeriressourcer med udgangspunkt i bestandene af forskellige fiskearter i farvande omkring os. Danmark deler imidlertid disse bestande med nabolande, der også har rettigheder til at fiske i de relevante farvande. I forhold til opsparingen i fisk er det

19) Derudover er der også en rekreativ værdi forbundet med lystfiskeri samt biodiversitets- og eksistensværdier.

derfor relevant både at vurdere udviklingen i bestandene og Danmarks andel af disse bestande.

**Dansk fiskeri
reguleres af
EU-kvoter**

Bestandene er forvaltet på europæisk niveau gennem EU's fælles fiskeripolitik og i samarbejde med en række ikke-EU-lande, som EU deler bestandene med. EU-Kommissionen fastsætter hvert år kvoter for fiskeriet for medlemslandene. Dette sker på baggrund af rådgivning fra Det Internationale Havforskningsråd (ICES), som udarbejder skøn for det bæredygtige niveau af fiskeri for hver art. Kvoterne fordeles derefter mellem EU's medlemslande på baggrund af historisk fastsatte kvoteandele. Den samlede EU-kvote for en art kan variere en del fra år til år, men de forskellige landes andel af den totale kvote for en art varierer kun lidt. Hovedparten af det danske fiskeri er omfattet af kvoter.

**Ideelt set følger
kvoter bestand**

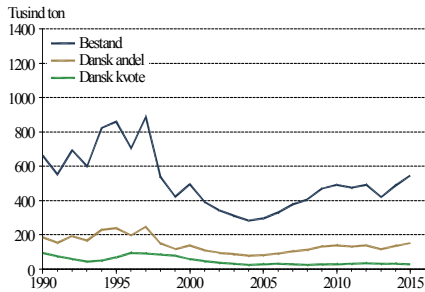
Under en optimal regulering kan kvoterne betragtes som den andel af bestanden, der kan fiskes i tråd med en bæredygtig forvaltning af ressourcen. I denne situation kan det forventes, at kvoterne udvikler sig i tråd med bestandene. Dette er imidlertid ikke altid tilfældet. For eksempel kan kvoten af politiske grunde sættes op, selvom bestanden ikke er vokset. Det fremgår af figur III.12, at udviklingen i de danske kvoter ikke har fulgt udviklingen i bestandene for to af de kommercielt vigtigste arter, torsk og tobis, i perioden 1990-2015. Figuren viser også den danske andel af bestandene. Denne andel er beregnet som Danmarks gennemsnitlige andel af de totale kvoter for hver art i perioden 1990-2015, ganget med bestanden i de relevante farvande. I modsætning til de danske kvoter følger denne andel udviklingen i bestandene.

**Ressourcerenten
svarer til værdien
af fiskeressourcen**

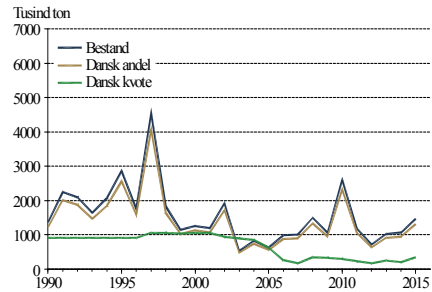
Bidraget fra fisk til den ægte opsparing opgøres som ændringen i værdien af ressourcerenten fra år til år. I beregningerne tages udgangspunkt i den ressourcerente, erhvervet indtjener under de aktuelle forhold. Ressourcerenten ganges med ændringen i den danske fiskeriressource, opgjort som den gennemsnitlige danske kvoteandel af hver art i perioden, ganget med den respektive bestand, jf. boks III.5.

Figur III.12 Bestand, dansk andel og danske kvoter for torsk og tobis i relevante farvande

Torsk



Tobis



Anm.: De relevante farvande er der, hvor Danmark har kvoter. For de viste arter omfatter det Kattegat, Skagerrak, Østersøen og Nordsøen. Kvoterne for tobis er frem til 1998 antaget at være de samme som i 1998. I årene omkring 2003 oversteg den danske kvote bestanden af tobis, hvilket skyldtes uforudsete naturlige ændringer i bestanden. Den danske kvote blev derfor ikke fuldt udnyttet i disse år. I de relevante farvande var den danske kvoteandel i gennemsnit 0,3 for torsk og 0,9 for tobis.

Kilde: ICES, EU-Kommissionen og Landbrugs- og fiskeristyrelsen.

Boks III.5 Metode: Fisk

Opsparingen i fisk i pct. af BNP er beregnet ved følgende formel:

$$\frac{\Delta W_t}{FY_t} = \frac{R \cdot \sum_i p_i \bar{q}_i \Delta B_{i,t}}{FY_t(r - g)},$$

hvor W_t er værdien af fiskeressourcerne i år t målt i 2010-priser, R er ressource-
renten, beregnet som den overnormale profit i pct. af omsætningen, p_i er gennem-
snitsprisen pr. ton af fiskeart i i basisåret 2010, \bar{q}_i er Danmarks gennemsnitlige
kvoteandel af fiskeart i i perioden, $\Delta B_{i,t}$ er ændringen i bestanden af fiskeart i fra
år $t-1$ til år t , og FY_t er BNP i faste 2010-priser. Der benyttes en diskonteringsrate,
 r , på 3 pct. og der forudsættes en produktivitetsvækst i erhvervet, g , på 1,5 pct.
Ved at dividere med $(r-g)$ beregnes nutidsværdien af ressource-
renten, korrigeret for en fremtidig vækst i produktiviteten. Den fremtidige produktivitetsvækst gør,
at man kan fange samme mængde fisk med en mindre indsats, hvilket medfører,
at R bliver større. Fordi R er konstant i formlen, korrigeres der for produktivitets-
væksten i nævneren.

Ressource-
renten er beregnet på baggrund af regnskabstal fra Danmarks Statistik
(2011) og Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi (2011). Der forudsættes en
alternativ forrentning på kapital på 7 pct. og en afskrivningsrate på kapital på 4
pct.^a Ressource-
renten er beregnet på baggrund af tal for perioden 2008-14, da
reguleringen af fiskeriet blev omlagt til omsættelige kvoter i 2007. Med udgangs-
punkt i disse forudsætninger skønnes den overnormale profit i fiskerierhvervet at
være 16,2 pct. af omsætningen.

I opgørelsen af fiskeressourcerne tages der udgangspunkt i den danske andel af
bestandene af de ti kommercielt mest betydningsfulde arter.^b Data for kvoterne og
bestandene kommer fra Landbrugs- og fiskeristyrelsen, EU-Kommissionen og
ICES. Til prisen (p_i) benyttes 2010-priser for de forskellige fiskearter, som er
hentet fra Landbrugs- og fiskeristyrelsens afregningsregister. Beregningen er
nærmere beskrevet i et dokumentationsnotat tilgængeligt via www.dors.dk.

- a) Den alternative forrentning på kapital på 7 pct. er den, der ofte benyttes på området, jf. Insti-
tut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi (2011). Denne adskiller sig fra den alternative for-
rentning, der benyttes i opgørelsen af ressource-
renten for Nordsøen.
- b) De ti omsætningsmæssigt vigtigste arter for dansk fiskeri i 2014 var: tobis, torsk, makrel,
hesterejer, jomfruummer, sild, rødspætte, brisling, grønlandsrejer og mørksej, jf. Frost og
Ståhl (2016). For jomfruummer, hesterejer og grønlandsrejer tager beregningen udgangs-
punkt i danske landinger.

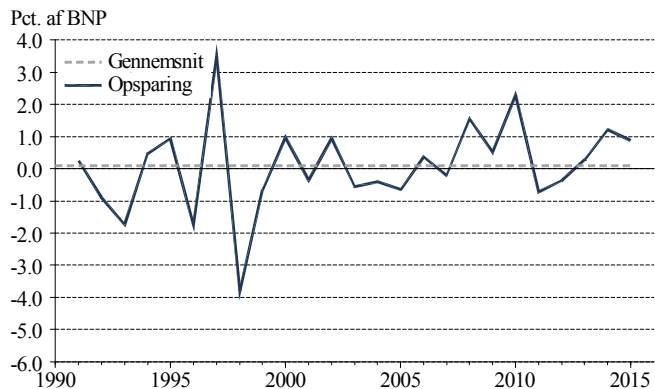
Boks III.5 Metode: Fisk, fortsat

I beregningen antages, at ressourcerenten i pct. af omsætningen er konstant. Teoretisk set stiger ressourcerenten, hvis bestanden vokser, og fiskeriet holdes uændret. Det skyldes, at den samme mængde fisk kan fanges med en mindre indsats. Af praktiske årsager ses der bort fra denne effekt, der kræver mere omfattende modellering at fastlægge.

Lille positivt bidrag til den ægte opsparing

Den gennemsnitlige opsparing i fiskeriresourcen i perioden 1991-2015 var 0,08 pct. af BNP pr. år. Opsparingen har svinget mellem positiv og negativ, i tråd med at bestandene af fiskearterne har ændret sig i perioden, jf. figur III.13.²⁰

Figur III.13 Opsparing i fiskeressourcen



Kilde: ICES, EU-Kommissionen, Landbrugs- og fiskeristyrelsen, Danmarks Statistik (2011), Institut for fødevarer og ressourcøkonomi (2011) og egne beregninger.

20) Følsomhedsberegninger viser, at opsparingen kun ændres lidt, når ressourcerenten ændres. Detaljer kan ses i et dokumentationsnotat tilgængeligt på www.dors.dk.

Forskel fra tidligere analyse skyldes metodeændring

I De Økonomiske Råds formandskab (2012) fandt man en gennemsnitlig opsparing i fiskeressourcen på -0,01 pct. af BNP pr. år for perioden 1991-2010. Forskellen fra den tidligere analyse skyldes dels, at man i 2012 beregnede opsparingen med udgangspunkt i kvoter i stedet for andelen af bestandene, og dels, at der blev benyttet en lavere ressourcerente på 2,5 pct. af omsætningen i fiskeriet. Det er valgt at tage udgangspunkt i bestande i stedet for kvoter, da førstnævnte giver et mere retmæssigt billede af udviklingen i den danske fiskeressource. Stigningen i ressourcerenten til 16,2 pct. af omsætningen afspejler en større rentabilitet i fiskeriet i årene 2008-14 i forhold til 1997-2009 (som var den periode, ressourcerenten i De Økonomiske Råds formandskab (2012) var beregnet på baggrund af). Den øgede rentabilitet kan tyde på, at fiskeressourcerne med udpræget anvendelse af individuelle omsættelige kvoter forvaltes bedre. Der overlades dermed en bestand, der giver en større ressourcerente til kommende generationer. Det bidrag til opsparingen, som den bedre forvaltning har medført, er afspejlet i ressourcerenten. Da ressourcerenten inden 2007 var markant lavere, er den beregnede opsparing i fisk overvurderet for årene 1991-2007.

Jord og arealanvendelse

Jord er en knap ressource

Mange aktiviteter kræver anvendelse af jord. Det gælder især for landbrugs- og skovdrift, men også andre erhverv, infrastruktur og boliger lægger beslag på areal. Jord er således en begrænset ressource.

Uændret mængde af jord

Den samlede mængde af jord i Danmark har været konstant siden 1980 bortset fra mindre eroderinger ved kysterne. Der er således ingen ændringer i mængden af jord, som påvirker den ægte opsparing.²¹

21) Da prisen på jord er steget, kan der argumenteres for, at den nationale formue (og dermed den ægte opsparing) også har været stigende. Da der generelt anvendes faste priser i opgørelsen, indgår denne effekt imidlertid ikke, jf. afsnit III.2.

Ændringer i arealanvendelse og ægte opsparing

Ændringer i anvendelsen af jorden kan imidlertid påvirke den samlede mængde kapital og dermed den ægte opsparing. Når der bygges boliger eller infrastruktur på landbrugsjord, vokser den fysiske kapital. Stigningen i den fysiske kapital indgår direkte i nationalregnskabet's opgørelse af kapital og formue.

Ikke-markedsomsatte afkast af arealanvendelse

Der er dog andre ændringer i arealanvendelse, der påvirker nationalformuen, men som ikke indgår i nationalregnskabet. Hvis et åbent naturområde som en eng eller en randzone overgår til intensiv landbrugsdrift, vil det mindske biodiversiteten og dermed det fremtidige afkast af økosystemydelse. Hvis der rejses skov på landbrugsjord, vil det øge de rekreative muligheder samt medføre en opbygning i vedmasse. Udover ændringer i arealanvendelse kan kvaliteten af eksisterende naturområder også forandres af andre årsager. Det kan bl.a. medføre ændringer i den rekreative værdi af området. En nylig undersøgelse af udviklingen i danske naturområder viser eksempelvis, at tilstanden i klithederne og anden lysåben natur er forværret i de seneste 10 år, jf. Nygaard mfl. (2017). Ændringer i rekreative muligheder, vedmasse og andre økosystemydelse er ikke markedsomsat og indgår ikke i nationalregnskabet's formueopgørelser.

Ændring i arealanvendelsen

Den mest markante ændring i arealanvendelsen siden 1980 er en omfattende omlægning af landbrugsjord mv. til skovareal. Der fokuseres derfor i det følgende på betydningen af stigningen i skovarealet for den ægte opsparing.

Skov

Skov og ægte opsparing

Det øgede skovareal genererer en række afkast, som ikke allerede indgår i værdifastsættelsen af aktiver i nationalregnskabet. Ud over rekreative værdier vil en omlægning fra landbrugsdrift til skovdrift bidrage til øget biodiversitet og lagring af CO₂. Når landbrugsjord omlægges til skov, vil det også kunne bidrage til at sikre grundvandet mod pesticidforurening ved konventionel landbrugsproduktion. Når ny skov vokser op, skabes løbende en opsparing, fordi træet på sigt kan sælges. Denne værdi indgår ikke i kapitalbeholdningen i nationalregnskabet. Jagtmulighederne er også

bedre for skove end for landbrugsarealer. Ved skovrejsning opnås derfor også et øget afkast i form af højere jagtleje.

Meget mere skov

Skovarealet er vokset fra at udgøre knap 500.000 hektar (ha) i 1980 til knap 620.000 i 2015. Det svarer til, at skovene er vokset fra at udgøre 11,6 pct. til 14,4 pct. af Danmarks samlede areal i perioden. Med undtagelse af et lille fald i 2012 har skovarealet været stigende i perioden, jf. Nielsen mfl. (2015) og Nord-Larsen mfl.(2016).

Værdier af skov

Nogle af gevinsterne ved øget skovareal indgår særskilt i andre bidrag til den ægte opsparing. Det gælder f.eks. grundvandsbeskyttelse og CO₂-lagring. Det ville derfor være dobbeltregning at medtage disse værdier også under skov. Udviklingen i biodiversiteten beskrives i næste underafsnit. Eventuelle afledte sundhedsgevinster ved flere rekreative områder er omfattet af beregningerne i afsnit III.5. Ved opgørelsen af bidraget til den ægte opsparing fokuseres derfor alene på ændringen i den rekreative værdi, opsparingen i træmassen og det øgede jagtafkast. Beregningen af det øgede skovareals bidrag til ægte opsparing er nærmere beskrevet i boks III.6.

Boks III.6 Metode: skov

Opsparingen i skov i pct. af BNP er beregnet på følgende måde:

$$\frac{\Delta W_t}{FY_t} = \frac{(p_r + p_k) \cdot \Delta k_t}{FY_t},$$

hvor ΔW_t er opsparingen i skov i år t , p_r og p_k er hhv. den rekreative og kommercielle nutidsværdi pr. ha skov i 2010-priser. Δk_t er ændringen i det danske skovareal fra år $t-1$ til t målt i ha. FY_t er BNP i faste 2010-priser i periode t .

Rekreativ værdi (p_r)

Den rekreative værdi er baseret på en opgørelse af værdien af rekreative områder ud fra rejseomkostningsmetoden præsenteret i De Økonomiske Råds formandskab (2014). Her findes en gennemsnitlig årlig rekreativ værdi af skove og andre naturområder på ca. 4.800 kr. pr. ha pr. år (2010-priser). Dette svarer til en rekreativ nutidsværdi på ca. 159.000 kr. pr. ha (3 pct. diskonteringsrate). Den rekreative værdi vil være lavere for en nyplantet skov end en ældre, mere tilvokset skov. Nutidsværdien af den rekreative værdi skal således afspejle, at den fulde rekreative værdi først opnås, når træerne har vokset tilpas længe. I De Økonomiske Råds Sekretariat (2015) blev det opgjort, at den annuiterede rekreative værdi af en ny skov svarer til 82 pct. af den (endelige) rekreative værdi for skov. Den rekreative nutidsværdi for ny skov antages således at være 130.000 kr. pr. ha (2010-priser).

