

Dansk Økonomi efterår 2004

KAPITEL III

VAND OG NATUR

III.1 Indledning

En livsvigtig ressource

Tilstedeværelsen af vand er af altafgørende betydning for livet på jorden. Hvis der ikke var vand, ville der ikke være liv. Danskerne bekymrer sig generelt meget om vandet. 56 pct. af danskerne er "meget bekymrede" for grundvandet, jf. The European Opinion Research Group (2002). Således topper grundvandet en liste over miljøproblemer, der vækker bekymring. Også miljøproblemer i relation til drikkevandet vækker bekymring, og ca. 40 pct. bekymrer sig meget for truede dyrearter samt forurening af vandløb og havet, mens ca. 1/3 bekymrer sig meget for pesticider og forurening fra landbruget.

Vandets vej

Nærværende kapitel afdækker en række aspekter af brugen af vand. Kapitlet tager udgangspunkt i "vandets vej". Forvalter vi vores vandressource hensigtsmæssigt, når der tages hensyn til såvel miljømæssige som økonomiske aspekter? Der er stor usikkerhed om de fysiske/miljømæssige sammenhænge, værdien af disse og de økonomiske konsekvenser. Ved at basere sig på den bedste tilgængelige viden fokuseres der i kapitlet dels på at vurdere mulige politiktiltag, og dels på at udvikle det metodiske grundlag for vurderingerne.

Mennesket påvirker vandet

Mennesket påvirker vandressourcen på både kort og lang sigt. Forbruget af vand kan presse omfanget af ressourcen. Forurening kan ødelægge vandressourcen og påvirke biodiversiteten. Ejerskabet til vandet er ikke veldefineret, og der er ingen mekanisme, der automatisk sikrer en hensigtsmæssig brug og påvirkning. Det er derfor nødvendigt at regulere

Kapitlet er færdigredigeret den 15. november 2004.

brugen af vandet. Ved brug eller forurening af vandet påvirkes mulighederne for alternative anvendelser på kort sigt, og der er mulighed for, at anvendelser i dag kan have konsekvenser, der rækker langt ud i fremtiden. Uden regulering kan man risikere at anvende vandet på en måde, der ikke er bæredygtig. Der er yderligere tale om særdeles komplicerede fysiske sammenhænge i brugen og påvirkningen af vand, hvorfor reguleringsproblemet kan være komplekst at løse.

Landbrug og vand

Når regnen falder på markerne, udnyttes en del af den af afgrøderne. For at få et optimalt udbytte af afgrøderne er der behov for gødning, og der kan være behov for at anvende pesticider, der bekæmper ukrudt, skadelige insekter eller svampesygdomme. Brugen af kvælstof og pesticider i landbruget øger produktionen, og det fører til billigere fødevarer. Kvælstof og pesticider kan dog have uheldige effekter. Dyr og planter påvirkes bl.a. af pesticiderne, og der har gennem en årrække kunnet konstateres en reduceret bestand af en række vilde dyr og planter, ligesom en række arter ikke længere findes i det danske landskab. Det overvejes i kapitlet, om den højere landbrugsindtjening ved brug af pesticider står mål med værdien af den reducerede biodiversitet.

Påvirkning af vandressourcen

Fra markerne strømmer en del af regnvandet ud i åer, søer, og havet, hvor udvaskning af næringsstoffer kan forstyrre det biologiske kredsløb. På grund af næringsstofferne forøges mængden af alger, og når de dør og rådner, kan der opstå iltvind. Også andre anvendelser påvirker vandmiljøet. F.eks. er spildevand tidligere blevet udledt urensset med store miljøkonsekvenser til følge. Bygning af rensningsanlæg har mindsket dette problem. Også punktforurening ("giftgrunde") udgør visse steder en trussel mod grundvandsressourcen. I havene opstår fortsat iltvind forårsaget af næringsstoffer enten fra Danmark eller fra andre lande omkring Østersøen.

Anvendelsen af grundvandsressourcen

En del af vandet siver fra markerne ned i jorden og bliver med tiden til grundvand. Grundvandet er hovedkilden til drikkevand i Danmark. Det har været nødvendigt at lukke vandboringer f.eks. på grund af indhold af pesticider. Det vurderes i kapitlet, hvorledes grundvandsressourcen beskyttes mest hensigtsmæssigt. Ud over forurening trues grund-

vandsressourcen også i visse områder af en indvinding af vand, der er større end tilgangen. Det er derfor ikke sikkert, at den nuværende brug af grundvandsressourcen sikrer, at der også på lang sigt er tilgængeligt drikkevand. Forskellige instrumenter, der kan tages i anvendelse for at sikre dette, bliver vurderet.

Effektiviteten i vandsektoren

Grundvandet pumpes via vandværker ud til forbrugerne. Efter det er blevet brugt, ledes det via kloaknettet til rensningsanlæg, der renser det, inden det som oftest ledes ud i havet. Det må vurderes, om der er effektivitet i anvendelsen. Det kan overvejes, om den nuværende organisering er hensigtsmæssig, eller om der kan skabes yderligere effektivitet ved en reorganisering.

Kapitlets bidrag

Kapitlet bidrager i særlig grad ved at sammentænke mange forskellige aspekter af vandmiljøet. Brugen af værdisætning af miljøgoder vurderes, og der gennemføres en værdisætningsundersøgelse. Effekterne af forskellige reguleringer af pesticidforbruget vurderes ved kobling af en række modeller fra forskellige fagområder, og de kombineres med estimerede værdier af miljøgoder. Det vurderes, om påvirkningen og brugen af vand er hensigtsmæssig dels i relation til vandressourcen, og dels i relation til en konkurrenceudsættelse af sektoren.

Oversigt over kapitlet

Kapitlet behandler således en række emner i relation til vandets vej. Problemstillingen er dog kompleks, og det er ikke alle vigtige aspekter af vand, der er dækket, f.eks. er det kun i et vist omfang vurderet, hvorledes menneskers anvendelse af vand påvirker den økologiske balance. Ligeledes er effekterne af landbrugets brug af kvælstof kun inddraget i begrænset omfang. I afsnit III.2 gives en oversigt over udviklingen i vandkvaliteten. I afsnit III.3 ses på værdisætning af miljøgoder. Mulighederne vurderes for at opføre værdien af øget biodiversitet og forbedret drikkevandskvalitet som følge af et forbedret vandmiljø, og der præsenteres en værdisætningsundersøgelse af ændret biodiversitet. I afsnit III.4 gennemgås den eksisterende regulering, bl.a. Vandmiljøplan III, og de forskellige muligheder for regulering af vandmiljøet berøres. I afsnit III.5 beregnes økonomiske effekter, biologiske effekter og grundvandseffekter af alter-

native reguleringer af pesticidanvendelsen i landbruget. I afsnit III.6 foretages en samlet vurdering af konsekvenserne af pesticidreguleringen. I afsnit III.7 analyseres effektiviteten i vandsektoren, og i afsnit III.8 vurderes regulering af brug og påvirkning af grundvandsressourcen. Endelig i afsnit III.9 gives en sammenfatning og politikanbefalinger.

III.2 Udviklingen i vandmiljøet

Vand bruges til mange formål

Befolkningen bruger vand til mange formål. Adgang til rent drikkevand er en nødvendighed, men et rent vandmiljø dækker også rekreative behov og danner grundlag for en mangfoldig natur med de værdier, det skaber for befolkningen. Flerheden af anvendelserne af vand betyder, at der er behov for at inddrage en række faktorer i en belysning af tilstanden af vandmiljøet.

Drikkevand og grundvand

Størstedelen af Danmarks drikkevandsforsyning dækkes af grundvand. For at belyse status for kvaliteten af drikkevandet er det derfor relevant at opgøre indholdet af forurenende stoffer i det dybtliggende grundvand, hvorfra det meste af drikkevandsindvindingen foretages. For at belyse drikkevandssituationen i fremtiden er det herudover relevant at opgøre emissionen af stoffer, der forurener vandmiljøet.

Vandløb, søer og havet

I forhold til befolkningens aktuelle rekreative anvendelser af vandmiljøet, som f.eks. badning og fiskeri, er det i høj grad kvaliteten af overfladevandet, der er relevant. Kvaliteten af overfladevandet kan bl.a. belyses ved hjælp af antallet af algeopblomstringer, indholdet af bakterier og forurenende stoffer, sigtddybden i søer og smådyrsfaunaen i vandløb. Tilstanden af overfladevandet afhænger bl.a. af emissioner af forurenende stoffer og af den aktuelle forurening af grundvandet, idet grundvandet bidrager til dannelsen af overfladevand. I sommerhalvåret indeholder vandløbene i høj grad vand, som stammer fra grundvandet.

Biologisk mangfoldighed

Overfladevandet er levested for en mængde planter og dyr, mens miljøet i grundvandet er levested for mikroorganismer. Den biologiske mangfoldighed omfatter både arter, den genetiske mangfoldighed i arterne og mangfoldigheden

af økosystemer. En høj biologisk mangfoldighed giver en række fordele i form af f.eks. rekreativ værdi for befolkningen og sikring af en række økologiske funktioner, herunder naturens selvrensende effekt.

Indikatorer for tilstanden på vandmiljøområdet

I forbindelse med regeringens bæredygtighedsstrategi fra 2002 er der opstillet 104 bæredygtighedsindikatorer. Miljøstyrelsen og Danmarks Statistik offentliggør en række bæredygtighedsindikatorer og andre indikatorer for natur- og miljøtilstanden, jf. Miljøministeriet (2004) og Danmarks Statistik (2003 og 2004). Siden vedtagelsen af den første vandmiljøplan i 1987 har der været et overvågningsprogram for at følge udviklingen i udledningen af næringsstoffer til vandmiljøet (NOVA, Nationale Overvågningsprogram for Vandmiljøet). Fra 1. januar 2004 er overvågningen udvidet til at følge tilstand og påvirkning af både vandmiljø og natur (NOVANA, Nationale Overvågningsprogram for Vandmiljøet og Naturen).

Oversigt over afsnittet

For at få en indikation af tilstanden af vandmiljøet ses i resten af dette afsnit først på indikatorer for drikkevandstilstanden – herunder grundvandskvaliteten – og dernæst indikatorer for tilstanden af overfladevandet. Desuden vises indikatorer for udledning af stoffer til vandmiljøet. Gennemgangen bygger på information fra – hovedsagelig – Danmarks Statistik, Miljøstyrelsen, Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) og Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse (GEUS).

Regulering

Der har været en løbende regulering på vandmiljøområdet, hvilket har indflydelse på tilstanden af vandmiljøet. Den hidtidige regulering beskrives og diskuteres i afsnit III.4.

Drikkevand og grundvand

Rent drikkevand

I drikkevandspolitikken fokuseres der især på indholdet af en række stoffer i grundvandet. Formålet er at sikre kvaliteten af drikkevandet, det vil blandt andet sige, at drikkevandet ikke er sundhedsfarligt, ikke lugter, ikke er misfarvet og har en passende hårdhed.

Grænseværdier

Drikkevandsdirektivet fastsætter grænseværdier for mange stoffer. Almindeligvis er der megen fokus på indholdet af nitrat, organiske mikroforureninger og uorganiske sporstoffer. Eksempler på organiske mikroforureninger er pesticider og MTBE, mens eksempler på uorganiske sporstoffer er nikkel og arsen.

Forurenende stoffer i drikke- og grundvand

Siden 1993 har der været en systematisk overvågning af drikke- og grundvandets indhold af bl.a. nitrat og pesticider. Der offentliggøres årligt en statusrapport fra GEUS vedrørende overvågning af grundvandskvaliteten og vandværkerens boringskontrol. I det følgende er data fra GEUS (2003), hvis ikke andet er angivet. Boks III.1 giver en oversigt over de væsentligste stoffer, som drikkevand undersøges for, og i tabel III.1 gives en oversigt over dels de aktuelle grænseværdier for forurenende stoffer i drikkevand og dels resultaterne af vandværkerens boringskontrol og grundvandsovervågningen. De omtalte grænseværdier gælder for drikkevand, men for at belyse den fremtidige situation af vandindvindingen analyseres også grundvandsprøver for, om koncentrationen af forurenende stoffer overskrider grænseværdien for drikkevand.

Boks III.1 Forurening af drikkevand

Pesticider

Pesticider (plantebeskyttelsesmidler) er kemiske stoffer til at bekæmpe ukrudt (herbicider), insekter (insekticider) og svampe (fungicider). Pesticider kan sive ned til grundvandet med nedbøren, hvis de ikke bindes i jorden eller nedbrydes (hvilket sker bedst i muldlaget). Pesticidtyper, der er konstateret meget farlige, er løbende blevet forbudt af Miljøstyrelsen. Det er muligt at rense drikkevand for pesticidrester (men det kræver i dag en dispensation at gøre det). Der er gennemført tre pesticidhandlingsplaner for at nedbringe pesticidanvendelsen, jf. afsnit III.4.

MTBE

Et meget omtalt eksempel på organisk mikroforurening er MTBE, der tilsættes benzin i stedet for bly for at øge oktantallet. MTBE ødelægger vandets lugt og smag ved små koncentrationer, og der er sundhedsproblemer ved meget høje koncentrationer. Der er konstateret MTBE forurening på mange nedlagte benzinstationer, og i udlandet er der fundet høje koncentrationer af MTBE i grundvandet.

Dette fik Miljøstyrelsen til at gennemføre en handlingsplan i 1998, jf. Miljøstyrelsen (1998a og 2000a).

Nitrat

Kvælstof er et vigtigt plantenæringsstof, der tilføres jorden. En del af det tilførte kvælstof bliver imidlertid ikke optaget af planterne, men omdannes til nitrat, der kan sive ned i grundvandet. Udvaskningen sker hurtigst i sandjord, mens nitrat kan nedbrydes i iltfattig lerjord. Mængden af nitrat i grundvandet afhænger dermed ikke kun af den tilførte mængde kvælstof, men også af jordbunds- og vejrforhold. Indtagelse af store mængder af nitrat hæmmer iltoptagelsen for mennesker og kan derfor være farligt. Ved at holde koncentrationen af nitrat i drikkevand under 50 mg pr. liter menes sygdomsrisikoen at være helt fjernet.

Fosfor

Fosforindholdet i grundvandet er primært geologisk betinget og har været omtrent konstant i de seneste 10 års overvågning. Fosfor udgør ikke et problem for den almene vandforsyning, da hovedparten af fosforen fjernes ved almindelig vandbehandling, men det kan være et problem i mindre boringer. Fosforindholdet i vandløb og søer afhænger derimod i høj grad af fosforudledningen fra landbrug og rensningsanlæg.

Nikkel

Nikkel er naturligt forekommende i grundvandet, men nikkelinholdet i jorden kan øges ved en sænkning af grundvandsspejlet. Nikkel anses for kræftfremkaldende, men kun ved indånding. Den væsentligste sundhedsskadelige effekt er allergi, jf. Miljøstyrelsen (2000b). Høje koncentrationer af nikkel er ujævnt fordelt over landet, og i de hårdest ramte områder må vandboringer lukkes, da det er vanskeligt at finde ubelastet grundvand at fortynde med. I vandværker med vandbehandling (almindeligt på større værker) tilbageholdes en del af de uorganiske sporstoffer med et sandfilter. En del af nikkelinholdet i drikkevand kommer dog fra vandrørene, hvorfor der også foretages kontrolmålinger ved forbrugerne.

Arsen

Arsen i grundvandet er primært af geologisk oprindelse. Arsen er yderst giftigt for mennesker og kan forårsage kræft. Grænseværdien for arsen i drikkevand blev nedsat i 2004, og da den gennemsnitlige arsenkoncentration i grundvandet kun er lidt lavere end grænseværdien for drikkevand, er arsen et stort problem for drikkevandsforsyningen, jf. Kristiansen mfl. (2004). På større vandværker fjernes dog en del arsen – ligesom nikkel – fra drikkevandet ved almindelig vandbehandling.