Kommerciel værdi (p_k)

Den kommercielle værdi består af to dele: værdien af vedmasse og værdien af jagtleje. I en ny skov vil der i en årrække være en stigning i træmassen (vedmassen), som har karakter af en løbende opsparing, indtil træerne fældes og træet sælges. Det antages på baggrund af beregningsmodellen anvendt i Petersen mfl. (2016), at nutidsværdien af denne opsparing er på 20.000 kr. pr. ha. Ved opgørelsen af nutidsværdien af træmassen er ikke medregnet etableringsomkostninger ved plantning. Det er endvidere antaget, at skovrejsning genererer øgede jagtindtægter svarende til en nutidsværdi på 10.000 kr. pr. ha. Ved en 3 pct. diskonteringsrate svarer dette til en årlig jagtindtægt på 300 kr. pr. ha, som er på niveau med opgørelser af jagtindtægter i Lundhede mfl. (2010 og 2015). Den kommercielle værdi antages således at være på 30.000 kr. pr. ha.

Beregningen er beskrevet i et dokumentationsnotat tilgængelig på www.dors.dk.

Rekreativ værdi

Opgørelsen af den rekreative værdi er baseret på opgørelsen af den rekreative værdi af knap 2.500 forskellige skove og naturområder i Danmark præsenteret i De Økonomiske Råds formandskab (2014). Her blev fundet en gennemsnitlig rekreativ værdi på 4.800 kr. pr. ha pr. år (2010-priser). Dette beløb skal tolkes som den gennemsnitlige værdi af hvert enkelt skovområde (og andre naturområder) givet eksistensen af alle øvrige rekreative områder. Værdien kan således tolkes som en marginal værdi. Der findes en række andre opgørelser af den rekreative værdi af skov. Nogle opgørelser finder lavere værdier, mens andre har højere værdier end anvendt her, jf. boks III.7.

Lille, positiv opsparing i skov

Baseret på antagelserne beskrevet i boks III.6 kan den årlige opsparing i skov i perioden 1980-2015 opgøres til 0,04 pct. af BNP pr. år, jf. figur III.14.²² Bidraget har bortset fra et enkelt år været positivt i alle årene, men bidraget har været aftagende over tid.

22) Det bemærkes, at bidraget til den ægte opsparing i pct. af BNP har været aftagende, selvom der har været en forholdsvis jævn stigning i skovarealet. Dette skyldes, at vækstraten i BNP har været større end vækstraten i skovarealet.

Boks III.7 Opgørelser af den rekreative værdi af skov

Der findes flere undersøgelser af den rekreative værdi af danske skove, jf. tabel A. Tre studier opgør den rekreative værdi af skove og andre rekreative områder på landsplan. Det nyeste af disse studier (De Økonomiske Råds formandskab (2014)) finder en noget højere gennemsnitlig værdi end Dubgaard (1998), som blev anvendt til at opgøre den rekreative værdi af skov i opgørelsen af den ægte opsparring i De Økonomiske Råds formandskab (2012).

Foruden de landsdækkende opgørelser af rekreative værdier er der opgørelser af den rekreative værdi af enkeltstående skove, tæt på byer eller i områder med høj befolkningstæthed. Det fremgår af tabel A, at man i disse studier finder rekreative værdier, der er højere end den gennemsnitlige værdi fra De Økonomiske Råds formandskab (2014). Dette afspejler formentlig bynærhed og den høje befolkningstæthed.

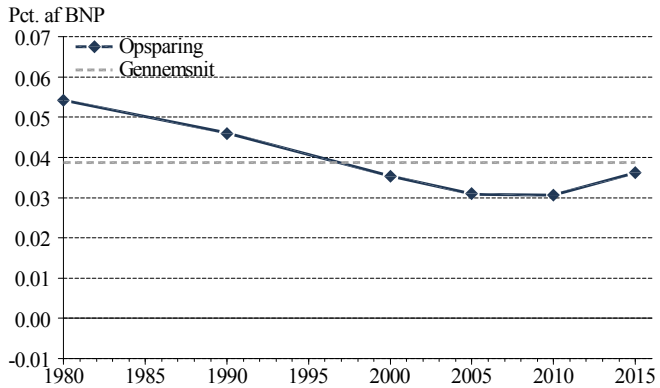
Tabel A Rekreative værdier fra danske værdisætningsstudier

	Kr. pr. ha pr. år (2010-priser)
<i>Hele Danmark</i>	
Dubgaard (1998)	1.600
Termansen mfl. (2013)	150-55.300 ^{a)}
De Økonomiske Råds formandskab (2014)	4.800 ^{b)}
<i>Skove i Nordsjælland</i>	
Bjørner mfl. (2000) ^{c)}	5.700
Hasler mfl. (2002) ^{c)}	9.700
Zandersen mfl. (2007)	16.300
<i>Andre danske skove</i>	
Dubgaard (2000) ^{d)}	22.800
Hasler mfl. (2002) ^{e)}	41.600

Anm: Værdierne er afrundet.

- a) I tabellen er vist rekreativ værdi for skov med lavest og højest værdi.
- b) Gennemsnit af marginalværdien af alle rekreative naturområder i Danmark over 50 ha.
- c) Tokkekøb Hegn nær Allerød
- d) Vestskoven vest for København.
- e) Gjesium Plantage udenfor Esbjerg.

Figur III.14 Opsparing i skov



Anm.: Figuren viser det udglattede bidrag fra skov til den ægte opsparing. Det er valgt at udglatte af to grunde. Dels bygger kurven i årene 1980-2005 kun på data fra årene 1980, 1990, 2000 og 2005. For mellemliggende år antages en lineær udvikling. Dels var der et lille fald i skovarealet i 2012, der ville give et stort udslag i figuren. Pga. usikkerhed i opgørelsen af skovarealet er det dog usikkert, om der faktisk var et fald dette år. Den gennemsnitlige opsparing for kurven i figuren og i beregningen er det samme.

Kilde: DCE, Danmarks Statistisk, Statistikbanken, De Økonomiske Råds formandskab (2014, 2015), Nielsen mfl. (2015), Nord-Larsen mfl. (2016) og egne beregninger.

Højere rekreativ værdi giver højere opsparing end tidligere

Bidraget til ægte opsparing på i gennemsnit 0,04 pct. af BNP pr. år er ca. tre gange større end den seneste opgørelse af opsparingen i skov, jf. De Økonomiske Råds formandskab (2012). Forskellen skyldes især, at der dengang blev anvendt en noget lavere rekreativ værdi pr. ha baseret på Dubgaard (1998), jf. boks III.7.

Biodiversitet

Biodiversitet omfatter arter, gener og økosystemer

Biodiversitet betegner den mangfoldighed af liv, der findes i naturen. Denne mangfoldighed findes på mange niveauer, fra gener til arter og økosystemer. Man kender i dag ca. 1,6 mio. forskellige arter af planter, dyr, svampe og mikroorganismer, jf. Catalogue of Life (2016). Det vurderes imidlertid, at det virkelige antal arter er mange gange større, måske

i omegnen af 8,7 mio., jf. Mora mfl. (2011). I Danmark er der registreret godt 35.000 arter i databasen Allearter.dk.

Ikke muligt at beregne opsparingen i biodiversitet

Udviklingen i biodiversitet er relevant for opgørelsen af den ægte opsparing, fordi samfundet er helt afhængigt af økosystemers funktioner. Mangel på data om udviklingen i biodiversiteten gør det imidlertid svært at beregne bidraget fra biodiversitet til den ægte opsparing. Der er også flere af de afledte ydelser fra biodiversitet, som er vanskelige at opgøre værdien af. Biodiversitet er dermed et af de aktiver, der ikke indgår i opgørelsen af den ægte opsparing, men hvis udvikling kan have en væsentlig betydning for den menneskelige velfærd.

Indhold i afsnit

Biodiversiteten kan kategoriseres på mange måder, både rent fysisk og i forhold til de værdier, den er ophav til, jf. boks III.8. I det følgende drøftes kort forskellige ydelser forbundet med biodiversitet. Derefter skitseres udviklingen i den globale og den danske biodiversitet på baggrund af forskellige indikatorer. Afslutningsvist præsenteres udvalgte eksempler på økonomisk værdisætning af biodiversitet.

Boks III.8 Biodiversitet

I boksen præsenteres kort fysiske mål for biodiversitet, samt de afledte værdier forbundet med biodiversitet, som bidrager til den menneskelige velfærd.

Fysiske indikatorer for biodiversitet

Biodiversitet betegner den mangfoldighed af økosystemer, arter og gener, der findes i naturen. Når biodiversitet skal opgøres fysisk, tages der ofte udgangspunkt i indikatorer for arter (antallet af arter og deres populationer), levesteder (som skove, dødt ved) og processer i naturen, som er vigtige for biodiversiteten (som skovbrande, græsning), jf. Ejrnæs mfl. (2011). De forskellige indikatorer måles i forskellige enheder (f.eks. antal fugle, hyppighed af skovbrande, skovareal), hvorfor det er svært at lave en samlet indikator for udviklingen i biodiversitet. For at opgøre udviklingen i biodiversitet er det derfor nødvendigt at vurdere en række forskellige indikatorer.

Økosystemtjenester

Biodiversitet danner grundlag for velfærd gennem en række goder og tjenester, mennesker får fra naturen. Disse såkaldte økosystemtjenester opdeles ofte i fire overordnede kategorier, jf. Millennium Ecosystem Assessment (2005):

- *Forsynende økosystemtjenester*, som omfatter de produkter, vi får fra naturen (f.eks. fødevarer, råmaterialer, ferskvand, vandkraft og biomasse mv.).
- *Regulerende økosystemtjenester*, der betegner goderne ved reguleringen af økosystemprocesser (f.eks. luftkvalitets- og klimaregulering, naturlig regulering af vandløb, nedbrydning af organisk materiale samt sygdoms- og pestkontrol mv.).
- *Kulturelle økosystemtjenester*, som er de ikke-materielle goder, som mennesker får fra naturen (f.eks. rekreation, kundskab, æstetiske værdier mv.).
- *Støttende økosystemtjenester*, der er nødvendige for produktionen af alle andre økosystemtjenester (f.eks. fotosyntese, jorddannelse samt næringsstoffers og vandets kredsløb mv.).

Økosystemtjenester bidrager til velfærden

En vigtig kilde til værdi er de goder og tjenester, mennesker får fra naturen. Disse omtales ofte ved samlebetegnelsen økosystemtjenester. Eksempler på vigtige økosystemtjenester i Danmark, der er understøttet af biodiversitet, er bestøvning, fiskeri og friluftsliv. Økosystemtjenester omfatter også eksistensværdier, som er den nytte, man får af at vide,

at noget (en art, et sted el.lign.) eksisterer, uden at man selv har en brugsværdi af det.²³

Tab af biodiversitet gør velfærden mere sårbar

Biodiversiteten er en forudsætning for udviklingen og tilpasningen af økosystemer til forskellige geografiske og klimatiske forhold gennem naturlig selektion. En nedgang i biodiversitet kan derfor ikke kun medføre en nedgang i produktionen af økosystemtjenester (f.eks. færre fisk, mindre CO₂-lagring i træer osv.), men forringer også muligheden for, at økosystemerne kan modstå ændringer som f.eks. klimaforandringer, pest- og sygdomsudbrud. Tab af arter gør økosystemer mere sårbare overfor potentielt irreversible ændringer. Det skyldes, at modstandsdygtigheden i et økosystem generelt stiger med antallet af arter, jf. Rockström mfl. (2009) og UK NEA (2011). Dette gælder ikke kun i "naturlige" økosystemer som skov og søer, men også menneskeskabte økosystemer som kornmarker og plantager.²⁴ Biodiversitet har derfor en potentielt vigtig forsikringsværdi (eller optionsværdi) i forhold til at imødekomme fremtidige ændringer i f.eks. klima.

Biodiversitet potentielt vigtig kilde til mediciner

Et andet aspekt ved biodiversitetens forsikringsværdi vedrører muligheden for at udvikle mediciner mod kendte og ukendte sygdomme. Det gælder både for arter, der ikke er opdaget endnu, og kendte arter, der endnu ikke er forsket i. Mange af verdens mest brugte lægemidler er baseret på naturligt forekommende stoffer i dyr og planter. Verdenssundhedsorganisationen skønner således, at 60 pct. af verdens befolkning får dækket deres grundlæggende lægemiddelbehov af naturmedicin, jf. Robinson og Zhang (2011). En rigere biodiversitet giver større muligheder for at udvikle morgendagens mediciner.

23) Der tales også om biodiversitetens iboende værdi, som alle økosystemer, arter mv. har, i kraft af at de eksisterer, jf. Redford mfl. (2009) og Davidson (2013). Den iboende værdi er således uafhængig af den menneskelige nytte og er derfor ikke relevant for den ægte opsparing.

24) Gendiversitet giver eksempelvis større muligheder for at tilpasse kommercielt vigtige arter som hvede og majs til klimaforandringer, skadedyr og sygdomme.

Forsikringsværdi, kritiske grænser og forsigtighedsprincippet

Biodiversitetens forsikringsværdi grunder i, at man ikke ved, hvor mange økosystemer, arter og gendiversitet der kan forsvinde, uden at det medfører en kollaps med katastrofale følger. Begrebet kritiske grænser er derfor helt centralt, når det gælder biodiversitet. De ovenfor nævnte aspekter ved biodiversitetens forsikringsværdi tilsiger en forvaltning af den biologiske mangfoldighed i tråd med et forsigtighedsprincip. Dette skyldes grundlæggende, at biodiversitet i praksis er en ikke-fornybar ressource, da arternes udvikling tager tusindvis af år. Der er derfor tale om irreversible ændringer og stor usikkerhed omkring konsekvenserne ved tab af biodiversitet.

Biodiversitet er både globalt og lokalt gode

Biodiversitet har i lighed med klimakapital karakter af et globalt gode. Ydelser som CO₂-lagring i Brasiliens regnskove kommer eksempelvis alle verdens lande til gode. Samtidig er biodiversiteten uløseligt forbundet med de lokale omgivelser og klima. For sjældne og udsatte naturtyper og arter betyder det, at et nationalt tab af biodiversitet kan have global betydning. Det samme vil ikke være tilfældet for en globalt meget udbredt art (f.eks. tyrkerduen), da denne i princippet kan genindvandre. Der kan imidlertid være andre grunde til national beskyttelse af almindelige arter, f.eks. rekreative værdier.

Udviklingen i biodiversitet

Biodiversiteten er i tilbagegang globalt

På trods af de mange måder, biodiversitet bidrager til velfærden, er den globale biodiversitet i tilbagegang, og presset forventes at vokse frem mod 2020. De vigtigste årsager til denne tilbagegang er tab og forringelse af levesteder, overudnyttelse af arter (f.eks. overfiskning), forurening, invasive arter og sygdomme samt klimaforandringer, jf. Global Biodiversity Outlook (2014) og WWF (2016). Nogle vurderer, at den nuværende hastighed for tab af biodiversitet ikke kan fortsætte, uden at det medfører en udbredt kollaps i økosystemers funktion, jf. Steffen mfl. (2015).²⁵

25) Steffen mfl. (2015) er en opdatering af Rockström mfl. (2009), hvor udviklingen i biodiversitet blev vurderet på antallet af arter, der uddør hvert år. Denne indikator blev bl.a. kritiseret for ikke at fange udviklingen i størrelsen af arternes populationer, jf. Mace mfl. (2014). I Steffen mfl. (2015) vurderes biodiversitetens ud-

Internationale aftaler søger at standse tab af biodiversitet

Internationalt har man i en årrække arbejdet for at vende denne trend, primært gennem FN's Biodiversitetskonvention fra 1992. Under konventionen har EU, og herunder Danmark, vedtaget en målsætning om at standse tabet af biodiversitet inden 2020.²⁶

Biodiversiteten også i tilbagegang i Danmark

På trods af denne målsætning er der bred enighed om, at der er tilbagegang i den danske biodiversitet, jf. Agger mfl. (2012), Ejrnæs mfl. (2011), Meltofte mfl. (2010), Nygaard mfl. (2017) og Termansen mfl. (2015). Den præcise udvikling i Danmarks biodiversitet er imidlertid svær at opgøre, grundet et utilstrækkeligt datagrundlag og mangel på et aggregeret mål for biodiversitet.²⁷ Det har derfor ikke været muligt at angive ændringen i den samlede biodiversitet i perioden.

Omfattende dansk studie af biodiversitetens tilstand

Den undersøgelse, der kommer tættest på at opgøre udviklingen i den totale biodiversitet i Danmark, er Ejrnæs mfl. (2011). Studiet vurderer på baggrund af tilgængelige data og ekspertvurderinger udviklingen i arter, levesteder og processer for de ni overordnede naturtyper i Danmark, jf. figur III.15. For hver naturtype er udvalgt arter, levesteder og processer, som tilsammen repræsenterer naturtypens samlede biodiversitet. De underliggende data for Ejrnæs mfl. (2011) dækker forskellige tidsperioder og bygger blandt andet på rødlisten fra 2010, jf. Wind og Ejrnæs (2014).²⁸ For to tredjedele af elementerne er tidsserier ikke tilgængelige, hvorfor udviklingen er baseret på ekspertvurderinger for de seneste 5-10 år.