Tabel III.1 Overvågning af drikke- og grundvand, 2002

	Grænseværdi ^a	Vandværksboringer		Grundvandsovervågning		Andet
		Fund	Over grænseværdi	Fund	Over grænseværdi	
Pesticider	0,1 µg/L ^b	33,4 pct.	7,4 pct.	27 pct. (40 pct. i øvre grundvand)	8,5 pct.	Frem til 1999 er ca. 250 vandboringer lukket pga. pesticidforurening
MTBE	5 µg/L	6 pct. (1993-2002)	0,4 pct. (1993-2002)	3 prøver ud af 320 prøver	1 prøve netop på grænseværdien	
Nitrat	50 mg/L	20 pct. (dvs. ≥5 mg/L)	1 pct.	Godt 50 pct. (dvs. ≥1 mg/L)	16 pct.	Frem til 1999 er ca. 175 vandboringer lukket pga. nitratforurening
Fosfor	0,15 mg/L	•	•	Omtrent konstant i de seneste 10 års overvågning	14 pct., især i de dybere grundvandsmagasiner	
Nikkel	20 µg/L	Forekommer naturligt	3 pct. (1993-2002)	Forekommer naturligt	6 pct. (1993-2002)	Grænseværdi nedsat fra 50 µg/L i 2004
Arsen	5 µg/L	Forekommer naturligt	16 pct. (1993-2002)	Forekommer naturligt	16 pct. (1993-2002)	Grænseværdi nedsat fra 50 µg/L i 2004

a) Grænseværdi i drikkevand (for nikkel og arsen er der desuden grænseværdier ved forbrugerens taphane).

b) Grænseværdien er 0,1 µg/L for hvert enkelt pesticid (dvs. 1 g pesticid pr. 10 mio. liter vand), og summen af alle pesticider må højst være 0,5 µg/L i drikkevand. Fire pesticidtyper vurderes at være yderst farlige, hvorfor grænseværdien er 0,03 µg/L for disse.

Anm.: Tabellen angiver, i hvor stor en andel af prøverne der er henholdsvis fund og fund over drikkevandsgrenseværdien af det pågældende stof.

Kilde: Miljø- og Energiministeriet (2001) og GEUS (2001, 2002 og 2003).

Pesticidfund over grænseværdien er stabiliseret i vandboringer

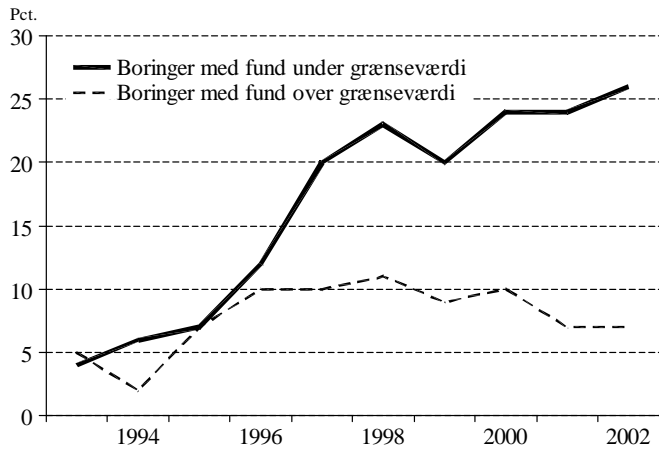
Figur III.1 viser, at andelen af vandværksboringer, hvor grænseværdien for pesticider var overskredet, steg midt i 1990'erne, men er stabiliseret på et lavere niveau i de senere år. Omvendt er andelen af boringer, hvor der er fund af pesticider i lav koncentration (under grænseværdien), vedvarende stigende. Vandboringerne undersøges for flere og flere stoffer, hvilket er medvirkende til, at der findes flere og flere boringer med pesticidrester. I alt undersøges for over 100 pesticider og nedbrydningsprodukter. Der er påvist pesticidrester i omtrent en tredjedel af de undersøgte vandværksboringer i de senere år, og i knap 10 pct. af boringerne er grænseværdien overskredet. De pesticider og nedbrydningsprodukter, der hyppigst findes i vandboringerne, er stoffer, der allerede er forbudt i Danmark, og som ikke har været i handlen i flere år, så problemet forventes at blive mindre på længere sigt. De godkendte pesticider, der anvendes i dag, overvåges desuden gennem det såkaldte varslingsystem, for at se om der er tegn på udvaskning til grundvandet.¹ Der er dog en vis usikkerhed om sammenhængen mellem udvaskning af pesticider fra rodzonen og pesticidrester i grundvandet. Geografiske forskelle kan desuden betyde varierende grad af problemer med pesticidforurening.

Pesticidrester i frugt og grønt

Bichel-udvalget (1999b) vurderede, at den daglige indtagelse af pesticider gennem drikkevand er meget begrænset i forhold til den indtagelse, der dagligt sker gennem frugt og grønt. Frugt og grøntsager bliver ligesom drikkevand undersøgt for pesticidrester på stikprøvebasis. Der er en høj andel af prøverne med fund af pesticider – især for frugt af udenlandsk oprindelse, jf. Danmarks Statistik (2003).

- 1) VAP (varslingsystem for udvaskning af pesticider til grundvand) er iværksat i 1998. Formålet er at undersøge udvaskning af pesticider under reelle markforhold for at forbedre det videnskabelige grundlag for godkendelsesproceduren for pesticider. Programmet omfatter seks marker med forskellige jordbundsforhold. Det undersøges, om godkendte pesticider eller deres nedbrydningsprodukter ved maksimalt tilladte doser udvaskes til grundvandet i uacceptable doser, jf. Kjær mfl. (2004).

Figur III.1 Pesticidfund i drikkevandsboringer



Anm.: Grænseværdien for pesticider i drikkevand er 0,1 µg/L.

Kilde: www.statistikbanken.dk, tabel VAND3.

Problemer med organiske mikroforureninger

Grund- og drikkevand undersøges også for organiske mikroforureninger som en del af den årlige grundvandsovervågning. I perioden 1993-2002 er der i 1/3 af de undersøgte vandværksboringer fundet mindst et miljøfremmed stof, hvoraf de fleste dog var under grænseværdien for drikkevand.

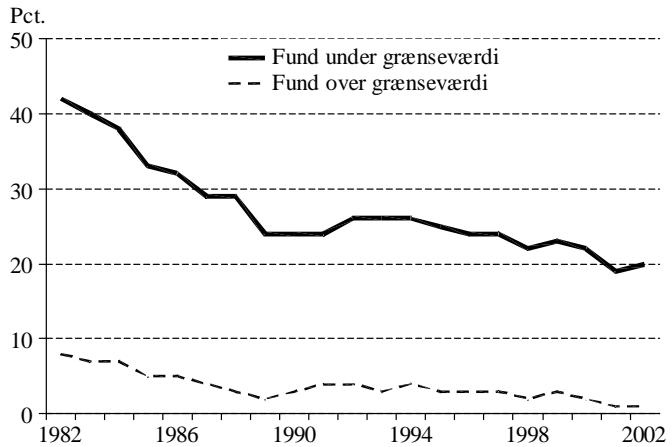
Mindsket nitratproblem i drikkevand

Figur III.2 viser, at andelen af vandværksboringer, hvor nitratindholdet overskrider grænseværdien på 50 mg/L, har været faldende. Ligeledes er der en faldende andel af vandværksboringerne, hvor der konstateres nitrat under grænseværdien (5-50 mg/L). Det er en mindre andel af prøverne fra drikkevandsboringer end grundvandsprøverne, hvor grænseværdien for nitrat overskrides, da mange vandboringer med for højt nitratindhold er blevet lukket.

Tegn på faldende nitratkoncentration i grundvandet

GEUS (2003) vurderer forsigtigt, at der på landsplan kan konstateres en begyndende tendens til en faldende nitratkoncentration i det yngste grundvand, hvilket måske skyldes vedtagelsen af Vandmiljøplanen i 1987. Dermed er der udset til mindre problemer med for høj nitratkoncentration i drikkevandet fremover.

Figur III.2 Nitratfund i drikkevandsboringer



Anm.: Grænseværdien for nitrat i drikkevand er 50 mg/L.
Fund under grænseværdien er opgjort som 5-50 mg/L.

Kilde: www.statistikbanken.dk, tabel VAND2.

Grænseværdi overskredet for især nikkel og arsen

Uorganiske stoffer (bl.a. tungmetaller) findes naturligt i grundvandet i relativt små koncentrationer. I vandværkernes boringskontrol 1993-2002 var der i godt 7 pct. af de undersøgte boringer en overskridelse af grænseværdien for et eller flere af stofferne, der undersøges for. De fleste overskridelser findes for nikkel og arsen. Generelt er der sket en stigning i antallet af vandværksboringer med et nikkelindhold over grænseværdien. I grundvandsovervågningen var der i 35 pct. af prøverne fund af et eller flere stoffer, der overskrider grænseværdien for drikkevand.

Større forurening af små vandforsyninger

Ca. 71.000 husstande forsynes med drikkevand fra små vandforsyningsanlæg (ca. 3 pct. af den samlede drikkevandsindvinding), der ikke er underlagt samme kontrol af vandkvaliteten som de almene vandværker. En undersøgelse i 2000 viste, at 68 pct. af disse vandboringer leverer drikkevand, der overskrider en eller flere grænseværdier for pesticider, nitrat eller bakterier, jf. Brüsich mfl. (2004).²

- 2) Undersøgelsen er dog ikke repræsentativ, idet tilmelding var frivillig, hvilket kan betyde, at især brøndejerere, der havde mistanke om f.eks. pesticidforurening, tilmeldte sig undersøgelsen.

Effekten af vandmiljøplanerne kan endnu ikke ses i drikkevandet

Effekten af de seneste 15 års vandmiljøplaner kan endnu ikke ses i grundvandet, da det vand, vi drikker, typisk er faldet som nedbør for 10-50 år siden. Derfor forventes det, at der i de kommende år fortsat vil være problemer med vandboringer, der er forurenede med nitrat eller pesticider.

Fastsættelse af grænseværdier

Fastsættelse af grænseværdi for pesticider

Grænseværdierne for drikkevand er fastsat i drikkevandsbekendtgørelsen. Grænseværdien for pesticider i drikkevand er fastlagt i slutningen af 1970'erne som den laveste koncentration, der dengang kunne måles, ud fra et ønske om, at der slet ikke måtte være pesticider i drikkevandet, jf. f.eks. Bichel-udvalget (1999b). Med samme argument skulle grænseværdien i dag nedsættes, da det nu er muligt at måle væsentligt lavere koncentrationer. Den konkrete grænseværdi er således i højere grad bestemt af tekniske end sundhedsmæssige forhold.

BAM er mindre farligt end tidligere antaget

I dag er der foretaget flere undersøgelser af farligheden af stofferne, hvilket har givet anledning til en diskussion af fastsættelsen af grænseværdier. F.eks. viser en nylig undersøgelse, at BAM (et nedbrydningsprodukt fra herbicider brugt i 1965-97) tilsyneladende er mindre giftig i drikkevandet end hidtil antaget, jf. Cohr og Simonsen (2004).³

Grænseværdi for arsen strammet

Grænseværdien for arsen i drikkevand blev strammet i 2004, da nye epidemiologiske undersøgelser viser, at arsen er farligere end hidtil antaget, jf. Kristiansen mfl. (2004).

Økotoksikologiske grænseværdier for tungmetaller overskrideres

For at sikre biodiversiteten er der fastsat mål for visse uorganiske stoffer (f.eks. nikkel og arsen) for det maksimale indhold, der kan tolereres af flora og fauna. De økotoksikologiske grænseværdier er ofte lavere end grænseværdierne for drikkevand. I perioden 1998-2002 blev der målt over-

3) På baggrund af rapporten kan det beregnes, at en voksen kan tåle at drikke 1.750 m³ om dagen af vand, hvor indholdet af BAM er på den nuværende grænseværdi.

skridelser af de økotoksikologiske grænseværdier i 83 pct. af de undersøgte prøver.⁴

Overfladevand

Kvælstof og algeopblomstring i havet

Kvælstoftilførslen er ikke kun et problem for det fremtidige drikkevand. Der er muligvis en sammenhæng mellem kvælstoftilførslen og algemængden. Selv en nitratkoncentration på 0,5 mg/L kan i fjorde føre til en algevækst, der er højere end ved en uforurenet tilstand (grænseværdien for nitrat i drikkevand er 50 mg/L).⁵ Algeopblomstringer finder mest sted i Østersøen, men hvis vinden kommer fra øst, kan algerne trænge op i bælteerne og Øresund om sommeren, hvor vejret er varmt.

Iltsvind

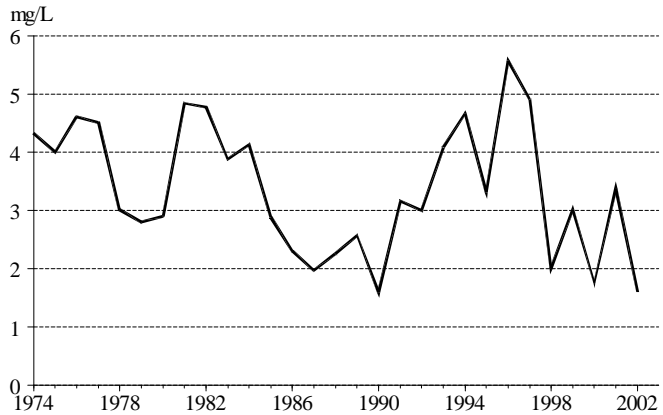
Iltsvind i de indre danske farvande har været meget omtalt siden starten af 1980'erne. Iltsvind kan periodevis udrydde bundfaunaen og reducere dyrelivet i vandet betydeligt, så omfanget af iltsvind er også en indikator for den biologiske mangfoldighed i vandmiljøet.

Ingen tegn på forbedrede iltforhold

Iltkoncentrationen i farvandene varierer meget mellem årene. Den generelle tendens er ifølge DMU (2003), at der ikke er tegn på forbedring i relation til iltindholdet af bundvandet, hverken i fjorde eller i åbne havområder. Som et eksempel viser figur III.3 det årlige laveste indhold af ilt i bundvandet i det sydvestlige Kattegat. Der tales om iltsvind, når iltindholdet kommer under 4 mg ilt pr. liter, og kraftigt iltsvind, når indholdet kommer under 2 mg ilt pr. liter. Ilttilførslen afhænger først og fremmest af vindforholdene, mens iltforbruget afhænger af, hvor store mængder plankton og alger, der synker ned på havbunden og bruger ilt til forrådnelse.

- 4) Grundvandsovervågningen omfatter siden 1998 også ca. 85 indtag af grundvand i fem landovervågningsoplande (LOOP), hvor kvaliteten af det helt nydannede grundvand (1½-5 meter under terræn) undersøges. LOOP består af tre oplande med lerjord og to med sand.
- 5) Jf. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri og Skov- og Naturstyrelsen (2003).

Figur III.3 Årligt minimum af iltindhold i bundvandet i det sydvestlige Kattegat



Kilde: www.mst.dk/indikator/nm.

Iltsvind er ikke kun et nationalt problem

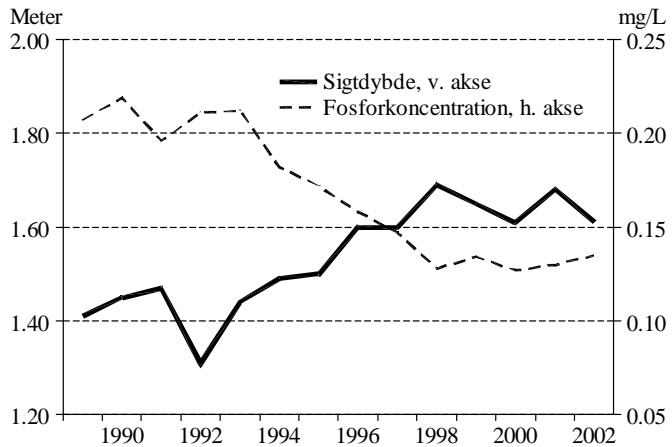
Kvælstofkoncentrationen i de danske have afhænger ikke kun af den danske kvælstofudledning, men også af kvælstofudledningen i de omkringliggende lande.⁶ Forebyggelse af iltsvind i de danske farvande er derfor ikke kun et nationalt problem. I dette kapitel beskæftiger vi os dog kun med den danske udledning af kvælstof.

Forbedret sigtddybe i søerne

Miljøproblemerne ved udledning af fosfor til vandmiljøet er de samme som for kvælstof. I de åbne havområder er det typisk kvælstof, der er afgørende for algeopblomstring, mens det i søerne og de kystnære områder oftest er fosformængden, der er problemet. Sigtdybdene i danske søer har overordnet set udviklet sig positivt, jf. figur III.4. I samme periode har der været et fald i fosforkoncentrationen.

6) Det danske bidrag til kvælstoftilførslen til Kattegat udgør ca. 12 pct., jf. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri og Skov- og Naturstyrelsen (2003).

Figur III.4 Fosforkoncentration og sigtdybde i søer



Anm.: Gennemsnitlig sigt dybde i meter og gennemsnitlig fosforkoncentration i mg/L om sommeren.

Kilde: www.mst.dk/indikator/nm og www.dmu.dk.

Forbedring af biodiversiteten i vandløb

Den hyppigst anvendte indikator for biologisk mangfoldighed i vandmiljøet er Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI), der angiver mængden af bestemte smådyr i vandløb. Indekset opgøres således, at vandløb opdeles i syv klasser efter påvirkningstilstanden. Tilstanden i vandløbene er bedre på Fyn og i Jylland end på Sjælland, når det opgøres ved hjælp af denne indikator. Det skyldes primært, at vandstanden i vandløb på Sjælland er lavere end i vandløb på Fyn og i Jylland. I perioden 1999-2002 er der sket en klar forbedring i og med, at andelen af vandløb, der er upåvirkede eller kun svagt påvirkede, er øget fra knap 35 pct. til godt 44 pct., jf. Miljøministeriet (2004). Forbedringen er sket både i små og store vandløb, og forbedringen skyldes formentlig både en bedret vandkvalitet og forbedrede fysiske forhold i vandløbene.

Emission af stoffer til vandmiljøet

For at belyse den fremtidige kvalitet af vandmiljøet ses på indikatorer for brugen af pesticider samt udledningen af kvælstof og fosfor.

Pesticider benyttes især i landbruget

Størstedelen af de solgte pesticider er herbicider (ukrudtsbekæmpelse). Pesticider benyttes især i landbruget (81 pct.) og frugtavl og gartneri (6 pct.), resten (13 pct.) anvendes i skovbruget, parkvæsenet, private haver og som træbeskyttelsesmiddel, jf. Danmarks Statistik (2004).

Pesticid-behandlingshyppighed

Pesticidforbrug opgøres både som salget af "aktiv stof" og som behandlingshyppighed. Der har været et fald i salget af pesticider målt i aktiv stof, jf. figur III.5, men en væsentlig forklaring på faldet er, at mere effektive lavdosismidler er kommet på markedet. I stedet for aktiv stof er behandlingshyppighed en bedre indikation for pesticidbelastningen af vandmiljøet. Behandlingshyppigheden angiver, hvor mange gange den solgte mængde pesticider rækker til at behandle landbrugsarealet, givet der anvendes vejledende standarddoser. Bichel-udvalget betegnede behandlingshyppighed som den bedste indikator for pesticidbelastningen af miljøet. De forskellige afgrøder har meget forskelligt behov for pesticidbehandling, hvorved den gennemsnitlige behandlingshyppighed vil blive påvirket af afgrødesammensætningen. Pesticidbehovet afhænger desuden af vejrforholdene.

Behandlingshyppigheden er igen svagt stigende

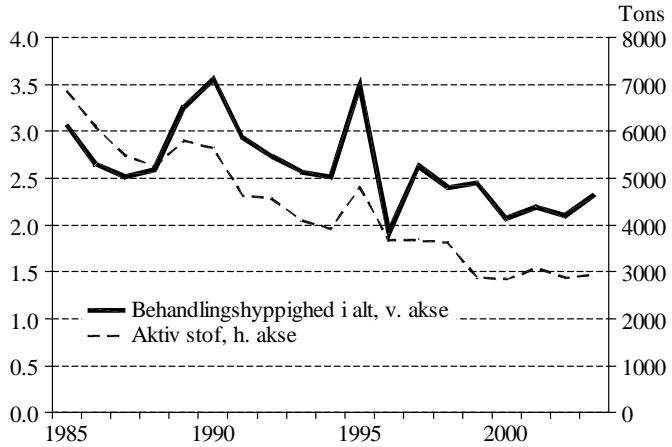
Udviklingen i behandlingshyppigheden er vist i figur III.5. De sidste år har der været en lille stigning i behandlingshyppigheden op til 2,33 i 2003.⁷ Forbruget af pesticider (målt i aktiv stof) er mindsket mere end behandlingshyppigheden, hvilket hænger sammen med, at der nu i højere grad anvendes pesticider, der virker ved meget lav dosis.

Pesticidforurening fra punktkilder

For vandmiljøet er det dog ikke nok at se på den totale anvendelse af pesticider; et stort problem er forurening med pesticider fra punktkilder, f.eks. ved påfyldning og vask af sprøjteudstyr på gårdspladser, der ofte er grusbelagte, hvorved nedsivningen sker hurtigere og med mindre nedbrydning i jorden.

7) I figuren er behandlingshyppighed opgjort efter ny metode, opgjort efter gammel metode var behandlingshyppigheden 2,04 i 2002 og 2,17 i 2003. Pesticidhandlingsplan II fra 2000 målsatte en behandlingshyppighed på 2,00 i 2002, og den tredje pesticidhandlingsplan dækkende 2004-09 har et mål om en behandlingshyppighed på 1,7 i 2009, jf. afsnit III.4. Målsætningerne for behandlingshyppighed er opgjort efter gammel metode.

Figur III.5 Pesticidforbrug



Anm.: De store udsving i 1995 og 1996 skyldes en hamstringeffekt som følge af en varslet pesticidafgift i 1996. I 1998 blev afgiften fordoblet, hvilket dog ikke gav anledning til tilsvarende udsving.

Kilde: www.statistikbanken.dk, tabel PEST1.

Landbruget er den største kvælstofudleder

De tre vandmiljøplaner har fokuseret på reduktion af kvælstofudledningen,⁸ jf. afsnit III.4. I 2001 var 78 pct. af den samlede kvælstofudledning fra landbruget i form af udvaskning fra de dyrkede arealer og ammoniakfordampning, jf. Danmarks Statistik (2003). I nedbørsrige år ses en relativ stor udvaskning af næringsstoffer, især kvælstof.

Forbrug af handelsgødning

Kvælstofoverskuddet fra landbruget er faldet i de senere år, hvilket især skyldes, at tilførslen af kvælstof i form af

- 8) Kvælstofudledningen angiver den mængde kvælstof, der tilføres marker og overfladevand fra husholdninger, industri og landbrug (det åbne land). Kvælstoftilførslen i landbruget er kunstgødning (45 pct. af tilførslen i 2001/2002), indkøb af foder (41 pct.), kvælstoffiksering (8 pct.), atmosfæren (4 pct.) og slam fra rensningsanlæg (1 pct.). Kvælstoffraførsel i landbruget er den mængde kvælstof, der bindes i de færdige produkter, dvs. animalske og vegetabiliske produkter. Kvælstofoverskuddet (eller kvælstoftabet) er forskellen mellem kvælstoftilførsel og -raførsel i landbruget. Kvælstofudvaskningen angiver den mængde nitrat, der forlader planternes rodzone.

faldet

kunstgødning er faldet. I høståret 2001/2002 var landbrugets kvælstofoverskud 129.000 tons; tilførslen var i alt 204.000 tons, heraf 92.000 tons fra kunstgødning; og fraførslen ved vegetabiliske og animalske produkter var 75.000 tons.

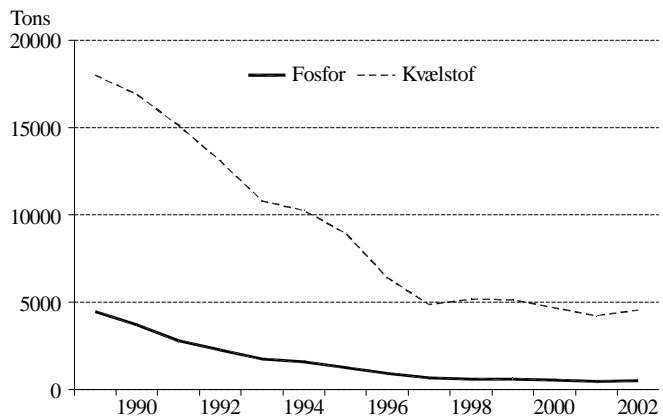
Forbedret rensning af spildevand

Ca. 5 pct. af kvælstofudledningen stammer fra husholdningerne primært via rensningsanlæg. Der er sket en forbedret rensning af spildevand, således viser figur III.6, at både kvælstof- og fosforudledningen fra rensningsanlæg har været kraftigt faldende. Industrien står for ca. 3 pct. af den samlede kvælstofudledning, og der er foretaget en reduktion på knap $\frac{2}{3}$ fra 1993 til 2001. Endelig er der et baggrundsbidrag på ca. 10 pct. af udledningen, der stammer fra naturens eget kvælstofkredsløb.

Landbruget er den største fosforudleder

I 2001 stod landbruget for 41 pct. af fosforudledningen, dambrug 5 pct., industri 10 pct., husholdninger 22 pct. og endelig er 22 pct. natur- og nedbørsbetinget, jf. Danmarks Statistik (2004). For husholdningerne er der sket en reduktion i den udledte mængde som følge af forbedrede rensningsmetoder af spildevandet, og for landbruget er fosforudledningen også reduceret, især på grund af mindre forbrug af kunstgødning. I landbruget tilføres stadig ca. 13 kg fosfor

Figur III.6 Udledning fra rensningsanlæg, tons



Kilde: www.statistikbanken.dk, tabel UDL2.

pr. ha pr. år mere, end der fjernes med afgrøderne, der er dog sket et markant fald fra et fosforoverskud på ca. 25 kg/ha i midten af 1980'erne.⁹

Ingen anvendelse af pesticider eller kunstgødning på økologiske brug

I analyserne i afsnit III.5 fokuseres på en regulering af pesticidanvendelsen i landbruget. Bl.a. ses på en omlæggelse af en del af landbrugsproduktionen til økologisk drift. På økologiske brug må der hverken anvendes handelsgødning eller pesticider. Fra 1990 til 2002 er antallet af økologiske brug steget fra 503 til 3.594 og udgør nu 7,1 pct. af bedrifterne; og det økologisk dyrkede areal er steget fra 11.561 ha til 175.701 ha og udgør nu 5,5 pct. af det samlede landbrugsareal, jf. Danmarks Statistik (2003).

Sammenfatning

Forbedret drikkevandskvalitet for pesticider og nitrat

Undersøgelsen af drikkevandsboringer viser, at der de senere år er sket et lille fald i andelen af boringer med pesticidfund over grænseværdien. Ligeledes er andelen af vandboringer med en overskridelse af nitratkoncentrationen mindsket. Omvendt er der sket en stigning i andelen af boringer, hvor nikkelindholdet er over grænseværdien.

Flere fund af pesticider

Der konstateres pesticider – under grænseværdien – i flere og flere drikkevandsboringer og i grundvandsovervågningen. Dette skyldes til dels, at der undersøges for flere og flere pesticidtyper. De stoffer, der hyppigst findes, har været forbudt i flere år. Derfor vil der fortsat være problemer med pesticidforurenede drikkevandsboringer, men problemet med pesticidrester fra stoffer, der nu er forbudt, må forventes at aftage på længere sigt. Der har været en faldende tendens i behandlingshyppigheden, der dog har været svagt stigende de sidste par år. Pesticidbehovet varierer dog også som følge af afgrødesammensætning og vejrforhold. Geografiske forskelle og en vis usikkerhed om sammenhængen mellem udvaskning af pesticider fra rodzonen og pesticidrester i grundvand kan desuden betyde varierende grad af problemer med pesticidforurening.

9) Jf. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri og Skov- og Naturstyrelsen (2003).

Kvælstof- og fosforudledning er mindsket

Udledningen af kvælstof og fosfor fra landbruget er mindsket, hvilket især skyldes mindre forbrug af kunstgødning. Fra rensningsanlæggene er udledningen af kvælstof og fosfor kraftigt reduceret.

Forbedret forhold i søer og vandløb

I søerne er fosforkoncentrationen mindsket, og sigtddybden er øget. Biodiversiteten i vandløb målt med vandfaunaindekset er forbedret. Omvendt er der ingen tegn på en bedring af iltforholdene i fjorde og have.

III.3 Pesticider, miljøeffekter og værdisætning

Det fremgår af tidligere analyser, at en række beslutninger vedrørende dansk miljø- og energipolitik er foretaget uden systematiske beskrivelser og opgørelser af gevinster og omkostninger ved de pågældende tiltag, jf. Det Økonomiske Råd (2002). Systematiske opgørelser af gevinster og omkostninger må anses som vigtige bidrag til det politiske beslutningsgrundlag i forbindelse med tiltag på miljøområdet. I regeringsgrundlagene fra 2001 og 2003 lægges der således vægt på, at miljøindsatsen bør ske ud fra en afvejning af økonomiske gevinster og omkostninger ved forskellige tiltag.

Tidligere analyser fokuserer på omkostninger

De fleste tidligere økonomiske analyser af regulering af kvælstof og pesticider for dansk landbrug har fokuseret på enten de økonomiske omkostninger ved at nå en given mål­sætning eller en sammenligning af de økonomiske omkostninger ved forskellige virkemidler, jf. afsnit III.4. De afledte miljøeffekter er typisk ikke opgjort på en måde, som gør det muligt at sammenligne gevinsterne ved miljøreguleringen med omkostningerne. Det er vanskeligt at opgøre gevinsterne ved miljøregulering i monetære enheder, men der er udviklet en række metoder, som i stigende grad er blevet anvendt i udlandet til at opgøre gevinsterne ved forskellige miljøtiltag.

Oversigt over afsnittet

I det følgende vil miljø- og helbredseffekterne i forbindelse med brug af pesticider blive beskrevet. Herefter beskrives forskellige metoder til værdisætning af miljø- og helbredseffekter efterfulgt af en oversigt over udenlandske værdisætninger.

sætningsstudier relateret til ulemperne ved pesticider. Endelig beskrives resultater fra en værdisætningsundersøgelse, der er lavet med henblik på at sammenholde resultaterne med de effekter, der findes ved alternative metoder til reduktion af brugen af pesticider. Dette beskrives nøjere i afsnit III.5 og III.6.

Pesticiders effekter på natur og mennesker

Farligste pesticider udfaset

Brug af pesticider har en række negative effekter på biodiversiteten i landbrugsområder og mistænkes også for at have en række negative effekter på menneskelig sundhed. De væsentligste effekter er skitseret i tabel III.2. Der fokuseres på overordnede sammenhænge, men nogle af effekterne kan være knyttet til enkelte pesticidtyper. De formodet farligste pesticider er over tid blevet udfaset, og der er løbende revisioner af gruppen af tilladte pesticider. Alt andet lige vil dette tendere til at mindske de fremtidige negative effekter af pesticider.

Biodiversitet i landområder reduceret

I Danmark såvel som i andre nordeuropæiske lande er floradiversiteten i agerlandet gået kraftigt tilbage i løbet af de seneste 30 år. Denne tilbagegang kan have flere årsager, som f.eks. mere intensiv dyrkning og ændrede sædskifter. Det regnes imidlertid for sikkert, at brugen af pesticider har bidraget til reduktionen af antallet af planter og arter på landbrugsarealerne og i de tilstødende arealer såsom skel, grøfter og hegn, jf. Andreasen og Kjær-Petersen (2002). For eksempel er det sandsynliggjort, at anvendelsen af reducerede doseringer af pesticider på markarealer har fremmet biodiversiteten af flora og fauna, jf. Esbjerg og Petersen (2002).¹⁰ Tidligere har man også kunnet observere højere flora- og faunadiversitet på økologiske landbrugsbedrifter sammenlignet med konventionelle. Forskellen kan dog ikke

10) I undersøgelsen beskrevet i Esbjerg og Petersen (2002) tælles f.eks. antallet af fugle, der søger føde på markerne med reduceret behandlingshyppighed sammenlignet med antal fugle på marker med almindelig behandlingshyppighed. Dette kan dog give et skævt billede af påvirkningen i bestanden, da fugle fra omkringliggende marker kan vælge at søge føde på marker med reduceret behandlingshyppighed, fordi det umiddelbart er nemmere at finde føde på disse marker.

alene tilskrives, at der ikke anvendes pesticider på økologiske marker, f.eks. kan en del af forskellen formentlig tilskrives, at økologisk jord tidligere blev dyrket mindre intensivt.