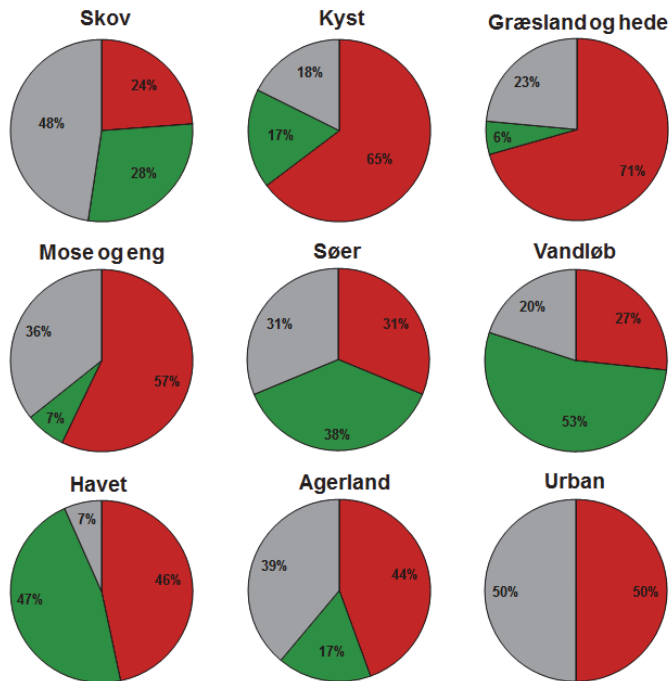
vikling derfor også på, hvor meget af naturen der er i den samme tilstand, som den var inden den industrielle udvikling.

- 26) Målsætningen var oprindeligt at standse tabet af biodiversitet i EU inden 2010, men dette mål blev ikke nået. Det er også usikkert, om man vil nå målet i 2020, jf. Tucker mfl. (2016).
- 27) Selv når man vurderer alle tilgængelige kilder, er der betydelige huller i viden om særlige arter og artsgrupper i Danmark. Der er derfor en betydelig usikkerhed ved vurderingen af størrelsen og hastigheden i ændringerne i biodiversiteten, jf. Ejrnæs (2011).
- 28) Rødlisten er en måde at klassificere arter efter deres status, f.eks. uddød, kritisk truet osv.

Tilbagegang i mere end 70 pct. af arterne

Figuren viser, at der overordnet set er tilbagegang i den danske biodiversitet (markeret med rødt). Af alle de elementer, der indgik i Ejrnæs mfl. (2011), var 47 pct. i tilbagegang, herunder hele 72 pct. af arterne.²⁹ Tilbagegangen er mest markant ved kysterne, græsland og heder, moser og enge samt agerland og urbane områder. Det går dog også fremad for nogle arter og økosystemer, f.eks. søer og vandløb. Denne fremgang skyldes bl.a., at udledningen af næringsstoffer fra landbruget er faldet i perioden, jf. Jensen mfl. (2016).

Figur III.15 *Udvikling i Danmarks ni vigtigste naturtyper*



Anm.: De røde områder indikerer tilbagegang, de grønne stabilitet eller fremgang og de grå en usikker udvikling.

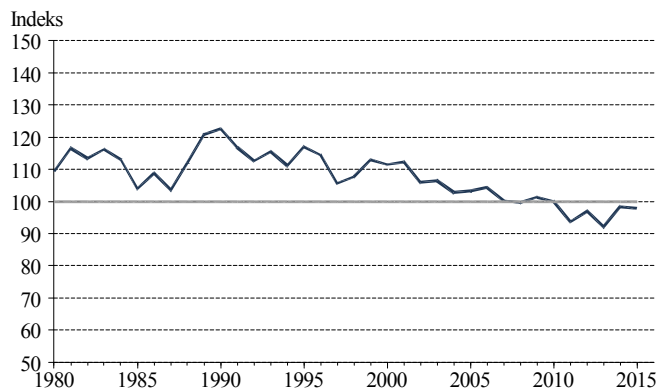
Kilde: Ejrnæs mfl. (2011).

29) Ejrnæs mfl. (2011) analyserede tilsammen 139 forskellige elementer, fordelt på 65 arter eller artsgrupper (i alt mere end 600 arter), 43 levesteder og 31 processer.

Danske ynglefugle i tilbagegang

Et stort problem ved at opgøre udviklingen i biodiversiteten over tid er, at der ikke findes tidsserier for særlig mange arter og økosystemer. En vigtig undtagelse i Danmark er fugle, hvor Dansk Ornitologisk Forening siden 1975 har indsamlet data ved hjælp af punkttællinger for mere end 100 fuglearter. Der har været en negativ trend i antallet af almindelige danske ynglefugle i perioden 1980-2015, jf. figur III.16 Indikatoren dækker over, at omtrent halvdelen af de 110 arter, der indgår, er i tilbagegang, mens omtrent hver fjerde art er i fremgang, jf. Fenger mfl. (2016).

Figur III.16 Indeks for alle almindelige danske ynglefugle



Anm.: Indekset for alle almindelige danske ynglefugle er baseret på punkttællinger af 110 fuglearter i perioden 1980-2015. Basisåret er 2010.

Kilde: Fenger mfl. (2016).

Rødlister opgør antal af truede og uddøde arter

En anden indikator for udviklingen i biodiversiteten er de danske rødlistes over truede arter. Den første samlede, nationale rødliste udkom i 1990, og er siden blevet opdateret i 1997 og 2010.³⁰ Den seneste rødliste viser, at der er 303 arter, der er forvundet fra Danmark siden 1850, mens hhv. 369 og 496 arter blev vurderet som kritisk truede og truede i

30) Der har imidlertid været metodemæssige ændringer undervejs, som gør det svært at bruge ændringen i antallet af truede og uddøde arter som indikator for biodiversitetens udvikling.

2010, jf. Wind og Ejrnæs (2014). Rødlisten behandler godt 10.500 arter, som svarer til ca. en tredjedel af de kendte arter i Danmark.³¹

**Naturindeks
samlet mål for
kvantitet og
kvalitet**

Udviklingen i antal arter og deres levesteder kan siges at være en indikator for kvaliteten af den biologiske mangfoldighed, mens udbredelsen (arealet) af en bestemt type økosystem er en indikator for biodiversitetens kvantitet. I enkelte lande har man forsøgt at udarbejde en samlet indikator for biodiversitetens kvantitet og kvalitet i et såkaldt naturindeks.³² Denne form for indeks er beskrevet i Normander mfl. (2009), hvor naturindeks for forskellige dele af biodiversiteten i de nordiske lande er konstrueret. Normander mfl. (2009) finder i lighed med Ejrnæs mfl. (2011), at det primære problem i Danmark er forringelser i kvaliteten af biodiversiteten, mens kvantiteten (arealerne) er rimelig stabile.

Værdisætning af biodiversitet

**Den samlede
værdi af
biodiversitet er
uendelig**

Usikkerheden omkring udviklingen i den samlede biodiversitet er afspejlet i den litteratur, der forsøger at værdisætte biodiversitetens bidrag til velfærden. Den samlede værdi af biodiversiteten kan siges at være uendelig stor, eftersom en verden uden biodiversitet er ensbetydende med en planet uden liv. Der kan derfor stilles spørgsmålstegn ved, om det er meningsfyldt at opgøre den samlede værdi af biodiversitet.³³ Værdien af ændringer i biodiversiteten er derimod relevant for at kunne vurdere omkostningen ved det tab af biodiversitet, der finder sted. Der er udført et stort antal studier, der belyser værdien af forskellige aspekter ved biodiversitet. I disse studier værdisættes typisk rekreative og

31) Rødlisten vurderer kun arter, der er hjemmehørende i Danmark. Nyindvandrede og indførte arter er ikke vurderet.

32) Der er for nylig udarbejdet et naturkapitalindeks over de danske kommuner, jf. Skov mfl. (2017). Indekset viser den nuværende tilstand af naturen, men ikke dennes udvikling over tid.

33) Costanza mfl. (1997) opgjorde den samlede værdi af verdens økosystemtjenester og naturkapital til ca. det dobbelte af verdens daværende BNP. Opgørelsen blev stærkt kritiseret både for beløbs størrelse og for at opgøre den totale værdi baseret på marginale priser, jf. Bockstael mfl. (2000) og Pearce (1998).

eksistensværdier samt enkelte regulerende økosystemtjenester som bestøvning. Biodiversitetens rolle i naturens modstandsdygtighed overfor f.eks. klimaforandringer og omkostningerne ved at overskride kritiske grænser for biologisk mangfoldighed er i meget mindre omfang værdisat.

Udenlandske værdisætningsstudier

Blandt de mest omfattende studier af biodiversitetens værdi kan nævnes UK NEA (2011) og Bateman mfl. (2014). UK NEA opgjorde den årlige værdi af biodiversitetens bidrag til en række økosystemtjenester i Storbritannien til ca. 0,3 pct. af BNP.³⁴ The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) (2010) er et globalt initiativ, der har som mål at bevidstgøre og demonstrere værdien af økosystemtjenester og biodiversitet for beslutningstagere på det lokale, nationale og globale niveau.³⁵ UK NEA og TEEB har i høj grad bidraget til at sætte værdien af biodiversitet og økosystemtjenester på den internationale dagsorden, jf. Atkinson mfl. (2012).

Værdien af Natura 2000-netværket

På EU-niveau har man forsøgt at opgøre en aggregeret værdi af Natura 2000-netværket, jf. EU-Kommissionen (2013).³⁶ Undersøgelsen viser, at den samlede årlige værdi af netværket er i omegnen af 2-3 pct. af EU's BNP. Gevinsterne ved Natura 2000-netværket omfatter primært den rekreative værdi ved de forskellige områder, men enkelte markedsgoder og forsynende økosystemtjenester indgår også.

- 34) De 0,3 pct. af BNP inkluderer betalingsvilje for bl.a. beskyttelse af arter, værdien af levesteder samt værdien af bestøvning for landbrugsproduktionen. Den samlede årlige værdi af alle økosystemtjenester værdisat i UK NEA blev opgjort til omkring 2,3 pct. af BNP (ekskl. fødevareproduktion i landbrug og til havs).
- 35) I TEEB er ikke opgjort et samlet beløb for værdien af økosystemtjenester, men snarere præsenteret illustrative case-beregninger.
- 36) Natura 2000-områder har som formål at beskytte biodiversitet, og dækker godt 26.000 områder over hele EU (18 pct. af EU's areal).

Danske værdisætningsstudier fokuserer på kulturelle værdier

I Danmark er der også lavet en række værdisætningsstudier af forskellige økosystemtjenester relateret til biodiversitet. De fleste af studierne fokuserer på de kulturelle værdier af biodiversitet, især rekreation og eksistensværdier, jf. Termansen mfl. (2015).³⁷ Generelt finder studierne en betydelig betalingsvilje for beskyttelse af naturområder og arter. Blandt de nyere studier kan nævnes Campbell mfl. (2014), som finder en positiv betalingsvilje for at bevare truede arter såvel som for plads til naturlige processer (dødt ved) i skove. I boks III.9 præsenteres et simpelt regneeksempel for værdien af tab af arter med udgangspunkt i danske værdisætningsstudier. I eksemplet beregnes det årlige tab af danske arter til at udgøre mellem 0,16 og 3,8 pct. af BNP.

Værdien af bestøvning

Udover værdisætningsstudier er der også lavet konsekvensanalyser af et potentielt tab af biodiversitet. Axelsen mfl. (2011) beregner værdien af bestøvning for dansk landbrug til 0,4-0,7 mia. kr. årligt (ca. 0,03 pct. af BNP). Denne værdi er opgjort som andelen af landbrugsproduktion, der er afhængig af insektbestøvning. Der ses imidlertid bort fra andre indsatsfaktorer i produktion af f.eks. frugt (arbejdskraft mv.), hvorfor den beregnede værdi er et klart overkantskøn.

Store dele af biodiversiteten er ikke værdisat

Der findes således en del opgørelser af værdien af forskellige dele af den danske biodiversitet, men der er også mange værdier, der ikke er opgjort. Det gælder især værdien af de regulerende økosystemtjenester (f.eks. regulering af oversvømmelser) og forsikringsværdien af biodiversitetens modstandsdygtighed overfor fremtidige ændringer i f.eks. klima, sygdomme og forurening. Derudover er der også et potentielt tab for danskere ved, at arter i andre lande uddør.³⁸

37) En oversigt over forskellige danske undersøgelser af rekreative værdier ved naturområder er beskrevet i boks III.7. En større gennemgang af danske værdisætningsstudier af biodiversitet er præsenteret i De Økonomiske Råds formandskab (2012).

38) Denne værdi giver sig delvist til udtryk bl.a. gennem kampagner for at redde såkaldt karismatiske arter (f.eks. pandaer og isbjørne).

Boks III.9 Regneeksempel for værdien af tabet af arter i Danmark

I det følgende foretages en illustrativ beregning af det tab, der er forbundet med, at arter er forsvundet fra Danmark i perioden 1980-2015. Beregningen bygger på den antagelse, at betalingsviljen for at beskytte en art fra at uddø svarer til tabet ved, at en art forsvinder. Det kan dog godt tænkes, at værdien af tabet af en art er højere end betalingsviljen for at beskytte en art (*willingness to accept* er højere end *willingness to pay*), jf. Pearce mfl. (2006). Følgende udtryk beregnes:

$$V_T = \frac{A \cdot WTP_h \cdot H}{r},$$

hvor V_T er nutidsværdien af tab af arter pr. år, A er antallet af arter, der er uddøde i løbet af året, WTP_h er betalingsviljen pr. art pr. husholdning, H er antallet af husholdninger, og r er diskonteringsraten.

Ifølge rødlisten fra 2010 er der forsvundet 303 arter i Danmark siden 1850, jf. Wind og Ejrnæs (2014). Antages, at disse arter er forsvundet med jævnt tempo, svarer det til ca. 2 arter om året.

Betalingsviljen for at sikre overlevelsen til navngivne og ikke-navngivne arter i danske heder er undersøgt i Jacobsen mfl. (2008). De finder, at betalingsviljen er meget højere for en identificeret art end for en gruppe på 25 ikke-navngivne arter. Den gennemsnitlige betalingsvilje for at bevare en art varierer mellem ca. 10-350 kr. (2010-priser). I et andet studie finder Campbell mfl. (2014) betalingsviljen for at sikre overlevelsen af hhv. 50 og 100 truede arter i Danmark. Betalingsviljen varierer mellem 15-25 kr. pr. art (2010-priser).

Der beregnes en nutidsværdi af det årlige tab af to arter baseret på en gennemsnitlig årlig betalingsvilje pr. husstand på 15 kr. pr. art, og en diskonteringsrate på 3 pct. Det giver et årligt tab på ca. 2,2 mia. kr., svarende til -0,16 pct. af BNP i perioden 1980-2015 i gennemsnit. Anvendes i stedet en betalingsvilje på 350 kr., giver det et årligt tab på ca. 52 mia. kr., svarende til i gennemsnit -3,8 pct. af BNP.

I regneeksemplet er ikke taget højde for at der i perioden også er indvandret nye arter til Danmark, eller den eventuelle nedgang i bestande af forskellige arter. I nogle tilfælde vil en art, der er uddøet i Danmark, leve i bedste velgående andre steder i verden. I dette regneeksempel er der ikke taget højde for, hvordan det evt. påvirker betalingsviljen i befolkningen.

Den samlede ægte opsparing er sandsynligvis overvurderet

I dette underafsnit har biodiversitetens bidrag til velfærden og økonomiske værdi samt udviklingen i global og national biodiversitet været i fokus. På trods af manglende viden om størrelsen af de konkrete ændringer i den samlede biodiversitet og værdien heraf, er der meget der tyder på, at der har været en nedsparing i biodiversitet i perioden 1980-2015. Fordi denne ændring ikke kan kvantificeres, kan den ikke medregnes i den samlede ægte opsparing. Det trækker isoleret set i retning af, at den samlede ægte opsparing er overvurderet.

III.5 Menneskeskabte formuegoder

Menneskeskabt kapital i bred forstand

Traditionelt bruges begrebet den nationale opsparing om ændringerne i de dele af nationalformuen, der opgøres i nationalregnskabet. Det omfatter dels det fysiske indenlandske kapitalapparat som bygninger og maskiner og dels de finansielle nettofordringer på udlandet (nettoudlandsformuen). Siden 2014 har det danske nationalregnskab også beregnet en særlig beholdning af intellektuelle rettigheder, primært værdien af de afholdte investeringer i forskning og udvikling i Danmark. I det følgende gennemgås udviklingen i fysisk, videns- og finansiel kapital (hvor videnskapitalen er identisk med nationalregnskabets opgørelse af intellektuelle rettigheder). Udover de traditionelle kapitaltyper er der flere menneskeskabte kapitaltyper, der kan bidrage til den ægte opsparing. I dette afsnit behandles tre af dem, nemlig humankapital, sundhedskapital og social kapital.

Fysisk kapital

Fysisk kapital domineres af bygningsmassen

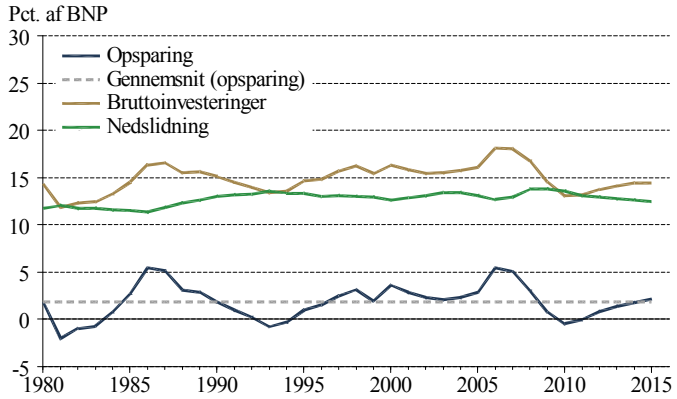
Det fysiske kapitalapparat udgjorde primo 2016 ca. 5.900 mia. kr. eller ca. 3 gange BNP. Langt hovedparten heraf, nemlig ca. 85 pct., består af bygninger og anlæg. Private boliger udgjorde alene halvdelen af det fysiske kapitalapparat, mens erhvervsbygninger stod for 22 pct. og anlæg for 13 pct. Maskiner og inventar udgør ca. 10 pct. og transportmidler ca. 5 pct. Endelig opgøres værdien af landbrugets stambesætninger for sig, men udgjorde "kun" en værdi på knap 9 mia. kr. eller ca. 1½ promille af det samle-

de kapitalapparat. Værdien af det samlede jordareal herhjemme indgår ikke i kapitalapparatet.

Nettoopsparing i fysisk kapital udgør ca. 2 pct. af BNP

Den årlige nettoopsparing i fysisk kapital er lig med ændringen i det fysiske kapitalapparat herhjemme, som igen er lig med årets bruttoinvesteringer fratrukket nedslidningen af det eksisterende kapitalapparat (afskrivningerne). Nedslidningen udgør knap 13 pct. af BNP i gennemsnit i perioden, jf. figur III.17. Udviklingen i nedslidningen er ret jævn med en ganske svagt stigende tendens, i hvert fald frem til krisen i slutningen af 00'erne. Bruttoinvesteringerne svinger i modsætning til nedslidningen betydeligt mere over tid, da de er meget konjunkturfølsomme. I gennemsnit har de udgjort knap 15 pct. af BNP i hele perioden. Som for afskrivningerne har bruttoinvesteringerne som andel af BNP udvist en svag tendens til stigning. Nettoopsparingen i fysisk kapital har dermed udgjort ca. 2 pct. af BNP i gennemsnit i alle årene 1980-2015, men med store udsving i de enkelte år. I lavkonjunkturårene i starten af 1980'erne, i starten af 1990'erne og under finanskrisen omkring 2010 var opsparingen i fysisk kapital således direkte negativ.

Figur III.17 Opsparing i fysisk kapital



Anm.: Ændringer i fysisk kapital udgør bidraget til den ægte opsparing. De er i al væsentlighed lig med bruttoinvesteringer fratrukket kapitalnedslidning. Pga. opgørelsen i faste priser gælder sammenhængen dog ikke 100 pct.

Kilde: Danmarks Statistik, Statistikbanken og egne beregninger.

Videnskapital

Videnskapital domineres af investeringer i forskning

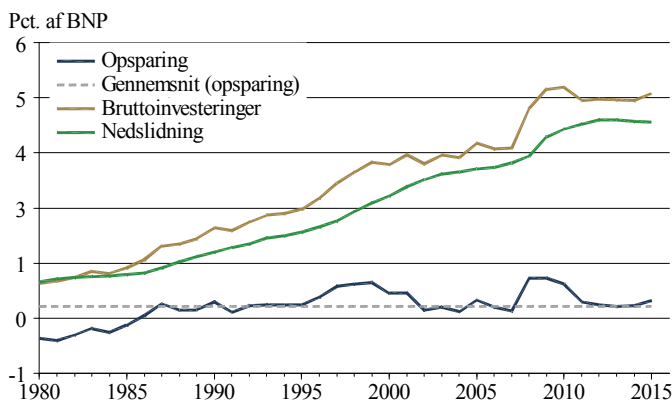
Værdien af intellektuelle rettigheder udgjorde ifølge nationalregnskabet primo 2016 478 mia. kr. eller ca. en fjerdedel af BNP. Knap tre fjerdedele heraf bestod af den akkumulerede værdi af tidligere investeringer i forskning og udvikling (F&U); andre 20 pct. udgjordes af computer-software. Den akkumulerede kapital mht. olie-, gas- og mineral efterforskning (eksempelvis afholdte omkostninger ved at lede efter nye fund) og originalværker indenfor kunst og underholdning mv. hver udgjorde ca. 4 pct. af værdien af den samlede videnskapital.³⁹

39) Nationalregnskabet inkluderer dog fortsat kun en delmængde af de investeringer i såkaldte "intangible assets", som foretages for at øge produkters og virksomheders værdi. Disse inkluderer også omkostninger til bl.a. organisatoriske ændringer og reklame, jf. OECD (2009).

Væsentlig stigning i bruttoinvesteringer i videnskapital

Der er sket en meget betydelig stigning i bruttoinvesteringerne i videnskapital siden 1980, jf. figur III.18. Den beregnede nedslidning af videnskapitalen er imidlertid steget næsten lige så meget, og den årlige stigning i kapitalgodet har derfor været beskednen, nemlig 0,4 pct. af BNP i gennemsnit i hele perioden. Ses udelukkende på årene 1980-99, har stigningen været på 0,3 pct. af BNP, mens den har udgjort 0,6 pct. af BNP i gennemsnit siden årtusindskiftet. Der har således været en positiv trend i denne ægte opsparringskomponent.

Figur III.18 Opsparing i videnskapital



Kilde: Danmarks Statistik, Statistikbanken og egne beregninger.

Beregning kommer nu direkte fra nationalregnskab

I forhold til De Økonomiske Råds formandskabs seneste opgørelse af den ægte opsparing i *Økonomi og Miljø, 2012* er beregningsgrundlaget for videnskapital grundlæggende ændret. Da nationalregnskabet tidligere ikke har offentliggjort tal for den danske forsknings- og udviklingskapital, byggede den foregående opgørelse på en beregning baseret på tal fra Eurostat suppleret med selvstændige antagelser om nedslidningsrater mv. Det grundlæggende princip bag beregningen var dog den samme som den, nationalregnskabet i dag anvender. I begge tilfælde er kapitalens udvikling over tid beregnet ud fra oplysninger om den årlige tilgang (bruttoinvesteringerne), en antaget nedslidningsrate og

antagelser om det initiale niveau for kapitalens størrelse. Nationalregnskabets nedslidningsrater bygger på antagelser om en levetid for grundforskning på 12 år, anvendt forskning på 10 år og udviklingsarbejde på 8 år, jf. Danmarks Statistik (2014). I De Økonomiske Råds formandskab (2012) anvendtes en generel nedslidningsrate på 15 pct., baseret på Hall mfl. (2010).

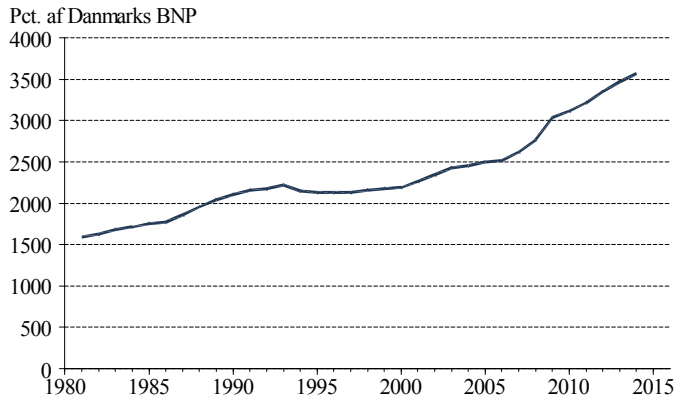
Positive og grænseoverskridende eksternaliteter

En meget væsentlig forskel på traditionel fysisk kapital og forsknings- og udviklingskapital er, at sidstnævnte er præget af potentielt væsentlige positive eksternaliteter. Viden kan benyttes af flere personer og/eller virksomheder på samme tidspunkt, og ofte er det omkostningsfuldt eller direkte umuligt for producenten af ny viden at udelukke andre fra at erhverve og benytte sig af den pågældende viden. Forsknings- og udviklingskapital har dermed elementer af et offentligt gode. Disse positive eksterne effekter er grænseoverskridende. Danmark må derfor formodes også at have betydelig gavn af de investeringer i forskning og udvikling, der har fundet sted globalt i perioden siden 1980. Da stigningen i det globale vidensniveau også har betydning for Danmarks fremtidige forbrugsmuligheder, bør virkningen heraf i princippet også medregnes i den ægte opsparing.

Danmarks F&U-kapital udgør ca. ½ pct. af den globale kapital

Den globale forsknings- og udviklingskapital opgjort ud fra nationale F&U-investeringer er steget markant i perioden 1980-2015, jf. figur III.19. Danmarks forskningskapital som opgjort af Danmarks Statistik udgør kun ca. ½ pct. af den samlede globale F&U-kapital med en faldende tendens. Den årlige stigning i den globale F&U-kapital har gennemsnitligt udgjort tæt ved 100 pct. af Danmarks BNP.

Figur III.19 Global F&U-kapital



Anm.: Figuren viser udenlandsk forsknings- og udviklingskapital i pct. af dansk BNP.

Kilde: OECD, UNESCO, Danmarks Statistik, Statistikbanken og egne beregninger.

Overordentlig stor usikkerhed om spillover-effekten

Det er imidlertid forbundet med overordentlig stor usikkerhed at vurdere effekten af denne udenlandske F&U på den danske "ægte formue". Ikke al den udenlandskproducerede viden er relevant for Danmark. Nye produktionsprocesser og varer vil være mere relevante for nogle lande end for andre. En række undersøgelser af de såkaldte spillover-effekter mellem lande peger på, at det investerende land får mere ud af en investering i F&U, end omverdenen gør. Ifølge Bottazzi og Peri (2007) er der en elasticitet mellem frontlinjeforskerlandenes (defineret som G7-landenes) videnskapskapital og mængden af teknologiske innovationer i mindre lande på 0,75. Dermed er en stigning i F&U-kapitalen i G7-landene på 1 pct. associeret med en stigning på $\frac{3}{4}$ pct. i de mindre landes innovationsmængde.

International spillover ikke opgjort

På grund af den store usikkerhed er der afstået fra at kvantificere betydningen af væksten i den globale forskningskapital for Danmarks ægte opsparing.⁴⁰

40) I De Økonomiske Råds formandskab (2012) blev det vurderet, at et centralt skøn for udlandets bidrag til den danske videnskapskapital udgjorde ca. 0,2 pct. af BNP årligt i perioden 1990-2010. Det

Finansiell kapital

Finansiell opsparring er lig med nettofordrings-erhvervelsen

Danmarks finansielle nettoopsparring er lig med nettofordringserhvervelsen overfor udlandet. Den består af den opsparring, der finder sted i form af danskernes køb af udenlandske værdipapirer fratrukket udenlandske køb af danske værdipapirer. Nettofordringserhvervelsen opgøres af nationalregnskabet i løbende priser. Da beregningen af den ægte opsparring som tidligere nævnt af praktiske grunde foretages i faste priser, er det valgt at deflatere nettofordringserhvervelsen med BNP-deflatoren. Den finansielle opsparring som andel af BNP, har dermed samme deflator i tæller og nævner.

Stigning på over 11 pct. af BNP

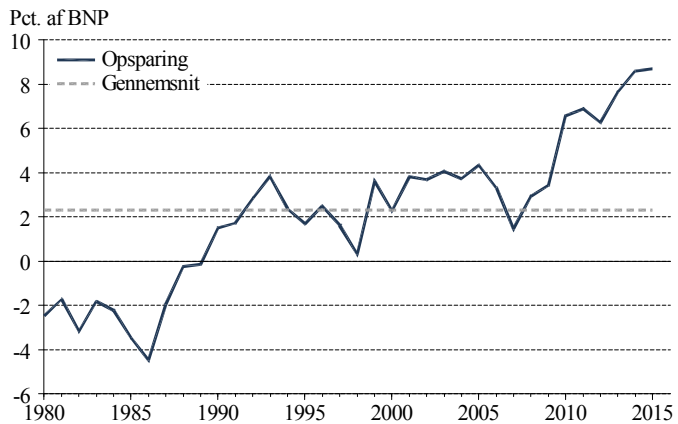
Udviklingen i den finansielle opsparring har været meget iøjnefaldende i perioden: Den er gået fra at udgøre -2,5 til 8,7 pct. af BNP fra 1980 til 2015, altså en stigning på over 11 pct. af BNP, jf. figur III.20. I gennemsnit over alle årene udgør opsparingsbidraget fra den finansielle kapital godt 2 pct. af BNP og er dermed langt fra den største komponent i den ægte opsparring, men den udviser den klareste trendmæssige ændring af alle de undersøgte delmængder.

Obligatorisk opsparring og reduceret rentefradrag vigtige årsager

Der kan umiddelbart peges på to væsentlige samfundsændringer, som har understøttet en større opsparring i den betragtede periode. For det første har en række skatte-reformer i 1987, 1993, 1998 og 2009 systematisk reduceret rentefradraget, der reelt virker som et subsidium til gældsætning. Det har stimuleret den private opsparring. Samtidig må den store stigning i obligatoriske arbejdsmarkeds-pensionsordninger formodes at have medført større privat netto-opsparring. Den stigende opsparingskvote har ikke medført en nævneværdig stigning i de indenlandske netto-investeringskvoter i fysisk og videnskapital, (jf. figur III.17 og figur III.18), men er i stedet slået ud i opbygningen af en finansiell udlandsformue.

samlede bidrag til den ægte opsparring fra videnskapital blev be-regnet til 0,8 pct. af BNP årligt.

Figur III.20 Opsparing i finansiel kapital

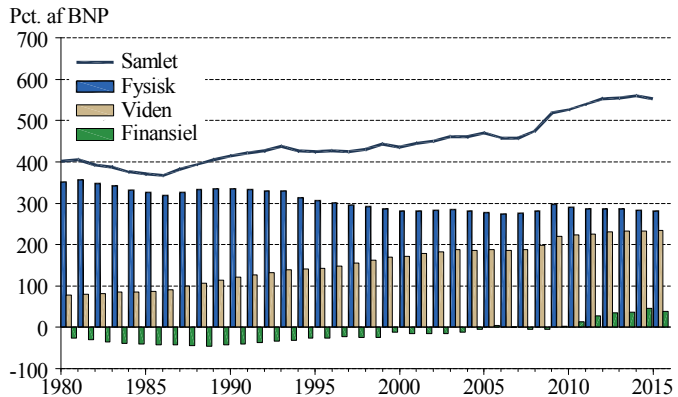


Kilde: Danmarks Statistik, Statistikbanken og egne beregninger.

Samlet kapital er steget noget hurtigere end BNP

I Den samlede kapitalbeholdning, (summen af værdien af fysisk, videns- og finansiel kapital), var faldende i starten af 1980'erne, men er siden i de allerfleste år steget hurtigere end BNP, jf. figur III.21. Ved slutningen af 2015 udgjorde kapitalen ca. 550 pct. af BNP mod ca. 400 pct. i 1980. Mens det fysiske kapitalapparat er faldet relativt til BNP, er videnskapitalen steget kraftigt, og den finansielle kapital er gået fra at være en nettogæld til at udgøre et tilgodehavende på ca. 50 pct. af BNP.

Figur III.21 Udviklingen i samlet kapitalbeholdning



Anm.: I figuren ses dels udviklingen i den samlede kapitalbeholdning, altså de dele af nationalformuen, som opgøres i det traditionelle nationalregnskab, og dels udviklingen i de tre delkomponenter hver for sig. Opgørelsen er foretaget i faste priser.

Kilde: Danmarks Statistik, Statistikbanken og egne beregninger.

Humankapital

Humankapital vigtig for velstand og velfærd

Humankapitalen omfatter alle de færdigheder, som mennesker enten er født med eller udvikler i løbet af livet, f.eks. uddannelse, viden og evner. Den samlede humankapital i befolkningen kan på samme måde som den fysiske kapital betragtes som et aktiv, der bidrager til produktionen og øger produktiviteten i samfundet. Derudover kan humankapitalen også bidrage til en større glæde af fritid. Humankapital er derfor en vigtig faktor i den ægte opsparing.