Tabel III.2 Væsentlige effekter af pesticider på natur og mennesker

Område	Påvirkning	Effekt
Planteliv	Sprøjtning på marker	Mindsket biodiversitet vedrørende planteliv på land i form af reduktion i antal arter og planter på marker og naboarealer (f.eks. skel og grøfter)
	Pesticiderne spredes med regnvand til vandløb og søer	Formentlig ingen effekt på flora i ferskvand
Dyreliv	Direkte reduktion i antal af insekter. Reduceret fødegrundlag for f.eks. fugle	Mindsket biodiversitet vedrørende dyreliv (f.eks. insekter og fugle)
	Påvirkning af f.eks. krebsdyr i ferskvand. Reduceret fødegrundlag for f.eks. fisk	Påvirkning af fauna giver formentlig mindre biodiversitet i ferskvand
Mennesker	Arbejdet med sprøjtning af pesticider	Risiko for akutte helbredseffekter i form af forgiftninger og allergiske reaktioner
	Pesticidrester på fødevarer (f.eks. frugt)	Mistanke om helbredseffekter i form af - kræft
	Nedsivning af pesticider til grundvand	- forringet fertilitet

Anm.: Tabellen belyser effekter ved koncentrationer af pesticider relevante i Danmark.

Kilde: Opstillet på baggrund af Bichel-udvalget (1999a og b), Andreassen og Kjær-Petersen (2002), Esbjerg og Petersen (2002), Nørum og Bjerregaard (2003) og Cedergreen mfl. (2004).

Fauna på land

Brugen af insekticider giver en direkte påvirkning på bestanden af insekter, som sammen med reduktionen i antallet af vilde planter er med til at mindske fødegrundlaget for fugle og pattedyr (f.eks. mus og harer). De afledte negative effekter for fuglebestanden er dog mere veldokumenterede end for pattedyr. Endvidere kan der for nogle pesticiders vedkommende være direkte forgiftningseffekter på fugle og pattedyr, f.eks. hvis de spiser sprøjtede frøknorn.

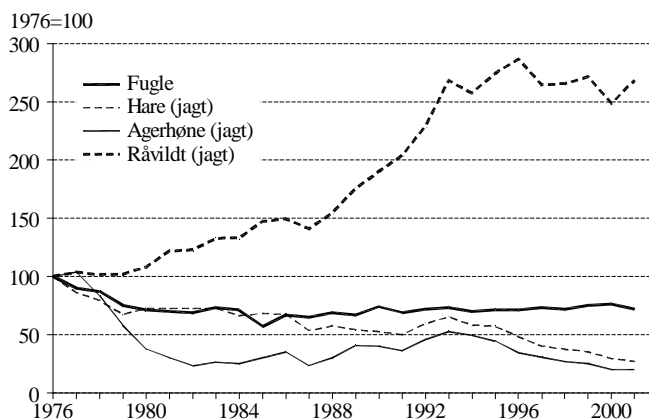
Udviklingen i fauna

Indikatorer for udviklingen i bestanden af en række dyrearter fra 1976 er gengivet i figur III.7. Bestanden af en række mindre fugle (gennemsnit for udviklingen i bestanden af viber, tornsangere og landsvaler) er samlet set faldet især i starten af perioden. Ses på jagtudbytter for harer og agerhøns, har der været et større fald, mens jagtudbyttet for råvildt er steget kraftigt. Generelt synes der at være enighed om, at den samlede biodiversitet er faldet i løbet af de sidste tre årtier. Det er dog uklart, om reduktionen har været aftagende inden for det sidste årti.

Flora og fauna i ferskvand

Pesticider kan med regnvand spredes til vandløb og søer, og det blev af Bichel-udvalget (1999a og b) vurderet som sandsynligt, at det har ledt til ændringer i flora og fauna i fersk-

Figur III.7 Udvalgte indikatorer for fauna



Kilde: www.mst.dk/indikator/nm.

vandet, selvom det ansås som vanskeligt at vurdere påvirkningens størrelse. Nylige danske undersøgelser bekræfter, at insekticider (pyrethroider) har en effekt på bl.a. krebsdyr i vandløb for koncentrationer, som er målt i danske vandløb, jf. Nørum og Bjerregaard (2003). En påvirkning af krebsdyr vil formentlig have afledte effekter på den øvrige fauna, da krebsdyr er en vigtig fødekilde for fisk (f.eks. ørreder), og da krebsdyrene er vigtige for omsætningen af dødt plantemateriale (og dermed tilførslen af næringsstoffer) i vandløbene. Til gengæld tyder andre undersøgelser på, at pesticider ikke har nogen effekt på floraen i ferskvand, når der ses på koncentrationer relevante i Danmark, jf. Cedergreen mfl. (2004).

Sundhedseffekter i forbindelse med sprøjtning

For påvirkninger af det menneskelige helbred skelnes normalt mellem sundhedseffekter i forbindelse med selve sprøjtningen med pesticider og sundhedseffekterne i forbindelse med indtagelse af pesticider via fødevarer og drikkevand. Ifølge Bichel-udvalget (1999b) er risikoen for akut påvirkning af pesticider væsentlig lavere end tidligere. Pesticider i koncentreret form kan give allergiske reaktioner. Bichel-udvalget vurderede, at der kun er en mindre risiko for kroniske helbredsskader, hvis pesticiderne anvendes efter forskrifterne.

Indtagelse af pesticider primært fra frugt og grønt

Mennesker kan indtage pesticider via fødevarer og drikkevand. Hovedparten af indtagelsen sker dog gennem fødevarer, især frugt og grønt, mens indtagelsen via drikkevand er vurderet til at være mindre end 1 pct., og i realiteten uden betydning for den samlede belastning, jf. Bichel-udvalget (1999b).

Sundhedseffekter for befolkningen usikre

De afledte sundhedseffekter i forbindelse med indtagelse af pesticider gennem fødevarer og vand af en størrelsesorden, som er relevant i Danmark, betegnes som usikre. Ifølge Bichel-udvalget var der i 1999 ikke tilstrækkelig bevis til hverken at be- eller afkræfte en sammenhæng mellem effekter på sundhed og eksponering for pesticider i lav dosis gennem længere tid. Som eksempel tyder visse epidemiologiske studier på øget risiko for kræft ved eksponering for pesticider, mens andre studier ikke kan eftervise sammenhængen. Der er således tegn på, at pesticider kan være for-

bundet med kræft, men der er ikke tilstrækkelige entydige holdepunkter til at tolke betydningen for den generelle befolkning. Ud over kræft er der undersøgelser, som indikerer, at pesticider kan lede til forringet sædkvalitet og lede til fosterskader. En række epidemiologiske undersøgelser viser endvidere, at beskæftigede i landbrug og gartnerier har relativt mange tilfælde af Parkinsons syge. Pesticider angives som en mulig forklaring bag denne sammenhæng (Tüchsen og Jensen (2000)), men hjælpepestoffer i sprøjtemidlerne er også under mistanke. Effekter som allergi og Parkinsons syge anses dog især at være relevant for personer, der arbejder med pesticider, samt muligvis personer, der bor tæt på arealer, hvor der sprøjtes.

**Svært at påvise
sundhedseffekter –
også svært at afvise
risiko**

Sammenfattende om sundhedseffekter i forbindelse med indtagelse af pesticider gennem fødevarer og vand på niveauet, der er relevante i Danmark, er der ikke nogen undersøgelser, der har kunnet eftervise sundhedseffekter for den almindelige befolkning, men det er heller ikke muligt fuldstændig at afvise en risiko. Generelt er det dog meget vanskeligt – eller ligefrem umuligt – at afvise, at nogle stoffer har sundhedseffekter, da det er umuligt at teste for alle tænkelige sundhedseffekter.

Værdisætning af miljø- og helbredseffekter

**Værdisætning
anvendes i mange
andre lande**

I de sidste årtier er der udviklet en række metoder med henblik på at opgøre værdien af miljøgoder og helbredseffekter i monetære enheder. I en række europæiske lande som f.eks. England, Sverige, Norge og i USA har disse metoder været anvendt i en række år i forbindelse med at opgøre fordele og ulemper ved forskellige tiltag på miljøområdet. I USA anvendes metoderne også i retssager med fastlæggelse af erstatninger i forbindelse med skader på miljøet.

**Opgøre værdien af
naturgoder i
monetære enheder**

Det overordnede formål med økonomisk værdisætning er at fastsætte konsistente størrelsesordner for forskellige naturgoder baseret på en fælles monetær skala. Dette gør det muligt at sammenligne de forskellige miljøgoder med hinanden samt at sammenligne værdien af miljøgodet med værdien af markedsomsatte goder, således at værdien af goderne kan sammenlignes med omkostningerne ved at fremskaffe dem.

Antagelser bag værdisætningsmetoderne

Ideen bag værdisætningsstudier er, at miljø tillægges en værdi på samme måde som almindelige markedsomsatte goder, jf. i dansk sammenhæng f.eks. Schou mfl. (2003) og Møller (1996). Der er blot ikke etableret noget marked for miljøgoderne, enten fordi det ikke er muligt, eller fordi regulering eller traditioner forhindrer markedet i at opstå.

Miljøgoder over for almindelige varer

For at kunne sammenligne værdien af miljøgoder med almindelige goder forudsættes det, at miljøgoder og almindelige goder kan erstatte hinanden i tilvejebringelse af menneskelig velfærd. Hvis det ikke er meningsfuldt at foretage en afvejning af miljøgoder overfor andre goder, giver det ikke mening at sammenligne gevinster og omkostninger ved miljøtiltag. En sådan situation kan opstå, hvis miljøgodet er helt afgørende for den samfundsmæssige velfærd. I sådanne tilfælde er den monetære værdi af miljøgodet tilnærmelsesvis uendelig høj.

Metoder baseret på hypotetisk adfærd

Der skelnes traditionelt mellem værdisætningsmetoder baseret på hypotetisk adfærd og værdisætningsmetoder baseret på observeret adfærd, jf. boks III.2. De hypotetiske metoder gennemføres ved at stille et repræsentativt udvalg af personer spørgsmål om, hvor meget de vil betale for et givet miljøgode eller for at undgå en bestemt gene. Hypotetiske metoder omtales i nogle sammenhænge som betinget værdisætning eller stated preferences.

Metoder baseret på observeret adfærd

I metoder baseret på observeret adfærd sker værdisætningen af miljøgodet ved at betragte individers adfærd i forhold til et relateret markedsomsat gode. Som eksempel kan nævnes den hedoniske metode, hvor det markedsomsatte gode ofte er huse. Det kan f.eks. observeres, at ejerboligers handelsværdi afhænger af miljøfaktorer som nærhed til rekreative områder eller trafikstøj. Ved at bestemme sammenhængen mellem husprisen og miljøfaktorerne kan der indirekte afsløres en værdi af miljøgoderne. Metoder baseret på observeret adfærd betegnes da også i nogle sammenhænge som afslørede præferencer.

Værdibegreber

Inden for værdisætningslitteraturen skelnes mellem brugsværdier og ikke-brugsværdier. Som navnet antyder, er brugsværdier relateret til værdien ved brugen af godet. Med

hensyn til biodiversitet kan det f.eks. være glæden ved at opleve dyr og planter, når man færdes i naturen. Ud over brugsværdien kan der være ikke-brugsværdier, som knytter sig til bevidstheden om, at der eksisterer en mangfoldighed i den danske natur. Dette kan have en værdi i sig selv, men det kan også tillægges en værdi, at man selv eller fremtidige generationer kan have glæde af mangfoldigheden engang i fremtiden.

Værdier og biodiversitet

Værdien af biodiversitet inkluderer både brugs- og ikke-brugsværdier. Studier af værdien af biodiversitet anvender typisk hypotetiske metoder, da metoder baseret på observerede data normalt ikke kan tage højde for ikke-brugsværdier.

Kendskab til miljøgodet

Da de hypotetiske værdisætningsmetoder baserer sig på respondenteres svar, er det vigtigt, at det hypotetiske scenario i spørgeskemaet relaterer sig til ting, som har en konkret betydning for respondenterne. Nogle anbefaler derfor, at man kun skal bruge den hypotetiske værdisætningsmetode, når det er goder, som respondenterne kender (eller hvor godet nemt kan beskrives på en klar måde), mens metoden ikke kan anbefales for mere "abstrakte" goder. For abstrakte goder er det dog oftest vanskeligt at anvende metoder baseret på observeret adfærd, så alternativet til hypotetisk værdisætning kan være ikke at gennemføre en værdisætning.

Kritik af hypotetiske værdisætningsmetoder

Den hypotetiske værdisætningsmetode har været kritiseret både af økonomer og af andre. En del af kritikken vedrører spørgsmålet om, hvorvidt det overhovedet er meningsfuldt at sætte en monetær værdi på miljøgoder. Denne kritik drejer sig i sidste ende om, hvorvidt det er muligt at bruge cost-benefit analyser på miljøområdet. En anden del af kritikken anerkender grundlæggende, at der kan sættes pris på miljøet, men stiller sig tvivlende over for den hypotetiske metode. Specielt er der stillet spørgsmålstejn ved, hvorvidt respondenterne i virkeligheden er parat til at betale de beløb, de giver udtryk for. Det er da også en udbredt opfattelse, at

Hypotetiske værdisætningsmetoder

Et repræsentativt udvalgt af respondenter stilles spørgsmål med henblik på at afsløre, hvilken monetær værdi de tillægger et givet gode. Dette kan gøres på forskellige måder, f.eks. ved direkte at spørge dem, hvor meget de vil betale for en given miljøforbedring, eller ved at stille dem over for nogle hypotetiske valgsituationer, hvorefter det kan udledes, hvor stor (monetær) værdi de har lagt på miljøgodet. Der findes en række varianter af den hypotetiske værdisætningsmetode, f.eks.:

- *Betinget værdisætning*: Her spørges respondenterne direkte om, hvor meget han/hun er villig til at betale for en given miljøforbedring. Betalingsspørgsmålet kan formuleres åbent, hvor respondenterne selv oplyser et beløb, eller det kan formuleres lukket, hvor respondenterne skal svare ja eller nej til at betale et givet beløb.
- *Choice experiments*: Respondenterne bliver bedt om at angive den foretrukne ud af en række forskellige kombinationer af størrelsen på betaling og forskellige miljøeffekter. På baggrund af respondenternes valg kan det efterfølgende beregnes, hvilken vægt (i monetære enheder) respondenterne i gennemsnit har lagt på de enkelte miljøgoder.
- *Contingent ranking*: En variant af choice experiments, hvor respondenterne foretager en fuld rangorden af de forskellige kombinationer af betaling og forskellige miljøeffekter. Dvs. respondenterne angiver, hvilken kombination han/hun anser for bedst, næstbedst, osv.

Værdisætning baseret på observeret adfærd

Her knytter værdisætningen sig til faktisk observeret adfærd på markeder relateret til miljøgodet. Eksempler på observeret adfærdsmetoder omfatter:

- *Hedoniske metoder*: Baserer sig typisk på sammenhængen mellem huspriser og et miljøgode (f.eks. trafikstøj eller nærhed til rekreative områder).
- *Rejseomkostninger*: Baserer sig på sammenhængen mellem rejseomkostningen og besøghyppighed til rekreative områder til at beregne brugsværdien af besøg til området.
- *Afværgedgifter*: Baserer sig på hvilke udgifter personer har afholdt for at afhjælpe eller undgå en miljøgene.

Værdibegreber

Inden for økonomisk værdisætning af miljø og natur skelnes normalt mellem følgende to grupper af værdier:

- *Brugsværdi*: Den værdi der direkte kan tillægges miljøgodet i forbindelse med brug.

- *Ikke-brugsværdier*: Omfatter værdier knyttet til bevidstheden om, at miljøgodet findes (eksistensværdi). Endvidere kan der være værdier relateret til muligheden for at bruge naturgodet enten for en person selv (optionsværdi) eller for fremtidige generationer (testamentarisk værdi).