Uddannelse central i opbygning af humankapital

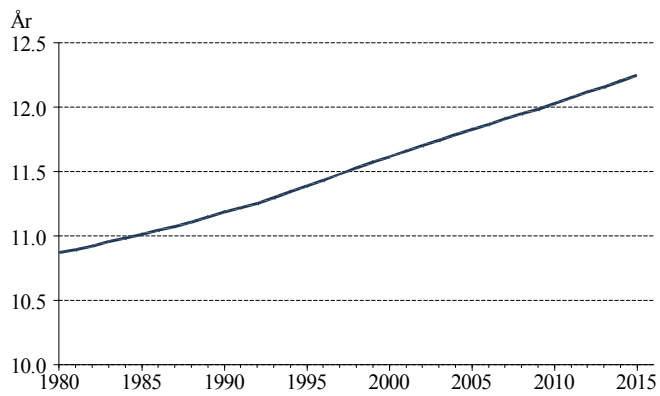
Der er mange måder at opbygge humankapital på, hvoraf den mest grundlæggende er uddannelse. I løbet af perioden 1980-2015 er danskerne blevet mere uddannet. Den gennemsnitlige uddannelseslængde er således steget med ca. 1,4 år i perioden, fra 10,9 år til 12,2 år, jf. figur III.22.

To metoder til at opgøre humankapital

Der er umiddelbart to metoder til at beregne humankapitalens bidrag til den ægte opsparing, som begge forsøger at opgøre den samfundsmæssige værdi af uddannelse. Omkostningsmetoden bygger på de omkostninger, der er brugt

til at skabe humankapitalen, herunder direkte udgifter til undervisning og et skøn for tabt arbejdsfortjeneste, mens man er under uddannelse.⁴¹ Indkomstmetoden tager udgangspunkt i det afkast, uddannelse giver, i form af højere livsindkomst. I det følgende præsenteres beregninger af bidraget fra humankapital til den ægte opsparing opgjort ved de to metoder.

Figur III.22 Gennemsnitlig uddannelseslængde



Anm.: Figuren angiver den gennemsnitlige uddannelseslængde for befolkningen i alderen 16-66 år.

Kilde: DREAM.

Omkostningsmetoden:

Opsparingen i humankapital beregnet fra omkostningssiden består af de afholdte udgifter til undervisning og et skøn for den tabte arbejdsfortjeneste i forbindelse med uddannelse.⁴² For at fange værdien af hele befolkningens humankapital og ikke kun dem, der er uddannet mellem 1980-2015, indgår også tidligere års omkostninger i beregningen. Befolkningens humankapital afskrives løbende, svarende til en antagelse om, at viden gradvist forældes over tid. Omkostningsmetoden er nærmere beskrevet i boks III.10.

- 41) Den tabte arbejdsfortjeneste kan betragtes som en alternativomkostning for samfundet som følge af, at en del af befolkningen sidder på skolebænken i stedet for at være i arbejde.
- 42) Undervisningsudgifter dækker over undervisning fra folkeskoleniveau til og med videregående uddannelser.

Boks III.10 Metode: Humankapital, omkostningsmetoden

Bidraget fra humankapitalen til den ægte opsparing kan opgøres med udgangspunkt i de omkostninger, der er forbundet med at skabe den. Bidraget beregnes ved følgende formel:

$$\frac{\Delta W_t}{FY_t} = \frac{K_t - K_{t-1}}{FY_t},$$

hvor ΔW_t er ændringen i værdien af humankapitalen pr. år, FY_t er BNP i faste 2010-priser, K_t er humankapital i år t , og K_{t-1} er humankapital i det foregående år. K_t er opgjort som:

$$K_t = (1 - \delta)K_{t-1} + O_t,$$

hvor δ er afskrivningsraten på humankapital, O_t er omkostninger forbundet med uddannelse i år t , bestående af offentlige undervisningsudgifter og et skøn for den tabte arbejdsfortjeneste. Der antages en lineær afskrivning over restlevetiden for en 16-årig (64 år), således at humankapitalen er nul, når man dør.

For at kunne beregne opsparingen i perioden 1980-2015 er det nødvendig at kende værdien af humankapitalen tilbage til 1915. En restlevetid for en 16-årig på 64 år tilsiger, at humankapitalinvesteringer tilbage til 1915 påvirker niveauet for humankapitalen i hele perioden indtil 1980. De offentlige udgifter til folkeskoler, ungdomsuddannelser, videregående uddannelser og ph.d.-uddannelser (ekskl. SU) kommer fra Danmarks Statistik og strækker sig tilbage til 1971. Der er skønnet over udgifterne tilbage til 1915 på baggrund af udviklingen i antal dimittender fra de almene gymnasier.

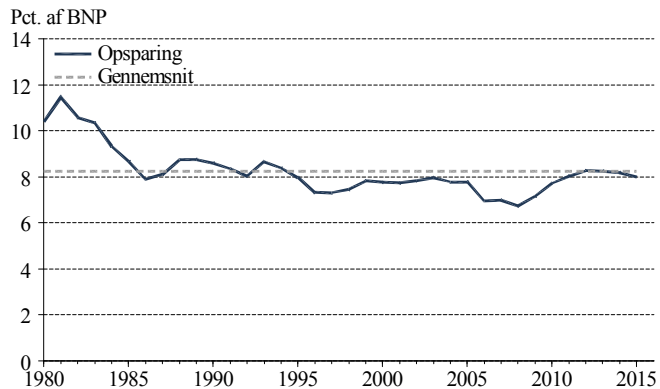
Skønnet for tabt arbejdsfortjeneste tager udgangspunkt i antallet af personer over 16 år under uddannelse og årslønnen for en ufaglært. Antallet af personer under uddannelse i årene 1991 til 2015 kommer fra Danmarks Statistik, mens antallet af elever tilbage til 1915 er tilbageskrevet med de offentlige udgifter til undervisning. Den tabte arbejdsfortjeneste for personer under uddannelse er skønnet som den gennemsnitlige årsløn for en privatansat i alderen 20-30 år med grundskoleuddannelse. I basisåret 2010 beregnes denne årsløn til ca. 300.000 kr. før skat på baggrund af data fra Danmarks Statistik.

Beregningen er nærmere beskrevet i et dokumentationsnotat tilgængeligt på www.dørs.dk.

**Omkostningsmetode:
Opsparing på 8,3 pct. af BNP**

Bidraget fra humankapitalen til den ægte opsparing opgjort ved omkostningsmetoden udgjorde i gennemsnit 8,3 pct. af BNP pr. år i perioden 1980-2015, jf. figur III.23. Opsparingen var højest i starten af perioden, hvorefter den har ligget stabilt. Det bemærkes, at det ikke har været muligt at inddrage udviklingen i andre faktorer, der kan bidrage til humankapitalen. Disse omfatter blandt andet praktisk erfaring samt kurser og uddannelser udenfor det regulære uddannelsessystem. Hvis omkostningerne forbundet hermed er steget i perioden, er den præsenterede beregning et underkantskøn. Det omvendte gælder, hvis udviklingen har været faldende.

Figur III.23 Opsparing i humankapital, omkostningsmetoden



Kilde: Danmarks Statistik, Statistikbanken og egne beregninger.

Metodeforskel giver lavere opsparing end tidligere analyse

Opsparingen ligger noget lavere end de 10 pct. af BNP, man fandt ved samme metode i opgørelsen af den ægte opsparing i De Økonomiske Råds formandskab (2012). Forskellen skyldes dels, at der i den tidligere analyse indgik udgifter til SU, dels blev der benyttet en højere løn i beregningen af tabt arbejdsfortjeneste.

Indkomstmetoden:

Bidraget fra humankapital opgjort ved indkomstmetoden tager udgangspunkt i det afkast, uddannelse medfører i form af højere livsindkomst. Metoden bygger på Arrow mfl. (2012). Opgørelsen af opsparingen tager udgangspunkt i

udviklingen i befolkningens gennemsnitlige uddannelseslængde (som også ligger til grund for figur III.22). Tanken er her, at hvert ekstra års uddannelse giver et fremtidigt afkast i form af højere løn. Dette afkast afspejles i den forventede livsindkomst, der bl.a. afhænger af det forventede resterende antal år på arbejdsmarkedet. Metoden er nærmere beskrevet i boks III.11.

Afkastet af uddannelse

En central antagelse i beregningen vedrører afkastet af et ekstra års uddannelse. Arrow mfl. (2012) benytter en afkastrate på 8,5 pct., mens man i De Økonomiske Råds formandskab (2012) brugte en afkastrate på 4,3 pct., baseret på Christensen og Westergård-Nielsen (2001). I et nyligt studie finder Bhuller mfl. (2014), at et års ekstra uddannelse i gennemsnit øger livsindkomsten med 10 pct. Dette afkast estimeres på baggrund af norske paneldata ved hjælp af nyere økonometriske metoder.⁴³ I beregningen af bidraget fra humankapital opgjort ved indkomstmetoden tages udgangspunkt i en afkastrate på 10 pct. Det bemærkes, at denne antagelse er behæftet med usikkerhed, og at en afkastrate på 10 pct. ligger i den høje ende i forhold til litteraturen på området.

Indkomstmetode: Opsparing på 12 pct. af BNP

Med de givne antagelser og på baggrund af metoden beskrevet i boks III.11 beregnes den gennemsnitlige opsparing i humankapital ved indkomstmetoden i perioden 1980-2015 til 12 pct. af BNP. I lighed med omkostningsmetoden indtager indkomstmetoden heller ikke eksplicit udviklingen i erfaring og uddannelse udenfor det formelle uddannelses-system. Det er usikkert, i hvilken retning dette påvirker opsparingen i humankapital.

43) Bhuller mfl. (2014) benytter både udrulningen af en uddannelsesreform, tvillingestudier samt færdighedstest i estimationen af afkastet af et års ekstra uddannelse.

Boks III.11 Metode: Humankapital, indkomstmetoden

Humankapitalens bidrag til den ægte opsparing kan opgøres med udgangspunkt i det afkast, uddannelse giver i form af højere livsindkomst, jf. Arrow mfl. (2012). Konkret beregnes følgende formel:

$$\frac{\Delta W_t}{FY_t} = \frac{P_h \cdot \Delta B_t \cdot \Delta h_t}{FY_t}, \quad (1)$$

hvor ΔW_t er ændringen i værdien af humankapitalen pr. år, FY_t er BNP i faste 2010-priser, P_h er prisen på en enhed humankapital, ΔB_t er ændringen i befolkningen over 16 år og Δh_t er ændringen i humankapital pr. person. P_h beregnes som:

$$P_h = w_{2010} \int_0^{\bar{T}} e^{-(r-g)t} dt, \quad (2)$$

hvor w_{2010} er lønindkomsten pr. enhed humankapital i basisåret, r er realrenten, g er produktivitetsvæksten og \bar{T} er befolkningens gennemsnitlige forventede resterende tid på arbejdsmarkedet i perioden. \bar{T} beregnes på baggrund af beskæftigelsesfrekvenser, befolkningstal og dødeligheder i de enkelte år. Humankapital pr. person i et givet år er beregnet som:

$$h_t = e^{a \cdot u_t}, \quad (3)$$

hvor a er afkastet af et års ekstra uddannelse, u_t er den gennemsnitlige uddannelseslængde for folk i den erhvervsaktive alder (16-66 år), og e er Eulers tal. I beregningen antages, at afkastraten af et ekstra års uddannelse er 10 pct., jf. Bhuller mfl. (2014). Der antages også en realrente på 3 pct. og en produktivitetsvækst på 1,5 pct. Den gennemsnitlige uddannelseslængde i befolkningen kommer fra DREAM og fremgår af figur III.22.

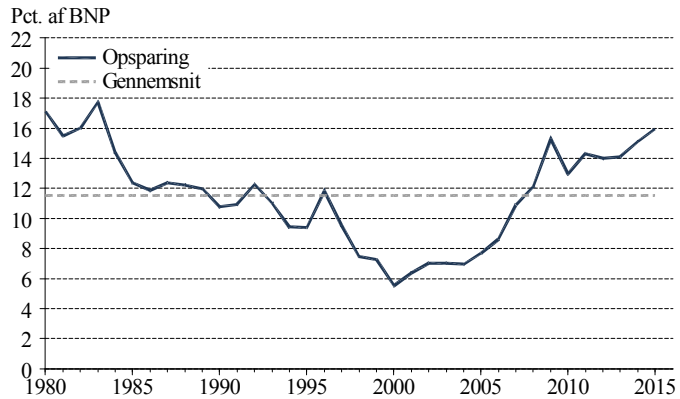
Humankapital (målt som den fremtidige lønsum) afhænger udover uddannelse af praktisk erfaring i arbejdslivet, da mere erfarne medarbejdere typisk får en højere løn. Erfaring er implicit indeholdt i w_{2010} i ligning (2). Antages, at det gennemsnitlige antal års erfaring har været konstant i perioden 1980-2015, tager beregningen derfor højde for effekten af erfaring på opsparingen i humankapital. Er det gennemsnitlige antal års erfaring derimod ændret i perioden, over- eller undervurderer beregningen værdien af den samlede humankapital.

Beregningen er nærmere beskrevet i et dokumentationsnotat tilgængelig på www.dørs.dk.

Større opsparing end i tidligere analyse

Opsparingen har været positiv i hele perioden, jf. figur III.24. Opsparingen på 12 pct. af BNP er højere end den opsparing på 6,6 pct., der blev beregnet ved samme metode i De Økonomiske Råds formandskab (2012). Forskellen skyldes hovedsageligt, at der er anvendt en højere afkastrate af uddannelse samt et større antal resterende antal år på arbejdsmarkedet i den nærværende beregning.⁴⁴ Benyttes den samme afkastrate som i den tidligere opgørelse, beregnes opsparingen i humankapital til i gennemsnit 9,2 pct. af BNP pr. år i perioden 1980-2015.

Figur III.24 Opsparing i humankapital, indkomstmetoden



Anm.: Den negative trend i halvfemserne skyldes en lavere befolkningsvækst i disse år.

Kilde: Danmarks Statistik, Statistikbanken, DREAM og egne beregninger.

Begge metoder giver stort bidrag

Afslutningsvis bemærkes, at opsparingen opgjort ved indkomstmetoden er noget større end ved omkostningsmetoden. I den samlede opgørelse af den ægte opsparing er valgt at anvende opsparingen beregnet ved omkostningsmetoden. Dette valg grunder dels i usikkerheden forbundet med afka-

44) Det gennemsnitlige antal forventede resterende år på arbejdsmarkedet i perioden 1980-2015 var ca. 16 år. I De Økonomiske Råds formandskab (2012) benyttede man 14,8 år svarende til basisåret 2005.

stet af et års ekstra uddannelse i indkomstmetoden, dels at omkostningsmetoden er parallel til opgørelsen af andre aktiver i nationalregnskabet. Det var også denne metode, som blev brugt til at beregne bidraget fra humankapital til den ægte opsparing i De Økonomiske Råds formandskab (2012). Ved indkomstmetoden kan der endvidere være problemer med dobbeltregning, fordi man implicit fanger værdien af f.eks. videnskapital og fysisk kapital gennem deres påvirkning på lønnen. Humankapitalen udgør det største enkeltstående bidrag til den ægte opsparing. Det understreger humankapitalens centrale rolle for samfundsvelfærden i bred forstand, som ikke afspejles i det traditionelle nationalregnskab.

Sundhedskapital

Sundhed bidrager til velfærd og velstand

Sundhed er i lighed med humankapital en kilde til både velfærd og velstand. En stigning i den forventede levealder vil således forøge velfærden, samtidig med at forbedringer i befolkningens sundhed påvirker produktiviteten positivt. Udviklingen i sundhedskapitalen er derfor relevant for den ægte opsparing.

Leveår indikator for sundheds- kapital

Ændringer i befolkningens sundhedskapital kan forstås som værdien af ændringer i levealderen, befolkningstallet og den gennemsnitlige sundhed i befolkningen. Det gennemsnitlige forventede antal leveår i befolkningen er en indikator for disse ændringer. Den værdi, der er forbundet med en ændring i det gennemsnitlige antal leveår, kan dermed ses som opsparingen i sundhedskapital.

Danskere lever længere end tidligere

I perioden 1980-2015 er den forventede levealder for en nyfødt dansker steget. Hvor en nyfødt dreng kunne forventes at leve ca. 71 år i 1980, var restlevetiden for nyfødte drenge i 2015 steget til ca. 79 år. For piger er restlevetiden steget fra ca. 77 år til 83 år i samme periode. De forventede restlevetider er ikke kun steget for nyfødte i perioden, der har været en generel stigning for alle aldersgrupper, jf. DREAM (2016). De stigende restlevetider vil alt andet lige bidrage positivt til ægte opsparing, da det øger nytten i samfundet, at befolkningen kan forvente at leve længere. Denne værdi er afspejlet i, at samfundet bruger mange ressourcer

på at forlænge levetiden, ligesom vi som individer forsøger at leve sundt.

**Illustrativ
beregning baseret
på leveår**

I det følgende foretages en illustrativ beregning af bidraget fra sundhedskapitalen til den ægte opsparing, med afsæt i Arrow mfl. (2012).⁴⁵ I bidraget til ægte opsparing fra ændringer i sundhedskapital kvantificeres mængden af forventede kommende leveår for hele befolkningen. Herfra beregnes ændringen i antallet af leveår i befolkningen fra år til år. Der tages i opgørelsen højde for, at ekstra leveår nu og her giver højere nytte end leveår langt ude i fremtiden.

**Værdi af leveår
ca. 1,4 mio. kr.**

Ændringen i det samlede antal forventede leveår værdisættes med en værdi af leveår på ca. 1,4 mio. kr. (2010-priser).⁴⁶ Denne værdi er beregnet med udgangspunkt i en værdi af statistisk liv på 29 mio. kr. (stadig 2010-priser), jf. De Økonomiske Råds formandskab (2016).⁴⁷ Omregningen fra værdien af et statistisk liv til værdien af leveår er behæftet med usikkerhed.

**Betydelig
opsparing i
sundhedskapital**

Beregnet med udgangspunkt i ændringen i antal leveår i befolkningen er opsparing i sundhedskapital overordentlig stor og udgør i gennemsnit 31,3 pct. af BNP pr. år i perioden 1980-2015, jf. figur III.25. Dette gennemsnit dækker over en negativ opsparing i starten af perioden og en meget stor opsparing midt i halvfemserne. De kraftige udsving skyldes både ændringer i den forventede levealder og i be-

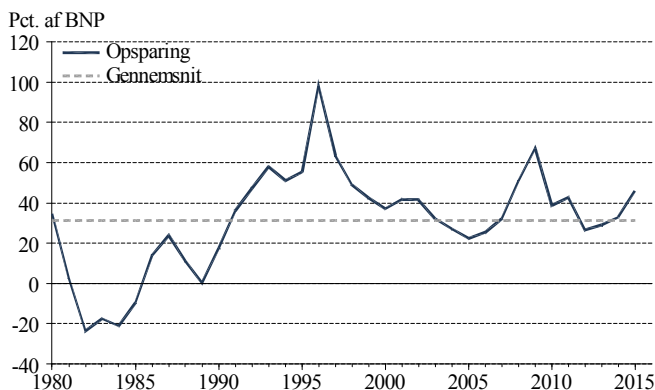
- 45) Det lader ikke til, at der er andre opgørelser, der har forsøgt at medregne sundhedskapital i den ægte opsparing, jf. Hanley mfl. (2015).
- 46) Denne værdi af leveår er højere end den, der ligger til grund for beregningen af helbredsomkostninger forbundet med luftforurening i afsnit III.3. Forskellen skyldes, at der kan gå mange år fra eksponering for luftforurening til dødsfald, hvorfor værdien af leveår diskonteres for perioden mellem eksponering og død, jf. De Økonomiske Råds formandskab (2016).
- 47) Her tages udgangspunkt i en gennemsnitlig dansker på 41 år og dennes forventede tilbagediskontorede antal leveår (tilbage-diskonteret med en rente på 3 pct.). Værdien af statistisk liv fordeles ud på de diskonterede antal leveår, den gennemsnitlige dansker kan forventes at leve.

folkningens størrelse. I 1996 udgjorde opsparingen i sundhedskapital nærmest 100 pct. af BNP.

Tidligere analyse med lavere værdi af leveår

I De Økonomiske Råds formandskab (2012) blev der foretaget den samme illustrative beregning af opsparingen i sundhedskapital. Man fandt dengang, at den årlige opsparing i sundhedskapital udgjorde 23,5 pct. af BNP i perioden 1990-2009. Forskellen mellem de to resultater skyldes bl.a., at man anvendte en lavere værdi af leveår i den tidligere analyse. Derudover beregnede man ikke opsparingen tilbage til 1980, og fik dermed ikke den negative opsparing i starten af perioden med.

Figur III.25 Opsparing i sundhedskapital



Anm.: Den negative opsparing i 1982-85 skyldes en nedgang i befolkningstallet, ligesom det store udsving i 1996 skyldes en befolkningsstigning det år.

Kilde: DREAM's befolkningsfremskrivning og egne beregninger.

Alene ændringer i dødelighed giver opsparing på 17,3 pct. af BNP

Ændringer i sundhedskapital skyldes både ændringer i befolkningsstørrelsen som følge af nettoindvandring samt fødselsrater og ændringer i dødeligheden. Fokuserer man udelukkende på påvirkningen fra ændringer i dødeligheden, reduceres opsparingen i sundhedskapital til i gennemsnit 17,3 pct. af BNP pr. år.

**Sundhedskapital
behæftet med
usikkerhed og
dobbelregning**

Opsparingen i sundhedskapital indgår ikke i den samlede opgørelse af den ægte opsparing. Det skyldes bl.a., at værdien af leveår er beregnet på baggrund af en reduktion i dødsrisici, som den enkelte kun i begrænset grad kan påvirke, f.eks. trafikulykker og luftforurening. Dette er ikke nødvendigvis den rette værdi forbundet med reduktioner i dødsrisiko af andre årsager, inklusive individers egne handlinger (f.eks. motion, rygestop mv.). Derudover er værdien af sundhedskapitalen delvist fanget i bidraget fra andre aktiver (især luftforurening, humankapital samt videnskapital). Det vil derfor være dobbeltregning at medtage den beregnede værdi af sundhedskapital i den samlede opgørelse.

Social kapital

**Social kapital
er bl.a. tillid
og normer**

Begrebet social kapital er svært at definere præcist, men betegner typisk en række formelle eller uformelle institutioner, som sætter rammerne for de forskellige økonomiske aktørers adfærd. Det er bl.a. normer for, hvilken adfærd der anses for passende og almindelig. Graden af tillid til andre mennesker nævnes ofte som en indikator for den sociale kapital.

**Social kapital er
både formel og
uformel**

Lever man eksempelvis i et samfund, hvor man i almindelighed kan regne med, at de fleste andre mennesker vil forsøge at overholde de aftaler, de indgår, er det et eksempel på positiv social kapital. Det gør det mindre omkostningsfuldt at indgå forretningsaftaler og kan dermed stimulere den økonomiske velstand. En sådan tillid til andre mennesker kan bygge på formelle institutioner som bevidsthed om, at man har et politi- og retssystem, som effektivt straffer bedrageri. Den kan også bygge på uformelle kulturelle vaner, hvor folk enten har internaliseret normer om ordholdende adfærd eller afskrækkes af, at de frygter stærke sanktioner fra andre medborgere i tilfælde af løftebrud, jf. Dasgupta (2008).

**Betydningsfuldt
for vækst og
velfærd**

Social kapital kan på mange forskellige måder have en gavnlig effekt på andre økonomiske variable som produktivitet og indkomst. Eksempler på udtryk for den sociale kapital kan være forekomsten af uformelle omgangsformer og netværk, engagement i civilsamfundet som eksempelvis

frivilligt arbejde, graden af fælles tankegang og samhørighed og andre forhold, som stimulerer til gensidigt samarbejde hos indbyggerne i et samfund. Den sociale kapital vurderes ofte at være en betydningsfuld faktor for økonomisk vækst og den generelle velfærd, men er for diffust et begreb til, at den kan opgøres præcist. Endnu vanskeligere vil det være at forsøge at værdisætte den.

Danskernes tillid er steget siden 1980'erne

Det er derfor heller ikke forsøgt at kvantificere betydningen af ændringer i den sociale kapital for den ægte opsparing i Danmark. Det er imidlertid muligt at se på udviklingen i enkelte indikatorer, som hver på deres måde kan belyse udviklingen i kapitalen. Et eksempel er udbredelsen af tillid til andre mennesker. Forskningsprogrammet European Values Study har med mellemrum stillet befolkningen i en række lande forskellige spørgsmål, herunder også om deres tillid til andre. I De Økonomiske Råds formandskab (2012) præsenteredes data for såvel Danmark som forskellige andre europæiske lande for andelen af personer, der generelt stoler på deres omgivelser. Andelen steg mærkbart i Danmark fra starten af 1980'erne til 2009, hvor den foreløbig sidste spørgerunde fra Danmark fandt sted. Næste opdatering af forskningsprogrammet vil blive påbegyndt i 2017.

III.6 Sammenfatning

Ægte opsparing mål for bæredygtig udvikling

Nulevende og kommende generationers velfærd afhænger af nationalformuen i bred forstand, inklusive menneskeskabte såvel som natur- og miljømæssige aktiver. For at leve op til målsætningen om en bæredygtig udvikling, må den samlede værdi af aktiverne ikke aftage. Et operationelt mål for ændringen i denne værdi er den ægte opsparing. Kriteriet for, om samfundsudviklingen er bæredygtig i svag forstand, er, at den ægte opsparing ikke må være negativ.

Afsnit præsenterer samlet opgørelse

I dette kapitel er den ægte opsparing opgjort med det formål at belyse, om Danmark de seneste 35 år samlet set har forøget eller formindsket grundlaget for samfundsvelfærden. I dette afsnit beskrives den samlede udvikling i bidragene fra en række centrale aktiver, præsenteret i kapitlets forudgående afsnit. Den her præsenterede opgørelse dækker en længere tidsperiode end tidligere danske opgørelser af den ægte opsparing. Det giver et forbedret grundlag for at vurdere, om der er en trend i forløbet i perioden 1980-2015, og om denne har bidraget til en mere eller mindre bæredygtig udvikling i perioden.

Vigtige aktiver ikke mulige at opgøre

Den samlede opgørelse omfatter flere aktiver end sammenlignelige opgørelser i den internationale litteratur. Det har alligevel ikke været muligt at inddrage alle aktiver, der potentielt påvirker samfundsvelfærden. Det gælder f.eks. biodiversitet og social kapital. Tabel III.2 giver et overblik over de medtagne aktiver samt en ikke-udtømmende liste over udeladte aktiver. Det er ikke muligt at afgøre, om den samlede påvirkning på den ægte opsparing fra ændringer i de udeladte aktiver har været positiv eller negativ.

Tabel III.2 Overblik over medtagne og udeladte aktiver

	Medtaget	Forventet fortegn
<i>Indgår i opgørelsen</i>		
Miljøgoder ^a	✓	
Naturressourcer ^b	✓	
Menneskeskabt kapital ^c	✓	
<i>Indgår ikke i opgørelsen</i>		
Biodiversitet		-
Sundhedskapital		+
Globalt spillover af viden		+
Social kapital		?
Rekreative værdier ekskl. skove		?
Forurening af jord og overfladevand		?

a) Klimakapital, luftforurening og forurening af grundvand.

b) Nordsøen, fisk og skov.

c) Fysisk, finansiel, videns- og humankapital.

Flere kilder til usikkerhed

Udover usikkerheden forbundet med de udeladte aktiver er opgørelsen af bidragene fra de medtagne aktiver også behæftet med usikkerhed, selv baseret på den nyeste viden og metoder til opgørelse. Det drejer sig især om usikkerhed om størrelsesordner, priser og underliggende antagelser. Denne usikkerhed er diskuteret i de pågældende underafsnit.

Samlet opgørelse viser bidrag til bæredygtighed

I det følgende omtales summen af de opgjorte bidrag som den samlede ægte opsparing, selvom der i virkeligheden er tale om en partiel opgørelse. På trods af, at det ikke er muligt at afgøre, om udviklingen har været bæredygtig på baggrund af den præsenterede opgørelse, kan det konstateres, om de opgjorte bidrag har gjort udviklingen mere eller mindre bæredygtig i perioden.

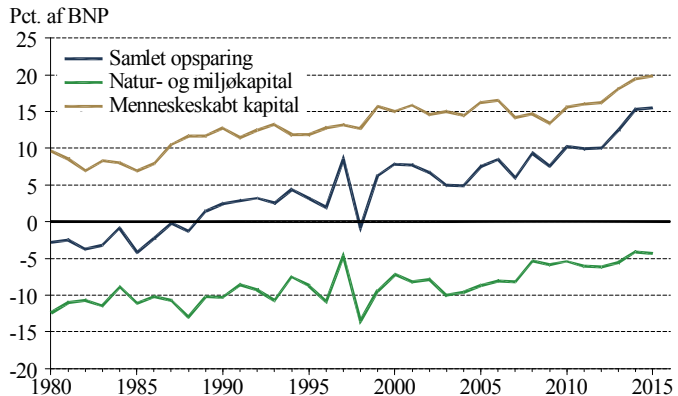
Resultater

Samlet opsparing på 4½ pct. af BNP

Den samlede ægte opsparing opgjort som summen af enkeltbidragene fra de forskellige aktiver udgjorde i gennemsnit 4½ pct. af BNP pr. år i perioden 1980-2015., jf. figur

III.26. Opsparingen var negativ i starten af perioden, men har siden ca. 1990 været positiv og voksende. Den foretagne opgørelse tyder således på, at forløbet har udviklet sig i en mere bæredygtig retning i løbet af den betragtede periode.

Figur III.26 Ægte opsparing



Anm.: Aktiverne, der indgår i “Menneskeskabt kapital”, fremgår af tabel III.2. “Natur- og miljøkapital” omfatter kategorierne *Miljøgoder* og *Naturressourcer* i samme tabel. Udsvinget i natur- og miljøkapital i 1997-98 skyldes ændringer i klimakapitalen og fiskebestandene, der ikke skal tillægges for meget vægt.

Kilde: Egne beregninger.

Både miljø- og menneskeskabt kapital bidrager til positiv trend

Den samlede opsparing kan dekomponeres i bidrag fra henholdsvis natur- og miljøkapital samt menneskeskabt kapital. Natur- og miljøkapital omfatter klimakapital, luft- og grundvandsforurening, ressourcerne i Nordsøen, fisk- og skovbestande. Bidraget herfra til den ægte opsparing har været negativt i hele perioden. De menneskeskabte kapitaltyper omfatter det fysiske kapitalapparat, finansiel opsparing, videnskapital samt humankapital. Bidraget herfra har været positivt i hele perioden. Den positive trend i den samlede opsparing afspejler en stigende opsparing i både natur- og miljøkapital såvel som menneskeskabt kapital. Flere detaljer fremgår af tabel III.3, som viser den gennemsnitlige opsparing for de forskellige aktiver i hele og dele af perioden 1980-2015.

Tabel III.3 Ændringer i ægte opsparing over perioden 1980-2015

	1980-89	1990-99	2000-09	2010-15	1980-2015
	----- Pct. af BNP -----				
Klima	-4,6	-3,0	-2,4	-2,5	-3,2
Luft	-6,1	-4,0	-2,8	-2,3	-4,0
Grundvand ^a		0,0	-0,1	0,0	-0,0
Nordsø	-0,3	-2,0	-2,9	-1,1	-1,6
Fisk ^a		-0,4	0,2	0,6	0,1
Skov	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Fysisk	1,7	2,0	3,7	1,5	2,3
Finansiel	-2,2	2,2	3,3	7,5	2,2
Viden	0,0	0,6	0,6	0,5	0,4
Human	9,4	8,0	7,5	8,1	8,3
I alt	-2,0	3,4	7,1	12,3	4,5

a) Grundet datamangel har det ikke været muligt at opgøre bidraget fra grundvand og fisk i perioden 1980-1990.

Anm.: På grund af afrunding summerer tallene ikke altid. I den præsenterede opgørelse indgår ikke bidrag fra biodiversitet, sundhedskapital og social kapital. Der er flere aktiver, der potentielt kan påvirke den ægte opsparing, som det ikke har været muligt at inddrage, så som forurening af overfladevand, rekreative værdier af andre områder end skov, jordforurening mv.

Kilde: Egne beregninger.

Det største bidrag kommer fra humankapital

De mest betydningsfulde bidrag i perioden kommer fra humankapital, luftforurening, klimakapital samt fysisk og finansiel kapital og Nordsø-ressourcerne, jf. sidste søjle i tabel III.3. Humankapitalen stod for det største enkeltbidrag, hvilket afspejler betydningen af uddannelse for nuværende såvel som fremtidig velfærd. Det er værd at bemærke, at hverken humankapital eller de tre nævnte typer af miljø- og naturkapital indgår i det traditionelle nationalregnskab. Det illustrerer behovet for den ægte opsparing som et alternativt mål for den nationale opsparing. Tabellen viser også, at betydningen af skov, fisk og grundvand for den samlede ægte opsparing er relativt lille.