Fordele og ulemper ved metoderne

Metoder baseret på observeret adfærd vil typisk kun kunne medtage brugsværdier. Metoder baseret på hypotetiske markeder kan i princippet også måle ikke-brugsværdier – afhængigt af det anvendte hypotetiske scenario. Hypotetiske værdisætningsmetoder baserer sig på valg, som ikke har direkte konsekvenser for den enkelte, og det er ikke givet, at personen i virkeligheden vil være villig til at betale de beløb, han/hun angiver. Dette betegnes “hypotetisk bias”. Metoder baseret på observeret adfærd har ikke denne ulempe, men det kan ud fra markedsdata være vanskeligt at få tilstrækkelig variation i f.eks. miljøgodet og pris til at bestemme en sammenhæng, hvorfra en pris på miljøgodet kan udledes.

den hypotetiske betalingsvillighed er højere end den faktiske. I starten af 1990'erne blev der nedsat et panel af fremtrædende økonomer med deltagelse af nobelprismodtagerne Robert Solow og Kenneth Arrow til at vurdere, om de hypotetiske værdisætningsmetoder kunne anvendes. Det såkaldte NOAA-panel. Panelets konklusion, offentliggjort i Federal Register (1993), er blevet tolket som en forsigtig accept af, at metoderne er brugbare, jf. Hanley mfl. (1997), og panelet gav også en række anbefalinger vedrørende “good practice” i forbindelse med hypotetiske værdisætningsundersøgelser, jf. Federal Register (1994). Panelet anbefalede bl.a., at resultater fra hypotetiske værdisætningsundersøgelser bør nedskrives med 50 pct. for at tage højde for hypotetisk bias.

Undersøgelser bekræfter hypotetisk bias, men stor spredning i størrelsen heraf

Der er udført en række undersøgelser for at belyse graden af hypotetisk bias. I disse undersøgelser sammenlignes respondenteres hypotetiske betalingsvillighed for et gode med den faktiske betalingsvillighed. En sammenligning af 29 undersøgelser viser, at der fås meget forskellige resultater vedrørende størrelsen af den hypotetiske bias, jf. List og Gallet (2001). En stor del af undersøgelserne viser kun lille forskel mellem hypotetisk og faktisk betalingsvillighed, mens enkelte af undersøgelserne finder en hypotetisk beta-

lingsvillighed, som er op mod 25 gange større end den faktiske betalingsvillighed. List og Gallet angiver, at den hypotetiske betalingsvillighed i gennemsnit er ca. 3 gange større end den faktiske. Dette gennemsnit er som nævnt baseret på studier, hvoraf enkelte har fundet en meget stor forskel mellem hypotetisk og faktisk betalingsvillighed. Ses i stedet på medianen, er den typiske hypotetiske betalingsvilje ca. 50 pct. over den faktiske betalingsvillighed.¹¹

Det skal dog bemærkes, at der ikke er konsensus om, hvorvidt hypotetiske metoder altid giver værdier, der er større end den faktiske betalingsvillighed. Nogle mener, at raffinering af de hypotetiske værdisætningsmetoder kan reducere eller ligefrem fjerne den hypotetiske bias, jf. f.eks. Champ og Bishop (2001) og Vossler og Kerkvliet (2003).

Alternativer til værdisætning

Problemet omkring hypotetisk bias illustrerer nogle af de metodiske problemer, der knytter sig til at opgøre værdien af miljøgoder i monetære enheder. På baggrund af disse problemer er der stillet spørgsmålstegn ved det hensigtsmæssige i værdisætningsundersøgelser. Man skal dog gøre sig klart, at der også er problemer forbundet med at undlade at opgøre miljøgevinsterne i monetære enheder. Alle beslutninger på miljøområdet afspejler indirekte en værdi af gevinsten for miljøet over for omkostningerne ved at gennemføre tiltaget. Værdien beregnes blot ikke, men ligger implicit i beslutningen. Ved en værdisætningsundersøgelse bliver værdien opgjort eksplicit, og det kan medvirke til at øge gennemsigtigheden i beslutningsprocessen og sikre konsistens i beslutninger på tværs af sektorer og over tid. Ofte vil der være flere forskellige miljøeffekter, der samtidig påvirkes af en politik. Værdisætning gør det også nemmere at sammenholde de forskellige effekter.

Værdisætningsstudier relateret til pesticider

Få værdisætningsundersøgelser fokuserer på pesticider

Ifølge nyere danske oversigter over værdisætningsstudier er der kun få udenlandske studier, som direkte indeholder en værdisætning af pesticideffekter, jf. Hasler og Petersen (2003) samt Schou mfl. (2003). En sammenlignende analy-

11) Egne beregninger på baggrund af tabel 1 i List og Gallet (2001).

se indeholder resultater fra 15 internationale værdisætningsstudier relateret til pesticider (Travisi mfl. (2004)), men en del af disse undersøgelser er ikke relevante for Danmark.¹²

Mange undersøgelser belyser afledte effekter

Til gengæld findes der et større antal studier af ændret kvalitet af natur- og miljøforhold, som har relevans for analyser af fordele ved reduktion af pesticider. Det drejer sig f.eks. om værdisætning af ændringer i biodiversitet og værdisætning af sundhedseffekter på mennesker.

Kategorisering af relevante værdisætningsundersøgelser

Der kan skelnes mellem følgende grupper af undersøgelser med relevans for værdisætningen af miljø- og helbredseffekter fra pesticider:

- Betalingsvilje for færre pesticidrester på fødevarer
- Betalingsvilje for beskyttelse af grundvand
- Betalingsvilje vedrørende biodiversitet
- Betalingsvilje vedrørende helbredseffekter

De to første grupper er direkte relateret til pesticider, mens de to sidste fokuserer på effekterne af ændringer i pesticidforbruget.

Betalingsvillighed for at undgå pesticider i fødevarer:

I tabel III.3 findes en oversigt over forskellige undersøgelser, der belyser betalingsvilligheden for at undgå pesticider på fødevarer. Generelt peger undersøgelserne i retning af, at i hvert fald en del af den almindelige befolkning er villig til at betale højere priser for fødevarer uden pesticider. Bortset fra den første er undersøgelserne fra udlandet (primært USA). Man skal dog være forsigtig med at overføre udenlandske undersøgelser til Danmark, bl.a. fordi niveauerne for pesticidrester på fødevarerne kan være forskellige.

Salget af økologiske fødevarer i Danmark kan delvist tilskrives helbred og pesticider

I Danmark er økologiske fødevarer ret udbredte sammenlignet med mange andre lande. Udbredelsen af økologiske fødevarer kan tilskrives forskellige købsmotiver. Dels kan der være tale om hensyn til natur, biodiversitet og dyrevelfærd. Det vil sige egenskaber ved de økologiske varer, som ikke direkte kommer den enkelte køber til gode, men snare-

12) F.eks. fokuserer nogle af studierne på forhold relateret til udviklingslande.

re vedrører den generelle befolkning (dvs. offentligt gode egenskaber). Dels kan der være tale om hensyn til sundhed og smag, der er egenskaber, som mere direkte kommer den enkelte køber til gavn (dvs. privat gode egenskaber). Undersøgelser af danskeres forbrugsadfærd tyder på, at økologiske fødevarer især købes for deres privat gode egenskaber, jf. Millock mfl. (2002 og 2004). Især synes sundhedshensyn – herunder bekymring vedrørende pesticider – at være et væsentligt motiv bag danskernes køb af økologiske fødevarer. En række udenlandske undersøgelser peger i samme retning, jf. Wier mfl. (2004).

Opfattelse af risiko

I nogle af de hypotetiske undersøgelser vedrørende fødevarer bliver respondenterne informeret om helbredseffekterne i form af ændringer i risikoen for at få kræft, jf. f.eks. Buzby mfl. (1998 og 1995). Andre af undersøgelserne spørger om betalingsvilligheden for at fjerne pesticiderne uden at oplyse de forventede “objektive” videnskabelige effekter. Her vil betalingsvillighederne være relateret til respondenternes egen opfattelse af risikoen. Det samme er tilfældet i forhold til det faktiske køb af økologiske produkter i Danmark.

Små risici overvurderes

En række undersøgelser peger på, at almindelige mennesker ofte overvurderer små risici, jf. Eom (1994), Buzby mfl. (1995) og Traversi mfl. (2004). Relateret til dette fandt Buzby mfl. (1998) urealistisk høje værdier, når den forventede værdi af et kræfttilfælde blev beregnet på baggrund af den (lave) videnskabelige vurdering af kræfttrisikoen ved pesticider. Anvendtes i stedet respondenternes egen højere opfattelse af risikoen, gav det et mere plausibel skøn for værdien af at undgå et kræfttilfælde.

Uklar sammenhæng mellem størrelse af risikoreduktion og betalingsvilje

Endvidere tyder nogle af resultaterne i tabel III.3 på, at respondenterne har vanskeligt ved at forholde sig til ændringer i små risici. For eksempel fandt Buzby mfl. (1995 og 1998) ingen signifikant forskel i betalingsviljen for reduktioner i pesticidresterne, som gav henholdsvis en halvering og en (næsten) fuldstændig fjernelse af risikoen. I en sammenlignende analyse af forskellige studier finder Traversi mfl. (2004) imidlertid, at betalingsviljen for at undgå helbredsrisiko afhænger af risikoens størrelse, når man ser på tværs af de forskellige undersøgelser.

Table III.3 Værdisætningsstudier vedrørende pesticider og fødevarer

Undersøgelse	Case/område	Gns. betalingsvillighed
Millock mfl. (2002 og 2004)	Hypotetisk værdisætning og faktisk købsadfærd vedrørende økologiske fødevarer for danske forbrugere	Prispræmie på mellem 25-38 pct. for økologiske fødevarer
Roosen mfl. (1998)	Eksperiment hvor (lille) antal respondenter byder på æbler uden insekticider	Gns. prispræmie på 9-18 pct., hvis æblerne ser ligeså "pæne" ud som behandlede æbler. Prispræmien mindre for æbler som er mindre pæne
Buzby mfl. (1998)	Betalingsvilje (hypotetisk) for reduktion i helbredsrisiko i forbindelse med reduktion i pesticidrester på frugt og grønt	5 dollar pr. uge for halvering af risiko 6 dollar pr. uge for fjernelse af risiko
Buzby mfl. (1995)	Betalingsvilje (hypotetisk) for reduktion i helbredsrisiko på grund af færre pesticidrester på grapefrugt	Prispræmie på 31-134 pct. for halvering af risiko Prispræmie på 38-138 pct. for 99 pct. reduktion i risiko
Eom (1994)	Betalingsvilje (hypotetisk) for reduktion i helbredsrisiko i forbindelse med pesticidrester på fødevarer	Positiv betalingsvilje i forhold til respondenternes perception af risiko (ikke den objektive risiko)
Ott mfl. (1991)	Betalingsvilje (hypotetisk) for pesticidfri frugt og grønt	Prispræmie på ca. 5 pct. af prisen
van Ravensway og Hoehn (1991a)	Fald i efterspørgslen på æbler i New York i forbindelse med nyhed om at pesticidrester (alar) kan give kræft	Effekt svarende til ca. 18 pct. af prisen
van Ravensway og Hoehn (1991b)	Hypotetisk betalingsvillighed for at undgå pesticider	Prispræmie på 17 pct. af prisen

Samlet billede vedrørende fødevarer

Sammenfattende tyder de forskellige undersøgelser af hypotetisk og faktisk købsadfærd på, at i hvert fald en del af befolkningen har en positiv betalingsvilje for at undgå pesticidrester på fødevarer. Det vurderes imidlertid som vanskeligt at anvende denne observation direkte i forbindelse med beregning af gevinsterne ved reduktion i pesticidfor-

bruget i dansk landbrug. Dels anses helbredseffekterne i forbindelse med indtagelsen af pesticider gennem fødevarer for meget usikre, og det har ikke været muligt at belyse en funktionel sammenhæng mellem indtag og risiko, dels gør problemerne vedrørende opfattelse og vurdering af små risici det vanskeligt at bruge betalingsvillighederne, og endelig stammer en del af pesticidindtaget fra fødevarer fra produkter produceret i udlandet.

Behov for regulering?

I Danmark findes der sprøjtefri alternativer for en lang række fødevarer i form af økologiske produkter. Dette forhold kan et stykke af vejen ses som en markedsløsning på en række forbrugeres bekymring vedrørende pesticidrester.¹³ I forhold til pesticidrester på fødevarer kan der således argumenteres for, at der ikke er behov for yderligere regulering, fordi de forbrugere, der ønsker fuldstændig pesticidfri produkter, allerede har denne valgmulighed. Dette forudsætter dog, at forbrugerne har fuld information om sundhedsrisici ved indtagelser af pesticidrester.¹⁴

Betalingsvillighed for beskyttelse af grundvand:

Der er siden 1987 foretaget en række undersøgelser af betalingsvilligheden for at sikre eller rense grundvandsressourcen. Næsten alle undersøgelser anvender den hypotetiske værdisætningsmetode.¹⁵ Hovedparten af disse studier er foretaget i USA, mens en enkelt er fra Danmark. Det er dog kun enkelte af undersøgelserne, som er relateret til pesticider. Hovedparten fokuserer på nitrat eller nævner ikke kilden til forurening i det anvendte hypotetiske scenario.

Tilgange til værdisætning af grundvand

En oversigt over resultater fra udvalgte undersøgelser kan ses i tabel III.4. Nogle undersøgelser belyser betalingsvilligheden ved at bevare en "sikker" grundvandsressource mod truslen om forurening f.eks. Bergstrom mfl. (2001),

- 13) Stigningen i den økologiske produktion kan dog ikke alene tilskrives efterspørgslen efter økologiske produkter, da økologisk landbrug er støttet, f.eks. i form af tilskud til omlægning.
- 14) I forbindelse med eventuelle sundhedseffekter kan der dog argumenteres for, at disse ikke er fuldt "internaliserede", da en række udgifter ved sygdom ikke betales af den enkelte.
- 15) En undtagelse er f.eks. Lee og Nielsen (1987), som baserer sig på afværgeomkostninger.

Stenger og Willinger (1998) samt Press og Soderqvist (1996). En anden kategori belyser betalingsvilligheden for en specificeret reduktion i forureningen (Poe og Bishop (1999)). Endelig fokuserer andre undersøgelser på at belyse betalingsvilligheden for givne ændringer i sandsynligheden for, at grundvand er forurenet (f.eks. Edwards (1988) og Sun mfl. (1992)).