Politikændringer har bidraget til øget opsparing

Tabellens øvrige søjler viser, at den overordnede vækst i den ægte opsparing især er drevet af en stigning i den finansielle kapital og en reduktion i det negative bidrag fra luft-

forurening. Det er værd at bemærke, at politikændringer i begge tilfælde har haft stor betydning. Den stigende finansielle opsparing skal ses på baggrund af den delvise udfasning af rentefradrag samt indføring af obligatorisk pensionsopsparing. Reduktionen i luftforurening kan primært tilskrives ratificeringen af en række europæiske konventioner på området, hvoraf den første, Geneveprotokollen, trådte i kraft i 1983.

Potentielt vigtige aktiver ikke med i opgørelsen

Udeladelsen af potentielt betydningsfulde aktiver fra opgørelsen kan påvirke størrelsen såvel som fortegnet af den ægte opsparing. For nogle af disse aktiver er fortegnet på bidraget ukendt. Det gælder f.eks. social kapital og forurening af jord. For andre aktiver er det mere oplagt, om bidraget i perioden har været positivt eller negativt. For eksempel er der meget der tyder på, at der har været en negativ udvikling i biodiversitet i perioden. Det modsatte er tilfældet for befolkningens sundhedskapital, hvor der er meget, der taler for et (betydeligt) positivt bidrag i perioden.

Stor gevinst af forlænget levealder udeladt

At befolkningen lever længere, må forventes at forøge samfundsvelfærdens betydeligt. Stigningen i den forventede levealder i perioden 1980-2015 er derfor sandsynligvis det største udeladte bidrag fra opgørelsen af den ægte opsparing. En del af stigningen i levealderen skyldes reduktionen i luftforurening. Mens bidraget fra luftforurening opgør det stadig mindskende tab forbundet hermed, er gevinsten i form af forlænget levetid ikke med i den samlede opgørelse. Illustrative beregninger tyder på, at bidraget fra ændringer i befolkningens forventede levealder er i størrelsesordenen 17-31 pct. af BNP.

Diskussion

Opgørelse bygger på svag bæredygtighed

Opgørelsen af den ægte opsparing bygger på en antagelse om, at bidraget fra de enkelte aktiver kan aggregeres til en samlet sum. Denne antagelse forudsætter fuld substituerbarhed mellem forskellige typer af aktiver. Givet at alle aktiver, der har betydning for samfundsvelfærdens, er medtaget i opgørelsen, er en ikke-negativ ægte opsparing i tråd med princippet om svag bæredygtighed, jf. afsnit III.2. Svag bæredygtighed forudsætter, at beholdningen af nogle aktiver

kan falde (f.eks. olie og gas), såfremt velfærdsforringelsen heraf opvejes af en stigning i andre aktiver (f.eks. human-kapital).

Faste priser ikke optimalt...

Der er imidlertid en række problemer forbundet med at trække slutningen fra ikke-negativ ægte opsparing til svag bæredygtighed. Det største problem er, at det i praksis ikke er muligt at opgøre bidraget fra alle betydningsfulde aktiver. Et andet centralt problem vedrører brugen af faste priser og antagelsen om fuld substituerbarhed mellem de forskellige aktiver. Det skyldes, at den marginale pris på et aktiv kan tænkes at stige, efterhånden som aktivet bliver mere knapt, hvorfor der skal mere til af andre aktiver for at holde den ægte opsparing uændret.⁴⁸ Det er imidlertid ikke praktisk muligt at tage højde for alle relative prisændringer i opgørelsen af den ægte opsparing. Af denne grund benyttes faste priser i opgørelsen. Dette medfører, at de absolutte og relative bidrag fra de forskellige aktiver til den ægte opsparing kan være misvisende.

... især ikke for olie og gas samt klimakapital

Problemstillingen med faste priser er især relevant for bidraget fra Nordsøen og klimakapitalen. For Nordsøressourcerne gælder, at der i perioden 1985-2015 har været store udsving i olieprisen. Afhængigt af, hvilket år der er basisår for analysen, kan bidraget herfra til den ægte opsparing variere meget. For klimakapitalens vedkommende har der de seneste år været en tendens til, at prisen på at udlede et ekstra ton CO₂ (SCC, *the social cost of carbon*), er steget. Denne prisstigning vil reelt påvirke opsparingen i negativ retning, men indgår ikke i opgørelsen, når der benyttes faste priser. For klimakapitalen gælder også, at den potentielt kan nærme sig en kritisk grænse. En opgørelse i faste priser afspejler ikke, at SCC vil stige kraftigt og måske blive uendelig høj i nærheden af en sådan grænse.

48) De marginale priser er relevante i prissætning af små ændringer i aktiverne fra år til år. Marginale priser kan ikke benyttes til at opgøre værdien af større ændringer i fremtiden, som f.eks. overskridelsen af en kritisk grænse i udledningen af CO₂.

Seksdobles SCC, vil den ægte opsparing i 2010-15 blive negativ

For at undersøge den ægte opsparings følsomhed overfor betydningen af klimaproblemet kan man beregne, ved hvilken værdisætning af den faldende klimakapital den ægte opsparing i perioden 2010-15 vil blive negativ. Det vil ske, hvis man seksdobler den anvendte pris, dvs. regner med en SCC på godt 2.300 kr. (eller USD 412). Selvom der findes scenarier i litteraturen og i den tidligere omtalte oversigt af Tol (2013), der resulterer i en tilsvarende høj eller endnu højere SCC, må de betegnes som ret ekstreme i forhold til de fleste vurderinger.

Effekt af befolkningsvækst ikke entydig

Opgørelsen af den ægte opsparing viser, at Danmark de seneste 35 år for de medtagne aktiver har forøget de samlede forbrugsmuligheder i bred forstand, herunder både menneskeskabte og naturlige goder og tjenester. I samme periode har der imidlertid været en betydelig befolkningsvækst. Det er derfor ikke oplagt, hvordan forbrugsmulighederne pr. person har udviklet sig i perioden.

Sammenligning med tidligere opgørelser

Udvidelse og opdatering af tidligere analyse

Det er ikke første gang, at Formandskabet for Det Miljøøkonomiske Råd opgør den ægte opsparing. Denne opgørelse kan således ses som en udvidelse og opdatering af De Økonomiske Råds formandskab (2012), som opgjorde den ægte opsparing for perioden 1990-2009. Herværende analyse er en udvidelse i den forstand, at den strækker sig over en længere årrække, og en opdatering i den forstand, at både datagrundlag og beregningsmetoder for en række aktiver er revideret i tråd med den nyeste viden på området. I tabel III.4 sammenlignes resultaterne af de to opgørelser for perioden 1990-2009.

Tabel III.4 Sammenligning med tidligere analyse for perioden 1990-2009

	De Økonomiske Råds formandskab 2012	De Økonomiske Råds formandskab 2017	Forskel ^{a)}
	Pct. af BNP		
Klima	-5,8	-2,7	3,1
Luft	-1,5	-3,4	-1,9
Grundvand	0,0	-0,1	0,0
Nordsø	-1,8	-2,5	-0,6
Fisk	0,0	-0,1	-0,1
Skov	0,0	0,0	0,0
Fysisk	3,3	2,8	-0,5
Finansiel	2,1	2,8	0,7
Viden	0,8	0,6	-0,2
Human	10,3	7,7	-2,6
I alt	7,4	5,3	-2,1

a) Søjlen angiver ændring i opsparing fra De Økonomiske Råds formandskab (2012) til De Økonomiske Råds formandskab (2017) i perioden 1990-2009.

Kilde: Egne beregninger.

Lavere opsparing end tidligere skyldes luft og humankapital

Det fremgår af tabellen, at den gennemsnitlige ægte opsparing opgjort i 2012 var godt 2 pct.point højere end den opsparing, der er beregnet i dette kapitel. Forskellen fra opgørelsen i 2012 skyldes især et større negativt bidrag fra luftforurening og et lavere bidrag fra humankapital. Det større negative bidrag fra luftforurening grunder i både en ændring af metode og i, at der er benyttet et højere nøgletal i beregningen af helbredsomkostningerne ved luftforurening. Forskellen i bidraget fra humankapital skyldes ændringer i beregningens antagelser, jf. afsnit III.5.

Halveret klimabidrag på trods af højere SCC

Det negative bidrag fra klimakapitalen er mere end halveret i forhold til opgørelsen fra 2012. Ændringen sker på trods af, at der er benyttet en SCC, der er mere end 50 pct. højere i herværende beregning. Det skyldes dels, at der nu er taget højde for nedslidningen af drivhusgasser i atmosfæren, dels en ændring i antagelsen om, hvordan omkostningerne ved klimaforandringer fordeles mellem verdens lande.

Verdensbanken benytter lavere tal for de negative bidrag

Verdensbanken opgør også den ægte opsparing for Danmark, jf. Verdensbanken (2016). De finder, at den gennemsnitlige opsparing i perioden 1990-2013 var 13,5 pct. af BNP. For den samme periode er opsparingen opgjort til 6,1 pct. i den præsenterede analyse. At Verdensbanken finder en opsparing, der er godt dobbelt så stor, skyldes især, at de anvender lavere nøgletal for helbredsomkostninger i forbindelse med luftforurening samt en meget lav værdi for SCC. Derudover opgøres bidraget fra klimakapitalen på baggrund af det enkelte lands udledninger, ikke de samlede globale koncentrationer, som i denne opgørelse. I den herværende beregning stod luftforurening og klimakapital tilsammen for et bidrag på ca. -6 pct. af BNP i perioden 1990-2013.⁴⁹

Opdateret vidensgrundlag afgørende

Behov for mere viden om især biodiversitet og klima

Den præsenterede opgørelse af den ægte opsparing indikerer, at det samlede forbrug af forskellige aktiver i perioden 1980-2015 er blevet mere bæredygtigt i løbet af perioden. Det er imidlertid ikke muligt at afgøre, om Danmarks udvikling samlet set har været bæredygtig. Det skyldes både mangel på viden om den konkrete udvikling i flere af aktiverne (især biodiversitet) såvel som usikkerhed om prisen på en række aktiver (især klimakapital). Dette taler for, at et bedre vidensgrundlag både nationalt og internationalt vil bidrage til at reducere usikkerheden omkring, hvorvidt Danmark lever op til målet om bæredygtig udvikling.

Priser bør afspejle nyeste viden

I opgørelsen af den ægte opsparing er det vigtigt, at priserne på de forskellige aktiver er så retvisende som muligt, givet de usikkerheder, der er forbundet hermed. I denne opgørelse benyttes derfor en værdi af statistisk liv (VSL), der er i tråd med nyeste viden på området. Rigtig prissætning er nødvendig for at sikre, at både det absolutte og relative bidrag fra hvert aktiv opgøres korrekt. Anvendelsen af nøgletal som VSL strækker sig imidlertid udover opgørelsen af den ægte opsparing til bredere samfundsøkonomiske analyser, ikke mindst i offentlige institutioner. På grund af nøglettalenes betydning er det vigtigt, at samfundsøkonomiske ana-

49) Derudover medregner Verdensbanken ikke værdien af fiskebestande, grundvandsforurening samt rekreative værdier af skove.

lyser er baseret på den nyeste viden om f.eks. helbredsomkostninger ved luftforurening, nationalt såvel som internationalt. Dette vil understøtte de prioriteringer og beslutninger, der fra en samfundsøkonomisk vinkel er mest hensigtsmæssige.

Højere pris på udledning af CO₂

Den vurderede skadesvirkning af udledning af et ton CO₂ i atmosfæren, SCC, er et tilsvarende vigtigt nøgletal. I denne opgørelse er benyttet en højere SCC end i den tidligere analyse af den ægte opsparing. Forskellen afspejler nyere vurderinger af omkostningerne ved drivhuseffekten. I internationale undersøgelser af den ægte opsparing fra eksempelvis Verdensbanken anvendes betydeligt ældre og lavere priser, hvilket bidrager til at undervurdere klimaproblemets konsekvenser. I de danske diskussioner af klimaproblemets betydning er det vigtigt at være opmærksom på at anvende opdaterede SCC-priser.

Beskatning i Nordsøen

Nordsøskattens to problemer: For lav og ikke neutral

Der er i øjeblikket fornyet opmærksomhed om skatteforholdene i Nordsøen. Nogle har fremført, at en lempelse af skatteforholdene i form af eksempelvis et højere skattefradrag for investeringer vil føre til et forøget økonomisk engagement i Nordsøen. Overordnet er beskatningen i Nordsøen karakteriseret af to problemer. Dels er der argumenter for, at den samlede beskatning er for lav, og dels afviger den fra principperne om en neutral beskatning af ressourcerenten, der sikrer den mest hensigtsmæssige udvinding.

Ressourcerenten bør tilfalde staten

Det er den danske stat, og dermed hele den danske befolkning, der har ejendomsretten til værdierne i undergrunden, mens de private virksomheders opgave er at lokalisere ressourcerne og hente dem op til videresalg. Et naturligt udgangspunkt for en fordeling er derfor, at den del af ressourcens værdi, der er tilbage, når udvindingsselskaberne har fået en rimelig forrentning af deres investeringer, bør tilfalde staten. Det svarer til, at den egentlige ressourcerente bør tilfalde staten. Man kan sammenligne forholdet med andre områder, hvor staten køber tjenesteydelser fra private. Staten har også her en forpligtelse til at sikre, at den ikke betaler unødigt mange penge for de givne ydelser.

Beskatning bør ikke være lavere end i Norge

I praksis vil det næppe være hensigtsmæssigt at beskatte ressourcerenten med en sats på 100 pct., da det bl.a. vil fjerne virksomhedernes incitament til effektiv drift. Der lader dog til at være et betydeligt spillerum for højere beskatning i forhold til det nuværende niveau uden at ramme en urealistisk høj skattesats. Kulbrinteskatteudvalget (2001) regnede således i sin tid med en effektiv skat på ressourcerenten på 84 pct., hvilket også svarer til det nuværende beskatningsniveau i Norge. Den tilsvarende skattesats i Danmark er betydeligt lavere, idet den ligger på ca. 71 pct.

Uhensigtsmæssige afvigelser fra neutral skat

Samtidig afviger de danske skatteregler fra en neutral skat på flere måder. Der gives ikke noget skattefradrag fra forrentningen af egenkapital, men til gengæld et ekstra investeringsfradrag på 5 pct. i seks år. Samtidig kan underskud ikke fremføres med renter og ikke udbetales i forbindelse med ophør af aktiviteter. Disse afvigelser kan i sig selv både tilskynde til for høj og for lav udvindingsaktivitet.

Uhensigtsmæssigt at tilskynde til urentabelt stor udvinding

Eventuelle ændringer i beskatningen bør derfor kun overvejes, hvis de bringer beskatningen tættere på et neutralt system. Samtidig er der meget, som tyder på, at den effektive beskatning af ressourcerenten bør være højere. En samlet aftale, der sikrer begge dele, vil derfor være et fremskridt. Derimod bør man ikke generelt give udvindingsvirksomhederne mere favorable vilkår, selvom dette kunne medføre større aktivitet i Nordsøen. Det er ikke noget mål i sig selv at opretholde den størst mulige indtjening i Nordsøen. Tværtimod vil det reducere samfundets samlede velstand, hvis man via subsidier forsøger at stimulere udvindingsaktiviteter i Nordsøen, der ikke er rentable i sig selv.

Litteratur

Agger, P., mfl. (2012): Danmarks natur frem mod 2020 – om at stoppe tabet af biologisk mangfoldighed. Det Grønne Kontaktudvalg.

Arrow, K.J., P. Dasgupta, H.L. Goulder, K.J. Mumford og K. Oleson (2012): Sustainability and the measurement of wealth. *Environment and Development Economics*, 17(3), s. 317-353.

Atkinson, G., Bateman, I., og Mourato, S. (2012): Recent advances in the valuation of ecosystem services and biodiversity. *Oxford Review of Economic Policy*, 28(1), s. 22-47.

Axelsen, J., A. Enkegaard, B. Strandberg, P. Kryger og P.B. Sørensen (2011): Bestøvningsforhold og -behov i dyrkede afgrøder. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Barro, R. (2015): Environmental Protection, Rare Disasters and Discount Rates. *Economica*, Volume 82, Issue 325, s. 1-23.

Bateman, I. J. mfl. (2014): Economic analysis for the UK national ecosystem assessment: synthesis and scenario valuation of changes in ecosystem services. *Environmental and Resource Economics*, 57(2), 273-297.

Bhuller, M., Mogstad, M., & Salvanes, K. G. (2014): Life cycle earnings, education premiums and internal rates of return (No. w20250). National Bureau of Economic Research.

Bjørner, T.B., C.S. Russell, A. Dubgaard og L.M. Andersen (2000): *Public and private preferences for environmental quality in Denmark*. AKF-Forlaget.

Bockstael, N.E., A.M. Freeman III, R.J. Kopp, P.R. Portney og K. Smith (2000): On Measuring Economic Values for

Nature. *Environment Science & Technology*, 34, s. 1384-1389.