Tabel III.4 Oversigt over undersøgelser vedrørende beskyttelse af grundvand

Undersøgelse	Case/område	Betalingsvilje
Bevarelse af grundvand under grænseværdi eller “sikkert” grundvand:		
Bergstrom mfl. (2004)	Parallele studier af betalingsvillighed for at bevare “sikkert” drikkevand i forhold til niveau af nitrat i henholdsvis Georgia og Maine (interval afhænger af betalingsform i scenario)	242-661 ^a 394-691 ^a
Stenger og Willinger (1998)	Betalingsvillighed for at bevare et “godt kvalitetsniveau” af grundvand i Alsace, Frankrig. Henviser ikke eksplicit til kilden til forurening (hhv. ved åbent og lukket betalingspørgsmål)	701 / 1.755 ^b
Press og Soderqvist (1996)	Betalingsvillighed for at sikre vandkvaliteten i Milano i forhold til EU’s grænseværdier	2.483 ^b
Powell mfl. (1994)	Betalingsvilje for at få “meget sikkert” grundvand i en række byer i tre stater i USA	502 ^{ac}
Jordan og Elhaghaab (1993)	Betalingsvilje for at installere udstyr som fjerner tænkt overskridelse af nitrat grænseværdi i Georgia	763 ^{ac}
Caudill (1992)	Betalingsvillighed for at undgå fremtidige stigninger i grundvandsforurening i Michigan	388 ^{ac}
Shultz og Lindsay (1990)	Betalingsvillighed for reduceret risiko for fremtidig forurening af grundvand i New Hampshire (reduktionen specificeres dog ikke)	691 ^{ac}

Tabel III.4 fortsat

Andre værdisætningsundersøgelser vedrørende grundvand:

Poe og Bishop (1999)	Betalingsvillighed for at reducere nitratindhold med 25 pct. i Wisconsin. Betalingsvillighed angivet for gennemsnitligt målt nitratindhold	Ca. 950 ^a
Mullen mfl. (1997)	Betalingsvillighed i USA for at fjerne hhv. høj, middel og lav risiko fra pesticider i henhold til forskellige sundheds- og miljøeffekter: Grundvand, overfladevand, akutte sygdomseffekter, kroniske sygdomseffekter, biodiversitet i vand, fugle, pattedyr og insekter	334 ^a 224 ^a 135 ^a (for at undgå hhv. høj, middel og lav risiko)
Jensen mfl. (1995)	Betalingsvillighed for indsats som sikrer, at forureningen af grundvandet i Danmark bliver "væsentlig" mindre (hhv. ved åbent og lukket betalingssspørgsmål)	1.000 / 2.100
Sun mfl. (1992)	Som Edwards (1988) nedenfor, udført i Georgia, og der nævnes både pesticider og nitrat som forureningskilder	6.822 ^{ac}
Edwards (1988)	Betalingsvillighed for at beskytte grundvand i Cape Cod, USA, mod nitratforurening givet forskellige sandsynligheder for, at grundvand er forurennet, og forskellige sandsynligheder for at program virker	7.973 ^{ac}

a) Omregnet ved kurs på dollar på 605,87 pr. 6.10.2004.

b) Omregnet ved gennemsnitlige kurser for franc (113,61) og lire (0,3849) i 2001.

c) Gennemsnitlig betalingsvillighed for pågældende undersøgelse i 1997-dollar niveau, omregnet af Poe mfl. (2001). Caudill (1992) er Ph.D. afhandling, hvis resultater er refereret af Poe mfl. (2001).

Anm.: Kr. pr. familie pr. år i undersøgelsesårets priser, jf. dog c) ovenfor.

Afhjælpe eller forhindre forureningen

Undersøgelserne adskiller sig også i forhold til, hvordan der sikres rent drikkevand. I Jordan og Elhaghaab (1993) anvendes et scenario, hvor der installeres udstyr, så vandet renses hos forbrugeren, dvs. der fokuseres på brugsværdien. I de fleste af de øvrige undersøgelser anvendes scenarier, hvor selve grundvandsressourcen beskyttes. Her må det forventes, at ikke-brugsværdier også indgår i de fundne værdier.

Vanskeligt at beskrive kvalitet af grundvand

Rent grundvand må betegnes som et relativt abstrakt gode, som det er vanskeligt at beskrive præcist, og hvor respondenternes svar derfor nemt kan påvirkes af, hvordan godet beskrives. Nogle af studierne anvender f.eks. betegnelser som "sikkert grundvand" eller "høj risiko", men det er ikke oplagt, hvad disse begreber betyder for respondenterne. En dansk undersøgelse af Jensen mfl. (1995) anvender et scenario, hvor der spørges om betalingsvilligheden for tiltag, som sikrer, at omfanget af forureningen af grundvandet bliver "væsentlig" mindre. Som en konsekvens heraf kan en række af undersøgelserne kritiseres, fordi de ikke kan kobles til bestemte koncentrationer af skadelige stoffer i grundvandet. Det gør det vanskeligt at anvende resultaterne direkte til vurdering af bestemte tiltag til beskyttelse af grundvandet, jf. Boyle mfl. (1994). Dette problem hænger nøje sammen med vanskeligheden ved at beskrive rent grundvand på en måde, som både er videnskabelig korrekt og samtidig enkel at forstå for lægfolk.

Betalingsvillighed for at overholde grænseværdier

En del undersøgelser søger at løse dette problem ved at vælge et scenario, som relaterer sig til grænseværdien (typisk for nitrat). Dette kan gøres ved scenarier, hvor grundvandet renses, så det kommer under grænseværdien, eller hvor et bestemt program kan sikre en vandkvalitet, så grænseværdien ikke overskrides. Disse studier kan imidlertid også kritiseres, fordi de udelukkende skelner mellem ændringer i vandkvaliteten omkring grænseværdien. Hvis grænseværdien er (væsentlig) overskredet, kan det godt have en værdi at reducere overskridelsen, selvom man ikke derved kommer under grænseværdien. Ligeledes kan det have en værdi at reducere forureningen, selvom grænseværdien ikke er overskredet.¹⁶ I relation til grænseværdien for pesticider i Danmark skal man også være opmærksom på, at denne ikke er fastlagt ud fra sundhedsmæssige forhold, men ud fra et politisk ønske om, at der ikke må være pesticidrester i drikkevand, jf. afsnit III.2.

16) I Poe og Bishop (1999) ses på specifikke reduktioner i nitratforurening. Her fremgår det, at respondenterne har positiv betalingsvillighed for reduktioner både over og under grænseværdien (betalingsvilligheden højest for høje niveauer af nitrat).

Kun Mullen mfl. (1997) fokuserer udelukkende på pesticider. Værdierne for at undgå "høj", "middel" og "lav" risiko for forurening af grundvandet fastsættes her sammen med værdien af en række andre miljø- og sundhedseffekter fra pesticider. Dette gøres i to trin. Først spørges om en samlet værdi for at undgå henholdsvis høj, middel og lav risiko. Herefter opdeles værdien af høj risiko på høj risiko vedrørende grundvand og høj risiko for de øvrige effekter. Opdelingen sker dog ved en adhoc præget metode, der vurderes som tvivlsom.¹⁷

Variation i resultaterne

Ses der bort fra resultaterne i Mullen mfl. (1997), varierer betalingsvilligheden i de forskellige undersøgelser mellem 242-7.973 kr. pr. familie pr. år. Værdier fra de studier, der fokuserer på at bevare en sikker grundvandsressource eller overholde grænseværdien, er dog lidt lavere. Her varierer betalingsvilligheden mellem 242-2.483 kr. pr. familie pr. år med et gennemsnit på knap 900 kr.

Ca. 900 kr. pr. år for grundvanden inden for grænseværdien

Samlet set peger undersøgelserne omkring grundvand på, at rent grundvand tillægges en værdi. Typisk findes en betalingsvilje for grundvand, der overholder grænseværdier, svarende til ca. 900 kr. pr. husholdning pr. år. Der er dog en række metodiske problemer forbundet med værdisætning af sikkert grundvand, f.eks. relateret til beskrivelsen af godet og opfattelsen af risiko. Der findes som nævnt undersøgelser, som giver højere betalingsvilligheder, men hvor det f.eks. kan være vanskeligt at overføre resultatet, fordi forbedringen er uklart defineret. Det gælder f.eks. en tidligere dansk undersøgelse, hvor der blev fundet en betalingsvillighed på 1.000-2.100 kr. for en "væsentlig" reduktion i forureningen af grundvandet.

17) Metoden giver således nogle resultater, som ikke forekommer plausible. For eksempel er værdien af at undgå høj risiko for hver af de 8 miljø- og sundhedseffekter næsten ens (ca. 4-5 dollar pr. måned). Det samme er tilfældet for middel risiko og lav risiko. Det virker ikke troværdigt, at man finder næsten ens værdier for otte meget forskellige afledte effekter af pesticidforbrug. Dette skyldes formentlig, at den adhoc prægede metode til opsplitting af værdierne ikke har afspejlet en reel afvejning af de forskellige effekter.

Undersøgelser af betalingsvillighed vedrørende biodiversitet:

Der findes et relativt stort antal studier om betalingsvilligheden for biodiversitet, jf. f.eks. Nunes og van den Bergh (2001). En del af disse undersøgelser fokuserer på bevarelse af habitater, mens andre ser på betalingsvilligheden for at bevare (truede) dyrearter eller bestande af dyr. Med relevans for pesticidforbrug findes der adskillige undersøgelser omkring fugle. Disse er opsummeret i tabel III.5. En enkelt af undersøgelseerne er fra Danmark, mens hovedparten af de øvrige er fra USA.

Værdi for bevarelse af fuglearter eller ændring i bestand

De fleste af de tidlige undersøgelser angivet i tabel III.5 fokuserer på bevarelse af bestemte (navngivne) fuglearter. Disse undersøgelser anvender den betingede værdisætningsmetode. Nogle af de senere undersøgelser finder betalingsvilligheden for uspecificerede (truede) fuglearter ved at bruge contingent ranking/choice experiments, hvor respondenterne skal afveje ændringer i antallet af truede fuglearter over for andre miljø- og helbredseffekter. En enkelt af undersøgelserne finder en betalingsvillighed på over 2.000 kr. pr. familie pr. år (Travisi og Nijkamp (2004)), men hovedparten estimerer betalingsvilligheder under 200 kr. pr. år for at bevare en truet fugleart. To af undersøgelserne fokuserer på ændringer i bestanden af fugle. Således finder Schou mfl. (2003)¹⁸ en betalingsvillighed på 22 kr. pr. pct. ændring i bestanden af agerhøns i Danmark, mens Macmillan mfl. (2002) finder en betalingsvillighed på 3-27 kr. pr. pct. ændring i antallet af vildgæs i Skotland.

Højere værdi for fugle end for planter

Ud over bestanden af markfugle forventes pesticider også at påvirke antallet af insekter og vilde planter. Der er ikke fundet nogen undersøgelser, der belyser betalingsviljen for bevarelse af insekter eller lignende. Med hensyn til planteliv finder Schou mfl. (2003) en betalingsvillighed på 2-3 kr. pr. pct. ændring i antallet af vilde planter, dvs. et relativt beskeden beløb sammenlignet med betalingsvilligheden ved ændring i bestanden af agerhøns.

18) Schou mfl. (2003) betegner deres undersøgelse som en pilot undersøgelse med et relativt lille antal respondenter (250 interviews). De estimerede parametre er angiveligt signifikante.

Tabel III.5 *Undersøgelser vedrørende betalingsvillighed for bevarelse af fugle mv.*

Undersøgelse	Case/område	Betalingsvilje i kr.
Undersøgelser der ser på antal fugle mv.:		
Schou mfl. (2003)	Contingent ranking i Danmark med afvejning mellem bestand af agerhøns, antal vilde planter og udgift til brød	22 pr. pct. agerhøns 2-3 pr. pct. vilde planter
Macmillan mfl. (2002)	Betalingsvilje for 10 pct. flere vildgæs i Skotland	3-27 pr. pct. vildgæs
Undersøgelser der ser på truede arter (specificeret eller uspecificeret):		
Travisi og Nijkamp (2004)	Choice experiment med afvejning mellem truede fuglearter, sundhed, jordforurening og udgift til fødevarer i Milano	2.174 pr. truet fugleart
Foster og Mourato (2000)	Contingent ranking med afvejning mellem antal truede fuglearter, sundhed og udgift til brød i England	148 pr. truet fugleart
Fredman mfl. (1995)	Bevarelse af spætte-art i Sverige	30 ^b
Reaves mfl. (1994)	Bevarelse af spætte-art i USA	110 ^b
Veisten mfl. (1993)	Bevarelse af spætte-art i Norge	250 ^b
Desvouges mfl. (1993)	Bevarelse af vadefugle (migratory waterfowl) i bestemt område i USA	360-430 ^a
Loomis og Helfand (1993)	Betalingsvilje i USA for at bevare en række udvalgte dyrearter	150 for hvidhovedet ørn ^a
Halstead mfl. (1992)	Bevarelse af hvidhovedet ørn, prærieulv og vilde kalkuner i New England	90 for alle 3 arter ^a
Stevens mfl. (1991)	Bevarelse af vilde kalkuner i USA	90 ^b
Bower og Stoll (1988)	Betalingsvilje i USA for bevarelse af traner	130-850 for traner ^a
Boyle og Bishop (1987)	Betalingsvilje i Wisconsin for bevarelse af fiskeart samt for den hvidhovedet ørn	170 for hvidhovedet ørn ^a

a) Refereret fra Nunes og van den Bergh (2001).

b) Refereret fra Foster og Mourato (2000).

Anm: Kr. pr. familie pr. år i årets priser omregnet ved følgende kurser: 10,94 kr. pr. pund, 7,44 kr. pr. euro og 6,06 kr. pr. dollar.

**Betalingsvillighed
vedrørende
helbredseffekter:**

Endelig findes der et meget stort antal internationale undersøgelser, der undersøger afvejningen mellem udgifter og reduktion i risiko for dødsfald eller bestemte sygdomme/ulykker, og som anvendes til at beregne værdien af liv og værdien af at undgå ulykker/sygdomme, jf. f.eks. Viscusi og Aldy (2003). Sådanne undersøgelser kan bruges til at beregne gevinster/omkostninger af tiltag på områder, hvor der er en god beskrivelse af sammenhængen mellem tiltaget og sundhedseffekterne. Det er imidlertid vanskeligt at anvende denne tilgang til at beregne sundhedsgevinster ved mindsket pesticidanvendelse, da det er usikkert, om der er sundhedseffekter for den almindelige befolkning. Hvis der fandtes solide beskrivelser af sammenhængen mellem f.eks. pesticider i drikkevandet og sundhedseffekter, kunne dette bruges som et alternativ til at beregne værdien af færre pesticider i det grundvand, som indvindes til drikkevand.

**Ekspert vurderer
effekt som lille, men
bekymringen er stor**

Forskellige undersøgelser peger i retning af, at bevarelsen af en ren grundvandsressource vejer tungt hos danskerne. I en holdningsundersøgelse fra 1999 er et udsnit af befolkningen blevet bedt om at tage stilling til ti forskellige miljøeffekter, jf. Institut for Konjunkturanalyse (1999). I undersøgelsen angiver 85 pct., at de er "særligt bekymrede" for forurening af drikkevandet, og forurening af drikkevandet er det miljøproblem, der topper listen. Ifølge European Opinion Research Group (2002) er 56 pct. "meget bekymrede" for grundvandet, og grundvandet topper også her de miljøproblemer, der spørges om. Det kan virke inkonsistent, at bekymringen over grundvandet er så udbredt, når indtaget af f.eks. pesticider primært sker via frugt og grønt, mens grundvandets andel menes at være under 1 pct. Den store bekymring over grundvandet kan dog hænge sammen med, at forurening af grundvand betragtes som irreversibelt og uden for den almindelige forbrugers kontrol. I modsætning hertil har forbrugerne mulighed for at vælge økologiske fødevarer, som ikke er sprøjtet. Bekymringen kan formentlig også hænge sammen med usikkerhed om sundhedseffekterne. Nogle af de udenlandske studier vedrørende værdisætning af pesticidrester på fødevarer peger således på, at respondenterne vurderer sundhedsrisici som væsentlig større end eksperters vurdering af risici. Det er vanskeligt at vide, om denne forskel skyldes, at lægfolk har svært ved at

forholde sig til små sandsynligheder/risici, eller om der er tale om en skepsis overfor ekspertvurderinger i lyset af den usikkerhed, der vitterlig er om effekterne.

Undersøgelse af værdien af biodiversitet, helbred mv.

Kobling med økonomiske og biologiske modeller

I afsnit III.5 beregnes effekterne af en række alternative metoder til pesticidreduktion. Ud fra en kombination af økonomiske og biologiske modeller beskrives bl.a. de afledte effekter på bestanden af en typisk markfugl (lærken). For at vurdere, hvilken monetær værdi danskere tillægger ændringer i bestanden af markfugle, er der gennemført en værdisætningsundersøgelse. Undersøgelsen anvender contingent ranking metoden (jf. boks III.2), hvor et repræsentativt udsnit af befolkningen skal afveje ændringer i bestanden af markfugle over for helbredseffekter og udgifter til fødevarer. De fleste tidligere værdisætningsundersøgelser af biodiversitet fokuserer på at bevare en eller flere truede dyrearter, jf. tabel III.5. I nærværende undersøgelse fokuseres i stedet på ændringer i bestanden af markfugle, da dette gør det muligt at koble resultatet af undersøgelsen med resultater fra den biologiske model, jf. boks III.3.