Bottazzi, L. og G. Peri (2007): The international dynamics of R&D and innovation in the long run and in the short run. *The Economic Journal*, 117 (518), s. 486-511.

Brandt, J., S.S. Jensen, M. Andersen, M. Plejdrup og O.-K. Nielsen (2016a): *Helbredseffekter og helbredsomkostninger fra emissionssektorer i Danmark*. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 182. Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab.

Brandt, J., M.S. Andersen, J.H. Bønløkke, J.H. Christensen, T. Ellermann, K.M. Hansen, O. Hertel, U. Im, A. Jensen, S.S. Jensen, M. Ketzel, O.-K. Nielsen, M.S. Plejdrup, T. Sigsgaard og C. Geels (2016b): Helbredseffekter og eksterne omkostninger fra luftforurening i Danmark over 37 år (1979-2015). *Miljø og sundhed*, 22(1), s. 25-33.

Campbell, D., Vedel, S.E., Thorsen, B.J. og Jacobsen, J.B. (2014): Heterogeneity in the WTP for recreational access – distributional aspects. *Journal of Environmental Planning and Management*, 57, s. 1200-1219.

Catalogue of Life (2016): www.catalogueoflife.org

Christensen, J.J. og N. Westergård-Nielsen (2001): Afkast til human kapital i Danmark, 1981-1995. *Nationaløkonomisk Tidsskrift*, 139(2), s. 117-130.

Ciscar, J., A. Iglesias, L. Feyen, L. Szabó, D. Van Rege-morter, B. Amelung, R. Nicholls, P. Watkiss, O. B. Christensen, R. Dankers, L. Garrote, C. M. Goodess, A. Hunt, A. Moreno, J. Richards, A. Soria og H.-J. Schellnhuber (2011): Physical and economic consequences of climate change in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(7), s. 2678-2683.

Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B. og Raskin, R. G. (1997): The value of the

world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, s. 253-260.

Daniel, K.D., R. B. Litterman og G. Wagner (2016): Applying Asset Pricing Theory to Calibrate the Price of Climate Risk. National Bureau of Economic Research Working Paper no. 22795.

Davidson, M. D. (2013): On the relation between ecosystem services, intrinsic value, existence value and economic valuation. *Ecological Economics*, 95, s. 171-177.

Danmarks Statistik (2010): Miljøøkonomisk regnskab for Danmark 2008. *Statistiske Efterretninger, Miljø og Energi*, 2010:1. København.

Danmarks Statistik (2011): Regnskabsstatistik for fiskeri 2011.

Danmarks Statistik (2014): Nationalregnskab og offentlige finanser ESA 2010 – Hovedrevision 2014.

Dasgupta, P. (2008): *Social Capital*. The New Palgrave Dictionary of Economics, Second Edition.

Det Europæiske Miljøagentur (2017): Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2016. An indicator-based report. *EEA Report No 1/2017*.

Det Økonomiske Råds formandskab (1998): *Dansk Økonomi, efterår 1998*.

Det Økonomiske Råds formandskab (1999): *Dansk Økonomi, efterår 1999*.

Det Økonomiske Råds formandskab (2001a): *Dansk Økonomi, forår 2001*.

Det Økonomiske Råds formandskab (2001b): *Dansk Økonomi, efterår 2001*.

Det Økonomiske Råds formandskab (2003): *Dansk Økonomi, efterår 2003*.

De Økonomiske Råds formandskab (2008): *Dansk Økonomi, efterår 2008*.

De Økonomiske Råds formandskab (2012): *Økonomi og miljø, 2012*.

De Økonomiske Råds formandskab (2013): *Dansk Økonomi, forår 2013*.

De Økonomiske Råds formandskab (2014): *Økonomi og miljø, 2014*.

De Økonomiske Råds formandskab (2015): *Økonomi og miljø, 2015*.

De Økonomiske Råds formandskab (2016): *Økonomi og miljø, 2016*.

De Økonomiske Råds sekretariat (2015): *Analyse af omkostninger ved tiltag til beskyttelse af grund- og drikkevand i forskellige områder i Danmark*. Baggrundsnotat til De Økonomiske Råds formandskab (2015).

DREAM (2016): *DSTs og DREAMs samordnede befolkningsfremskrivning af maj 2016*. (revision 1a, 11. august 2016).

Dubgaard, A. (1998): *Economic valuation of recreational benefits from Danish forests*. I Dabbert, S., A. Dubgaard, L. Slangen og M. Whitby (red.): *The Economics of Landscape and Wildlife Conservation*. CAB International.

Dubgaard, A. (2000): *Willingness to pay for recreational use for a new urban forest – the West Forest survey*. AKF-Forlaget. Refereret til i Det Økonomiske Råds formandskab (2000): *Dansk økonomi, Efterår 2000*.

Ejrnæs, R., mfl. (2011): Danmarks biodiversitet 2010 – status, udvikling og trusler. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 815.

EU-Kommissionen, www.ec.europa.eu/fisheries

EU-Kommissionen (2013): *The Economic Benefits of the Natura 2000 Network*. Publication Office of the European Union, Luxemburg.

Eurostat (2003): Subsoil asset accounts for oil and gas – Guidelines for the set of standard tables. Luxemburg.

Fankhauser, S.(1994): The social costs of greenhouse gas emissions: an expected value approach. *The Energy Journal*, 157-184.

Fenger, M., Nyegaard, T., og Jørgensen, M. F. (2016): Overvågning af de almindelige fuglearter i Danmark 1975-2015. Årsrapport for Punkttællingsprogrammet. Dansk Ornitologisk Forening.

Ferreira, S., & Moro, M. (2011): Constructing genuine savings indicators for Ireland, 1995–2005. *Journal of environmental management*, 92(3), 542-553.

Frost, H. S. og Ståhl, L. (2016): Beskrivelse af strukturen i dansk fiskeri 2012-14 med henblik på en økonomisk vurdering af landingsforpligtelsen. Institut for Fødevarer- og Resourceøkonomi, Københavns Universitet. (IFRO Dokumentation; Nr. 2016/4).

Global Biodiversity Outlook (2014): A mid-term assessment of progress towards the implementation of the Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020. Montreal.

Gravgård, O. (2013): Grønne nationalregnskaber og det grønne BNP – metoder og muligheder. Udgivet af Danmarks Statistik.

Greasley, D., Hanley, N., Kunnas, J., McLaughlin, E., Oxley, L., & Warde, P. (2014). Testing genuine savings as a forward-looking indicator of future well-being over the

(very) long-run. *Journal of Environmental Economics and Management*, 67(2), 171-188.

Hall, B.H., J. Mairesse og P. Mohnen (2010): Measuring the Returns to R&D. UNU-MERIT Working Paper Series 006, United Nations University.

Hamilton, K. (1994): Green adjustments to GDP. *Resource Policy*, 20, s. 155-168.

Hanley, N., L. Dupuy og E. McLaughlin (2015): Genuine savings and sustainability. *Journal of Economic Surveys*. 29(4), s. 779-806.

Hansen, A. C. (1995): Bæredygtig opsparing og dansk økonomi. I: Lübcke, P., red.: *Miljøet, markedet og velfærdsstaten*. Fremad/AIF, København.

Hasler, B., C.K. Damgaard, E.H. Erichsen, J.J. Jørgensen og H.E. Kristoffersen (2002): *De rekreative værdier af skov, sø og naturgenopretning – værdisætning af naturgoder med husprismetoden*. AKF-Forlaget.

Hasler, B., T. Lundhede, L. Martinsen, S. Neye og J.S. Schou (2005): Værdisætning af beskyttelse og rensning af grundvand. Miljøstyrelsen, Miljøprojekt 1030 2005.

Havranek, T., Z. Irsova, K. Janda og D. Zilberman (2015): Selective reporting and the social cost of carbon. *Energy Economics* (51), s. 394-406.

Henriksen, H.J. og A. Sonnenborg (2003): *Ferskvandets Kredsløb*. GEUS.

ICES Stock Assessment Graphs, www.ices.dk.

Institut for fødevarer- og ressourceøkonomi (IFRO) (2011): *Fiskeriets Økonomi 2011*. København.

Interagency Working Group on Social Cost of Greenhouse Gases, United States Government (2016): *Technical Support Document: Technical Update of the Social Cost of*

Carbon for Regulatory Impact Analysis Under Executive Order 12866.

Jacobsen, J.B., Boiesen, J.H., Thorsen, B.J., og Strange, N., (2008): What's in a name? The use of quantitative measures versus 'Iconised' species when valuing biodiversity. *Environmental and Resource Economics*, 39(3), s. 247-263.

Jensen, P.N. mfl. (2016): Vandmiljø og Natur 2015. NO-VANA. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 211.

Kulbrinteskatteudvalget (2001): Rapport fra Kulbrinteskatteudvalget, oktober 2001.

Landbrugs- og Fiskeristyrelsen, www.lfst.dk.

Lindmark, M., & Acar, S. (2013). Sustainability in the making? A historical estimate of Swedish sustainable and unsustainable development 1850–2000. *Ecological Economics*, 86, 176-187.

Lundhede, T.H., J.B. Jacobsen og B.J. Thorsen (2015): A hedonic analysis of the complex hunting experience. *Journal of Forest Economics*. 21(2), s. 51-66.

Mace, G. M., mfl. (2014): Approaches to defining a planetary boundary for biodiversity. *Global Environmental Change*, 28, 289-297.

Meltofte, H. (red.) (2010): Danmarks natur 2010 – om tabet af biologisk mangfoldighed. – Det Grønne Kontaktudvalg.

Miljø- og Energiministeriet (1995): *Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen*. Miljøstyrelsen.

Miljø- og Fødevarerministeriet (2016a): Styrelsen for Vand og Naturforvaltning, Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn.

Miljø- og Fødevarerministeriet (2016b): Styrelsen for Vand og Naturforvaltning, Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Sjælland.

Miljø- og Fødevarerministeriet (2016c): Styrelsen for Vand og Naturforvaltning, Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Bornholm.

Miljø- og Fødevarerministeriet (2016d): Styrelsen for Vand og Naturforvaltning, Vandområdeplan 2015-2021 for Internationalt Vandområdedistrikt.

Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and Human Wellbeing: Synthesis*. Island Press, Washington.

Mora, C., Tittensor, D. P., Adl, S., Simpson, A. G., og Worm, B. (2011): How many species are there on Earth and in the ocean? *PLoS Biology*, 9(8), e1001127.

Mota, P. M., T Domingos og V. Martins (2010): Analysis of genuine saving and potential green net national income: Portugal, 1990-2005. *Ecological Economics*, 69, s. 1934-1942.

Nielsen, O.K. mfl. (2015): *Denmark's National Inventory Report 2015. Emission Inventories 1990-2013 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol*. Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University.

Nordhaus, W. (2014): Estimates of the Social Cost of Carbon: Concepts and Results from the DICE-2013R Model and Alternative Approaches. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, 1(1/2) (Spring/Summer 2014), s. 273-312.

Nordhaus, W. (2016): Projections and Uncertainties about Climate Change in an Era of Minimal Climate Policies. NBER WP 22933.

Nord-Larsen, T. mfl.(2016): *Bevarelsen af biodiversiteten i de danske skove. En analyse af den nødvendige indsats, og*

hvad den betyder for skovens andre samfundsgoder. Center for Makroøkologi, Københavns Universitet.

Normander, B., Levin, G., Auvinen, A. P., Bratli, H., Stabbetorp, O., Hedblom, M., Glinskär, A. og Gudmundsson, G. A. (2009): *State of biodiversity in the Nordic countries. TemaNord 2009*, Nordic Council of Ministers, København.

Nygaard, B., Damgaard, C., Nielsen, K.E., Bladt J. og Ejrnæs, R. (2017): *Terrestriske naturtyper 2004-2015*. NO-VANA. Netpublikation fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

OECD (2009): *Measuring Capital*. OECD Manual. Second Edition.

Olesen, J. E., B. H. Jacobsen, K. Thorup-Kristensen, N. Andersson, P. Kudsk, L. N. Jørgensen, L. M. Hansen, B. L. Nielsen og B. Boelt (2006): *Tilpasning til klimaændringer i landbrug og havebrug*. Rapport, Danmarks Jordbrugs-Forskning.

Oljeskattekontoret (2016): *Petroleumssektoren og petroleumsskatten i tall og trender*.

Pearce, D.W. og Atkinson, G. (1993): Capital theory and the measurement of sustainable development: an indicator of weak sustainability. *Ecological Economics*, 8, s. 103-108.

Pearce, D., Atkinson, G., og Mourato, S. (2006): *Cost-benefit analysis and the environment: recent developments*. Organisation for Economic Co-operation and development.

Pearce, D. (1998): Auditing the Earth (The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital, reviewed by David Pearce). *Environment*. 40(2), s. 23-28.

Petersen, A.H., T.H. Lundhede, H.H. Bruun, J. Heilmann-Clausen, B.J. Thorsen, N. Strange og C. Rahbek (2016): *Bevarelse af biodiversiteten i de danske skove. En analyse af den nødvendige indsats, og hvad den betyder for skovens andre samfundsgoder*. Center for Makroøkologi, Københavns Universitet.

Pezzey, J. C., Hanley, N., Turner, K., & Tinch, D. (2006): Comparing augmented sustainability measures for Scotland: Is there a mismatch?. *Ecological Economics*, 57(1), 60-74.

Pindyck, R.S. (2016): The Social Cost of Carbon Revisited. NBER WP 22807.

Randall, A. (2008): Is Australia on a sustainability path? Interpreting the clues. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 52, s. 77-92.

Redford, K. H., og Adams, W. M. (2009): Payment for ecosystem services and the challenge of saving nature. *Conservation biology*, 23(4), s. 785-787.

Regeringen (2014): Et bæredygtigt Danmark – Udvikling i balance.

Robinson, M. M., og Zhang, X. (2011): The World Medicines Situation 2011 – Traditional medicines: Global situation, issues and challenges. World Health Organization, Geneva.

Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P. og Foley, J.A. (2009): A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), 472-475.

Rystad Energy (2016): Verdivurdering av Statens Direkte Økonomiske Engasjement (SDØE), 2016. Offentlig rapport, 9. juni 2016.

Skatteministeriet (2013): *Serviceeftersynet af vilkårene for kulbrinteindvinding*.

Skov, F. mfl. (2017): Naturkapitalindeks for danske kommuner. Metodebeskrivelse og guide. Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 92.

Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., og Folke, C. (2015): Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223), 1259855.

Stiglitz, J., Sen, A. og Fitoussi, J. (2009): *Report by the commission on the measurement of economic performance and social progress*. www.stiglitz-sen-fitoussi.fr.

TEEB (2010) Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB.

Termansen, M., McClean, C.J. og Jensen, F.S. (2013): Modelling and mapping spatial heterogeneity in forest recreation services. *Ecological Economics*. 92, s. 48-57.

Termansen, M., Levin, G., Hasler, B., Jacobsen, J., Lundhede, T., og Thorsen, B. J. (2015): Status for kortlægning af økosystemer, økosystemtjenester og deres værdier i Danmark. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 147.

Thorling, L. mfl. (2007): *Grundvand: Status og udvikling 1989 – 2006*, GEUS.

Thorling, L. mfl. (2008): *Grundvand: Status og udvikling 1989 – 2007*, GEUS.

Thorling, L. mfl. (2015): *Grundvand: Status og udvikling 1989 – 2014*, GEUS.

Thorling, L. mfl. (2016): *Grundvand: Status og udvikling 1989 – 2015*, GEUS.

Tol, R.S.J. (2013): Targets for global climate policy: An overview. *Journal of Economic Dynamics & Control* (37), s. 911-928.

Tucker, G. M., I. Dickie, D. McNeil, M. Rayment, P. ten Brink og E. Underwood (2016): Supporting the Elaboration of the Impact Assessment for a Future EU Initiative on No Net Loss of Biodiversity and Ecosystem Services. Report to

the European Commission. Institute for European Environmental Policy, London.

UK NEA (2011): The UK National Ecosystem Assessment Technical Report. UNEP-WCMC, Cambridge.

Verdensbanken (2011): The changing wealth of nations. Measuring sustainable development in the new millennium.

Verdensbanken (2016): *Little Green Data Book 16*, World Bank Group. Washington.

Verdensbanken (2017): Calculating Adjusted Net Savings. https://siteresources.worldbank.org/ENVIRONMENT/Resources/Calculating_Adjusted_Net_Saving.pdf

Wind, P., og Ejrnæs, R. (2014): *Danmarks truede arter*. Aarhus Universitetsforlag.

World Commission on Environment and Development (1987): *Our common future*.

WWF (2016): Living Planet Report 2016 - Risk and resilience in a new era. WWF International, Gland, Schweiz.

Zandersen, M., M. Termansen og F.S. Jensen (2007): Evaluating approaches to predict recreation values of new forest sites. *Journal of Forest Economics*, 13(2), s. 103-128.