Om undersøgelsen

Undersøgelsen er lavet ved interviews af 1.000 personer i april 2004 som en del af GfK Danmarks omnibus. I interviewet er hver respondent blevet bedt om at rangordne 6 hypotetiske kemiske produkter til brug i landbruget med forskellige karakteristika i form af effekter på udgift til fødevarer, biodiversitet og sundhed. Biodiversitet er beskrevet ved ændringer i bestanden af "markfugle (bl.a. lærker)". Valg af karakteristika er dels sket på baggrund af gruppeinterviews, og dels ud fra hensynet til at kunne koble resultaterne vedrørende biodiversitet med output fra den biologiske model. På baggrund af respondenternes rangordning kan det efterfølgende beregnes, hvilken vægt respondenterne i gennemsnit har lagt på ændringer i udgiften til fødevarer sammenlignet med ændringer i bestanden af markfugle mv. Dette kan anvendes til at beregne en værdi i kr. af ændringer i bestanden af markfugle. For dokumentation og beskrivelse af de empiriske analyser bag resultaterne henvises til Bjørner mfl. (2004).

Der er gennemført en contingent ranking værdisætningsundersøgelse, hvor 1.000 respondenter i interviews er blevet bedt om at rangordne 6 alternativer. Alternativerne er hver især beskrevet ved forskellige niveauer af følgende karakteristika:

- Udgifter til fødevarer pr. måned
- Biodiversitet beskrevet ved bestand af markfugle (bl.a. lærker) i Danmark
- Sundhedseffekter beskrevet ved antal allergitilfælde pr. år i Danmark
- Usikkerhed om sundhedseffekterne

Respondenternes rangordning af de 6 alternativer afspejler indirekte, hvor stor vægt de lægger på de forskellige karakteristika. F.eks. hvor tungt ændringer i bestanden af markfugle vejer over for ændringer i udgifter til fødevarer. Parametre, der afspejler de forskellige karakteristikas vægt i rangordningen, estimeres ved brug af den såkaldte rank ordered logit model.

Tabel A Resultater for afvejning af udgifter, biodiversitet, sundhed og usikkerhed

	Ændring i bestand af fugle, pct.	Antal allergitilfælde	Usikkerhed vedr. sund- hedseffekt	Fødevarer- udgift, 1.000 kr.
Parameter	0,0106	-0,0061	-0,3306	-0,0463

Anm.: De angivne parametre er signifikante på 1 pct. niveau (bemærk at ikke alle estimerede parametre er angivet ovenfor).

Det positive fortegn på parameteren til bestand af fugle afspejler, at en stigning i antallet af fugle har vægtet positivt i respondenternes rangordning af de alternative produkter. Den negative parameter til udgifter til fødevarer viser, at øgede udgifter til fødevarer har vægtet negativt i rangordenen. Flere allergitilfælde og tilstedeværelsen af usikkerhed vægter også negativt. I sig selv er størrelsen af parametrene vanskelig at fortolke direkte, men parametrene til f.eks. bestanden af fugle og udgiften til fødevarer kan bruges til at beregne den årlige betalingsvillighed pr. familie pr. pct. ændring i bestanden af markfugle:

$$\text{Betalingsvillighed} = 1000 \cdot \frac{0,0106}{0,0463} = 230 \text{ kr. pr. pct.}$$

Andre estimerede modeller giver lidt anderledes betalingsvillighed for bestanden af markfugle. Samlet set vurderes det, at den årlige betalingsvillighed er på ca. 220 kr. pr. pct. For yderligere beskrivelse af undersøgelsen henvises til Bjørner mfl. (2004).

**Ca. 220 kr. pr. pct.
ændring i
markfugle**

På baggrund af de indsamlede data estimeres en årlig betalingsvillighed på ca. 220 kr. pr. familie pr. pct. ændring i bestanden af markfugle. Den estimerede værdi er vanskelig at sammenligne med hovedparten af de udenlandske undersøgelser, der ofte fokuserer på bevarelse af enkelte dyrearter. Den estimerede værdi forekommer dog at være relativt høj, selvom det dog også må betegnes som rimeligt, at værdien er højere sammenlignet med den tidligere danske undersøgelse af Schou mfl. (2003), der fandt en årlig betalingsvillighed på ca. 22 kr. pr. pct. ændring i bestanden af en enkelt fugleart (agerhøns). Således må det formodes, at værdien af en ændring i bestanden af alle markfugle er højere end værdien ved en ændring i bestanden for en enkelt fugleart.

Der kan analogt estimeres værdier vedrørende allergitilfælde, jf. Bjørner mfl. (2004). Disse værdier kan dog ikke direkte anvendes i den senere analyse, da sundhedseffekterne, som tidligere beskrevet, er svære at eftervise og kvantificere.¹⁹

Overkantsskøn

På grund af muligheden for hypotetisk bias skal de 220 kr. formentlig tolkes som et overkantsskøn.

Sammenfatning

Brugen af pesticider vurderes at have negative effekter på biodiversiteten i landområder f.eks. på bestanden af markfugle, insekter, planter og faunaen i ferskvand. Endvidere er pesticider mistænkt for at kunne påvirke sundheden (f.eks. kræft og fertilitet), men sundhedseffekterne er usikre.

**Miljø- og
sundhedseffekter
er vigtige**

En række danske og udenlandske undersøgelser peger på, at miljø- og sundhedseffekter ved brug af pesticider er vigtige for befolkningen. Der er således i Danmark høj grad af bekymring omkring forurening af grundvandet, og undersøgelser afslører en betalingsvillighed for at bevare en sikker grundvandsressource. Endvidere er en betydelig andel af

19) Det skal dog nævnes, at der findes meget store værdier vedrørende sundhedseffekterne. Dette kan bl.a. skyldes problemer ved at beskrive små sandsynligheder. En række udenlandske undersøgelser har identificeret samme problem, jf. Bjørner mfl. (2004).

befolkningen parat til at betale mere for fødevarer, som ikke er sprøjtede. Endelig tillægges biodiversitet en positiv værdi, hvad enten biodiversitet er repræsenteret ved antal arter eller bestandenes størrelse.

Egen undersøgelse af værdien af markfugle

Der er udført en værdisætningsundersøgelse, som belyser, hvor stor værdi den almindelige danske befolkning lægger på ændringer i bestanden af markfugle. Her findes en årlig betalingsvilje på ca. 220 kr. pr. pct. ændring i bestanden af markfugle. Dette beløb skal formentlig tolkes som et overkantsskøn på grund af muligheden for hypotetisk bias.

Betalingsvillighed for bevarelse af grundvand inden for grænseværdier

En række udenlandske undersøgelser har søgt at værdisætte betalingsvilligheden for at bevare "sikkert" grundvand til drikkevand, f.eks. ved at sikre overholdelse af grænseværdier for forurenende stoffer. Et gennemsnit af disse undersøgelser giver en årlig betalingsvillighed på ca. 900 kr. pr. familie. Pågældende undersøgelser kan imidlertid kritiseres. Blandt andet er det usikkert, hvad deltagerne i undersøgelserne egentlig lægger i betegnelser som "sikkert grundvand", eller hvilke effekter de forbinder med en "overskridelse af grænseværdier". Der er også eksempler på undersøgelser, som finder højere værdier for reduktioner i forureningen af grundvand indvundet til drikkevand, men disse undersøgelser er baseret på andre scenarier, der gør det endnu vanskeligere at overføre resultaterne. Der er således usikkerhed om, hvilken værdi der skal tillægges reduktioner i pesticider i det grundvand, som indvindes til drikkevand. Som en beregningsmæssig forudsætning anvendes de 900 kr. i afsnit III.6 for at give en indikation af værdien.

III.4 Regulering af vandmiljøet

Økonomiske gevinster ved brug af pesticider og kvælstof

For landbruget er der en række økonomiske gevinster ved brugen af pesticider og kvælstof. Landbrugsproduktionen øges ved at tilføre næringsstoffer til jorden (bl.a. kvælstof), ved at mindske ukrudtet i markerne (ved hjælp af herbicider) og ved at hindre insekt- og svampeangreb på afgrøderne (ved hjælp af insekticider og fungicider). Brugen af

pesticider har betydet, at landbruget i dag er mindre arbejdskraftkrævende end tidligere, og det har ført til billigere fødevarer.

Negative miljøeffekter

Det kan imidlertid være nødvendigt at regulere tilførslen af stoffer til vandmiljøet fra husholdninger, industri og landbrug, da der er en række negative effekter forbundet med disse stoffer, jf. afsnit III.2 og III.3.

Regulering på vandmiljøområdet

Siden problemerne med iltsvind og fiskedød i de indre danske farvande i 1980'erne, fund af pesticidrester i drikkevand og erkendelsen af andre miljøproblemer er der blevet vedtaget en række handlingsplaner i Danmark – og i EU – både direkte målrettet vandmiljøet og vedrørende biodiversitet. I dette afsnit gives en oversigt over den nuværende regulering på vandmiljøområdet.

Komplekst reguleringsproblem

Regulering på vandmiljøområdet er et komplekst problem. Der er mange forskellige stoffer, der reguleres (f.eks. pesticidprodukter, handelsgødning og husdyrgødning). Der skal foretages en vurdering af effekter på både kort og lang sigt, og der er mange forskellige miljøeffekter (grundvand, overfladevand, flora og fauna). Der er mange usikre faktorer, f.eks. har regnmængden stor betydning for udvaskning af nitrat og pesticider fra markerne.

Problemer med kontrol af reguleringen

Der kan være en række problemer med kontrol af reguleringen. Landbruget består af mange (små) enheder, hvilket vanskeliggør kontrol af, hvorvidt lovgivningen bliver overholdt på den enkelte bedrift. Derfor er det væsentligt at overveje kontrolmuligheder og -problemer for de betragtede reguleringsmekanismer. F.eks. er det vanskeligt at kontrollere nøjagtigt, hvor meget markerne sprøjtes. Endvidere er der en tidsmæssig forskydning, inden eventuelle pesticidrester kan måles i grundvandet i de omkringliggende områder.

Forsigtighedsprincippet

Et grundlæggende princip for miljøreguleringen i Danmark er forsigtighedsprincippet. Forsigtighedsprincippet kan defineres på mange måder, se f.eks. Miljøstyrelsen (1998b). Wilhjelmsudvalget (2001) anvender følgende definition: "Princippet om at mangle på fuld klarhed over rækkevidden

af en eventuel miljøtrussel ikke skal bruges som grund til at undlade at bekæmpe denne trussel". Anvendelse af forsigtighedsprincippet vil på den ene side forøge valgmulighederne i fremtiden. Det er på den anden side vigtigt at gøre sig klart, at der er omkostninger forbundet ved at være forsigtig nu, hvilket kan indskrænke mulighederne på både kort og lang sigt. Brugen af forsigtighedsprincippet svarer til at købe en forsikring – og det er forbundet med en omkostning. Der kan indføres en regulering nu for at undgå en potentielt uheldig miljøeffekt, der ikke er fuldstændig viden om på nuværende tidspunkt. Det betyder, at når ny viden kommer til, skal miljøkravene genovervejes og enten strammes eller slækkes. Der bør dog også være et krav om proportionalitet ved anvendelsen af forsigtighedsprincippet, således at omkostningen ved at afværge en risiko for en miljøskade skal stå mål med omfanget af den potentielle miljøskade.

Administrative og økonomiske virkemidler

Der har været anvendt en række forskellige instrumenter til regulering på vandmiljøområdet. Først og fremmest kan der skelnes mellem administrative virkemidler (f.eks. forbud og arealmæssig regulering) og økonomiske virkemidler (f.eks. afgifter og omsættelige kvoter). Administrativ regulering er generelt ikke omkostningseffektiv, da der ikke tages højde for, at landmændene har forskellige muligheder for – og omkostninger ved – at nedbringe forureningen. Generelt er økonomiske virkemidler omkostningseffektive. Der kan dog være specielle årsager, der taler for anvendelse af administrativ regulering i stedet. Et tilfælde er, hvis det ikke er muligt at afgiftsbelægge miljøskaden direkte, men kun indirekte ved at afgiftsbelægge en udledning, der kan føre til en miljøskade. F.eks. kan der lægges en afgift på pesticider, men det er ikke selve brugen af pesticider, der er skadelig, men senere følgevirkninger på grundvand og biodiversitet (hvor sammenhængen end ikke er tydeligt kvantificeret). Et andet tilfælde er, hvis skaderne er lokale, og hvor skadevirkningerne afhænger af en række ting, f.eks. jordbundsforhold og vejrlig. Derfor kan det være nødvendigt med en direkte beskyttelse af særligt sårbare områder, f.eks. specielle naturområder eller drikkevandsboringer. En nærmere

gennemgang af reguleringsmekanismer på miljøområdet kan f.eks. findes i Miljøstyrelsen (2004g), Hasler mfl. (2000) og Det Økonomiske Råd (1995 og 2002).

Vandmiljøplaner

Handlingsplaner har fokuseret på kvælstof- og pesticidreduktion

I det følgende gives en oversigt over de væsentlige handlingsplaner på vandmiljøområdet især med fokus på tiltag vedrørende reduktion af kvælstof og pesticidanvendelse. Planerne omfatter ofte en række målsætninger og forskellige virkemidler, og kun en del af disse omtales i det følgende. En historisk oversigt over handlingsplaner på vandmiljøområdet kan bl.a. findes i Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri og Skov- og Naturstyrelsen (2003) og Det Økonomiske Råd (2002).

Vanskelig vurdering af virkemidlernes effekt

Handlingsplanerne er efterfølgende blevet evalueret, og i det følgende opsummeres de beregnede effekter med tilhørende omkostninger for nogle af tiltagene.²⁰ Tabel III.6 giver en kort oversigt over handlingsplanerne, deres målsætninger, virkemidler og omkostninger. Da flere planer har været i spil samtidig og med forskellige virkemidler, er det imidlertid vanskeligt at vurdere, hvor stor effekt de enkelte virkemidler har haft. Den overordnede udvikling i pesticidforbrug og kvælstofudledning er beskrevet i afsnit III.2.

Handlingsplanerne vedrører mere end vandmiljø

Handlingsplanerne har ikke kun været rettet mod en forbedring af vandmiljøet, men har f.eks. også omhandlet lugtgener fra gylletanke, skovrejsning og omlægning til økologisk jordbrug. En vurdering af planerne bør derfor også inddrage eventuelle positive effekter heraf, f.eks. en rekreativ værdi af mere skov.

20) Opgørelserne er baseret dels på budgettal og dels på modelberegninger. Omkostningerne er opgjort som de direkte (drifts-)omkostninger for erhverv og udgifter for stat, amter og kommuner. Det offentlige afholder typisk udgiften til arealrelaterede tiltag, mens landbruget betaler de driftsrelaterede tiltag. For tiltag, der er permanente (f.eks. skovrejsning), er det udbetalte engangsbeløb omregnet til en årlig omkostning med udgangspunkt i en uendelig tidshorisont. Der er således ikke tale om beregning af de samfundsøkonomiske omkostninger ved tiltagene.

Tabel III.6 Oversigt over handlingsplaner på vandmiljøområdet

Plan	Målsætninger	Eksempler på virkemidler	Effekter	Omkostning
NPO-handlingsplan (1985)	Reduktion af udledning af kvælstof (N), fosfor (P) og organisk stof (O)	Regler vedrørende håndtering af husdyrgødning (bl.a. harmonikrav)	Målsætning ikke opfyldt	•
Pesticid-handlingsplan I (1986)	Halvering af pesticidaktivstof og behandlingshyppighed på 10 år	Forskning og rådgivning, senere også pesticidafgift	Målsætning ikke opfyldt, behandlingshyppighed omtrent uændret	•
Vandmiljøplan I (1987)	50 pct. reduktion i N og 80 pct. reduktion i P inden 1993	Regler vedrørende rensningsanlæg, strammede regler for landbrug	Målsætning ikke opfyldt, N-udvaskning reduceret med knapt 80.000 tons	2,3 mia. kr./år
Bæredygtigt landbrug (1991)	Reduktion i N-udvaskning på 77.000 tons	Krav om gødningsregnskaber, obligatoriske sprøjtekurser	Målsætning delvist opfyldt, N-udvaskning reduceret med godt 40.000 tons	1,0 mia. kr./år
Vandmiljøplan II (1998)	Videreførelse af VMP I med yderligere tiltag, N-reduktion på ca. 48.000 tons	Tiltag overfor landbrug var arealrelateret (vådområder, skovrejsning, økologi) og gødningsrelateret	Målsætning opfyldt, N-udvaskning reduceret med godt 35.000 tons	0,5 mia. kr./år
Pesticid-handlingsplan II (2000)	Behandlingshyppigheden reduceret til 2,0 i 2002, beskytte særligt følsomme områder	Rådgivning, bedriftsspecifikke måltal, indsats overfor punktkilder, udpegnings af følsomme områder, støtte til økologisk drift	Målsætning næsten opfyldt, behand.hyp. var 2,04 i 2002, men 2,33 i 2003	Budget på godt 250 mio. kr. for 2000-03
Pesticid-handlingsplan III (2003)	Behandlingshyppighed på 1,7 ved udgangen af 2009	Rådgivning, omlægning til pesticidfri dyrkning (f.eks. ved støtte til økologisk drift)	Igangværende plan	Budget på 144,7 mio. kr. for 2004-09
Vandmiljøplan III (2004)	Landbrugets N-udledning reduceret min. 13 pct. i 2015 i forhold til 2003, fosforoverskuddet halveres	Etablering af bl.a. dyrkningsfri randzoner (frivillig omlægning af braklægning og MVJ-tilskud), skærpelse af regler for anvendelse af husdyrgødning, fosforafgift	Igangværende plan	Budget på 1,2 mia. kr. for 2005-09

Kilde: Opstillet på baggrund af tidligere oversigter, vurderinger og nuværende handlingsplaner, jf. teksten.

Første handlingsplan er fra 1985

Den første handlingsplan på vandmiljøområdet (NPO-handlingsplanen) blev vedtaget i 1985. Formålet var at reducere udledningen til vandmiljøet af kvælstof (N), fosfor (P) og organisk stof (O). NPO-handlingsplanen indeholdt regler vedrørende bl.a. møddinger (bl.a. forbud mod møddinger direkte på marken) og antal husdyr pr. ha (harmonikrav) for at regulere landbrugets håndtering af kvælstofholdigt husdyrgødning.

VMP I:

Halvering af kvælstof-udvaskningen

Den første egentlige vandmiljøplan (VMP I) fra 1987 byggede videre på NPO-handlingsplanen. Et af hovedmålene var en halvering af kvælstofudvaskningen inden 1993. Hovedfokus var at reducere kvælstofudledningen fra rensningsanlæg og industrien, men der var også tiltag rettet mod landbruget relateret til håndtering af husdyrgødning.

Vurdering af VMP I

En oversigt over beregnede reduktioner og omkostninger ved VMP I findes bl.a. i Finansministeriet (2001), Hansen mfl. (2003) og Kjellingbro (2003).²¹ Indsatsen på de kommunale rensningsanlæg vurderes at have overopfyldt reduktionsmålet (den forventede reduktion var 15.000 tons N, og den faktiske var 22.371 tons), men med en stor omkostning. Således beregnes det, at reduktionen på rensningsanlæggene har kostet 70 kr./kg N, mens tiltagene over for landbruget i VMP I kun kostede 6 kr./kg. Målsætningen var en reduktion på 127.000 tons i kvælstofudledningen fra landbruget, men den faktiske reduktion var kun 51.500 tons.

Første vandmiljøplan var ikke nok

Et alvorligt iltsvind i Mariager Fjord i efteråret 1997 satte gang i arbejdet med endnu en vandmiljøplan. Samtidig var det klart, at målsætningen om en halvering af kvælstofudvaskningen ikke kunne nås uden yderligere tiltag. Derfor blev der vedtaget yderligere tiltag rettet mod landbruget i Vandmiljøplan II fra 1998. Tiltagene var bl.a. støtte til arealudtagning, f.eks. etablering af vådområder,²² skovrejsning, omlægning til økologisk landbrug²³ og udpegning af føl-

- 21) Der har dog efterfølgende været kritik af beregningerne, se f.eks. Jacobsen (2003). De nævnte tal skal derfor opfattes som usikre.
- 22) Vådområder kan fjerne nitrat fra gennemstrømmende vand.
- 23) Siden 1994 har der været tilskud til omlæggelse til økologisk drift. Udgiften dertil var 69 mio. kr. i 2002.

somme vandindvindingsområder. På baggrund af midtvejs-evalueringen af VMP II blev der i 2001 vedtaget en yderligere stramning (bl.a. en revision af gødningsnormer), jf. Grant mfl. (2000) og Jacobsen (2000).

Vurdering af VMP II

Slutevalueringen af VMP II er foretaget i Grant og Waagepetersen (2003) og Jacobsen (2004). Målsætningen i VMP II var en reduktion af kvælstofudvaskningen fra landbruget på ca. 48.000 tons om året.²⁴ Virkemidlerne i VMP II vurderes at have bidraget til en reduktion på 36.500 tons N. Samlet set er kvælstofudvaskningen faldet fra ca. 311.000 tons til ca. 162.000 tons fra midten af 1980'erne til 2003.²⁵ De årlige omkostninger ved tiltagene i VMP II beregnes til 523 mio. kr. Et af de mest omkostningstunge tiltag har været en omlægning til økologisk drift (104 mio. kr. pr. år). Desuden er omkostningseffektiviteten ved forskellige tiltag beregnet, og den gennemsnitlige omkostning er 15 kr. pr. kg. N. De dyreste tiltag har været skærpede harmonikrav og MVJ-ordninger (støtte til miljøvenligt jordbrug),²⁶ der vurderes at koste ca. 80 kr. pr. kg. N. Omkostningerne er dog kun beregnet for kvælstofreduktionen, mens der kan være andre fordele end kun kvælstofreduktionen, f.eks. mindsket pesticidforbrug ved omlægning til økologisk landbrug.

VMP III:

Den seneste vandmiljøplan, VMP III fra 2004, skal bidrage til at opfylde EU's Vandramme- og Habitatdirektiver, jf. Regeringen (2004). Beskyttelsen af vandmiljø og natur tænkes sammen i planen, og hovedmålene er en reduktion af fosforoverskuddet og en yderligere reduktion i kvælstofudvaskningen. Handlingsplanen dækker perioden 2005-15.

- 24) Den oprindelige målsætning i VMP II var en reduktion på ca. 37.000 tons N, men da senere vurderinger viste, at kvælstofudvaskningen i 1980'erne havde været større end antaget, blev målsætningen strammet for at nå en halvering af kvælstofudvaskningen.
- 25) Reduktionen er på ca. 48 pct. og dermed tæt på den oprindelige målsætning om en halvering i kvælstofudvaskningen.
- 26) Udgiften til MVJ-tilskud var 204 mio. kr. i 2003. I følge Miljøstyrelsen (2004g) vurderes det, at de konkrete miljømæssige effekter ved MVJ-ordningen har været stærkt begrænset.

Statens samlede udgifter i perioden 2005-09 er budgetteret til 1,2 mia. kr., hvortil kommer forventede omkostninger for landbruget på ca. 200 mio. kr.

Halvering af landbrugets fosforoverskud

I VMP III er der to tiltag for at opfylde målsætningen om en halvering af landbrugets fosforoverskud. For det første indføres en fosforafgift, og der satses på en generel forbedring af fosforbalancen ved at forbedre foderudnyttelsen. For det andet skal der frem mod 2009 udlægges 10 meter dyrkningsfri randzoner (hvilket svarer til 30.000 ha) langs vandløb og søer og yderligere 20.000 ha inden 2015.

Reduktion af landbrugets kvælstofudvaskning

I 2015 skal kvælstofudvaskning fra landbruget være reduceret med mindst 13 pct. i forhold til 2003 (dvs. efter VMP II er fuldt implementeret). Reduktionen skal ske ved etablering af vådområder, skovrejsning, dyrkningsfri randzoner og en skærpelse af reglerne for anvendelse af husdyrgødning og efterafgrøder.

Etablering af ekstensive randzoner

I VMP III er der en målsætning om at etablere dyrkningsfri randzoner langs vandløb og søer ved en frivillig omlægning af braklægning og ved MVJ-tilskud både af hensyn til kvælstof- og fosforreduktion. Det har vist sig vanskeligt at udnytte de frivillige aftaler i implementeringen af VMP II; specielt er etableringen af vådområder ikke blevet implementeret så hurtigt som forventet, jf. Grant og Waagepetersen (2003). Wilhelm-udvalget pegede på, at der var mange forskellige årsager til, at der ikke var indgået flere aftaler; bl.a. kendte landmændene ikke til ordningen, der var for ringe økonomi i ordningerne, og landmændene fandt ordningen for bureaukratisk, jf. Schou mfl. (2001).

Vurdering af VMP III tiltag

Der er foretaget en række analyser af forskellige reguleringsmekanismer for at nedbringe kvælstofudvaskningen fra landbruget. Jacobsen (2004) foretager en vurdering af nogle af tiltagene i VMP III. Det dyreste arealrelaterede tiltag er skovrejsning med en omkostningseffektivitet på ca. 90 kr./kg N (når der ikke inddrages fordele af f.eks. øget rekreativ værdi), svarende til en total omkostning på ca. 2 mia. kr. i perioden 2005-14. I den anden ende af skalaen er det beregnet, at reglerne vedrørende efterafgrøder, hvilket er et bedriftsrelateret tiltag, har en omkostning på ca. 10 kr./kg

N, svarende til en omkostning på ca. 50 mio. kr. pr. år for landbruget.

Afgifter vurderes at være mere omkostnings-effektive til kvælstofreduktion

I forbindelse med forberedelsen af VMP III er der foretaget modelberegninger af omkostningerne ved forskellige virkemidler til at nedbringe landbrugets kvælstofudvaskning. Det konkluderes, at målsætningen i VMP II om en halvering af kvælstofudvaskningen kunne opnås billigere ved brug af økonomiske virkemidler i stedet for den nuværende administrative regulering. Desuden er der beregnet velfærdsøkonomiske omkostninger ved yderligere reduktion af kvælstofudvaskningen (i forhold til situationen hvor VMP II er fuldt implementeret) med brug af afgifter, administrativ regulering og udtagning af landbrugsarealer. Modelanalyserne viser, at afgifter er væsentligt mere omkostningseffektive end administrative virkemidler og end udtagning ved en national kvælstofreduktion på yderligere 5 og 10 pct.²⁷ Det understreges dog, at ved overgang til økonomiske virkemidler kan det stadig af lokale naturhensyn være nødvendigt med supplerende arealrelateret regulering af særligt følsomme områder.

Pantafgift på kvælstof

Som en variant af kvælstofafgifter analyseres i Hansen (2001 og 2003) en pantafgift på kvælstof. Alt kvælstofinput til landbruget (kunstgødning og foder) pålægges en kvælstofafgift og samtidig gives refusion for alt kvælstofoutput i de vegetabiliske og animalske produkter. Dermed er det kun, hvis der “tabes kvælstof” fra bedriften, at det bliver en udgift for landmanden. Pantordningen vurderes at være en mere omkostningseffektiv måde at opnå en kvælstofreduktion end de nuværende kvælstofnormer og end en afgift på kunstgødning. Den foreslåede pantordning kommer tæt på en direkte afgiftsbelæggelse af (landbrugets) kvælstofoverskud, der er “forureningen”, i stedet for en afgift på tilførsel af kvælstof fra kunstgødning. Dermed vil landmændene have større fleksibilitet til at foretage kvælstofreduktionen på den billigste måde.

27) Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri og Skov- og Naturstyrelsen (2003), del II.

Pesticidhandlingsplaner

Første pesticid-handlingsplan i 1986

Sammen med de tre vandmiljøplaner har der været tre handlingsplaner for at reducere pesticidanvendelsen. Den første handlingsplan blev vedtaget i 1986. Målet var en halvering af både aktiv stof og behandlingshyppighed inden for en tiårig periode. Evalueringen af planen viste, at behandlingshyppigheden var omtrent uændret.²⁸ Derfor blev der indført pesticidafgifter i 1996, og de blev fordoblet i slutningen af 1998, jf. Miljøministeriet (1999). Afgiften svarer til ca. 50 pct. af grossistværdien for de fleste typer pesticider. Idet afgiften er en værdibaseret afgift, kan der være et incitament til at skifte til billigere midler i stedet for at reducere behandlingshyppigheden.

Godkendelse af pesticider

For pesticider såvel som andre kemikalier er det nødvendigt at skelne mellem stoffer, der selv ved begrænset anvendelse anretter uoprettelig stor skade, og stoffer, hvor miljøbelastningen er acceptabel ved et begrænset brug. I Danmark skal alle pesticider godkendes af Miljøstyrelsen, før de kommer på markedet. Den første Pesticidhandlingsplan indebar, at midlernes human- og miljøtoksikologiske virkninger skulle vurderes. I 1996 blev godkendelsesordningen udvidet med en mulighed for forbud mod tidligere godkendte pesticider, der viser sig at være mere skadelige end tidligere antaget. Løbende bliver pesticider, der vurderes at være meget skadelige for miljøet, forbudt af Miljøstyrelsen. EU's kommende kemikaliereform REACH betyder, at også stoffer på markedet før 1981 skal vurderes.²⁹

Bichel-udvalget

Bichel-udvalget (1999a) undersøgte forskellige aspekter ved at bruge bekæmpelsesmidler i landbruget. Herunder er analyseret konsekvenserne af en afvikling af brugen af pesticider over 10 år. Udvalgets rapport danner baggrund for Pesticidhandlingsplan II.

- 28) Mens den solgte mængde aktiv stof var reduceret med 36 pct. (især på grund af nye mere effektive lavdosismidler).
- 29) REACH står for Registration, Evaluation and Authorisation of Chemicals, jf. Miljøstyrelsen (2004f).

Virkemidler i Pesticidhandlingsplan II er hovedsagelig rådgivning

Pesticidhandlingsplan II er udarbejdet i 2000.³⁰ Målet var, at behandlingshyppigheden på konventionelt dyrkede arealer skulle være reduceret til 2,0 inden udgangen af 2002. Dette mål skulle nås ved efteruddannelse, rådgivning og måltal for pesticidanvendelsen i de forskellige afgrøder. Et andet mål var at nedbringe pesticidforureningen fra punktkilder (f.eks. ved vask af sprøjteudstyr).

Sprøjtefri randzoner

Et andet af virkemidlerne var, at der skulle udlægges sprøjtefri randzoner langs udpegede vandløb og søer for at mindske pesticidbelastningen af vandmiljøet. I 2002 var der udlagt godt 8.000 ha sprøjtefri randzoner langs vandløb og søer, hvor målsætningen var 20.000 ha, jf. Miljøministeriet og Fødevarerministeriet (2003).

Pesticid-handlingsplan III: Pesticidreduktion i landbruget

Den tredje og seneste pesticidhandlingsplan er vedtaget i 2003 og omfatter 2004-09, jf. Miljøministeriet og Fødevarerministeriet (2003). For landbruget skal behandlingshyppigheden nedsættes til 1,7 ved udgangen af 2009, hvilket hovedsageligt skal opnås ved rådgivning på bedriftsniveau. Endvidere skal omlægning til pesticidfri dyrkning fremmes, dels gennem støtte til omlægning og drift af økologisk landbrug og dels gennem såkaldt miljøbetings støtte (MB).³¹ Pesticidbelastningen fra punktkilder søges reduceret ved hjælp af rådgivning og regler for påfyldning af sprøjtemidler og vask af sprøjteudstyr.³² Endelig er der et mål om at udlægge 25.000 ha sprøjtefri randzoner langs målsatte vandløb og søer,³³ og der udpeges områder, der er særligt følsomme for pesticidudvaskning.³⁴

- 30) Jf. Miljø- og Energiministeriet og Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (2000).
- 31) MB-støtte ydes til arealer, der dyrkes efter samme retningslinjer som økologernes med hensyn til pesticider og kvælstof, men uden krav om økologisk autorisation.
- 32) Evalueringen af Pesticidplan II viste, at en række landbrug fortsat vasker sprøjteudstyr på grusbelagte arealer, hvor der er stor risiko for udvaskning til grundvandet, se Miljøstyrelsen (2000c).
- 33) I forbindelse med VMP III strammes kravet, således at randzonerne gøres dyrkningsfri.

**Fortsat
pesticidreduktion i
det offentlige
og hos private**

Der er en målsætning om, at det offentliges brug af pesticider fortsat skal minimeres (kommuner og amter har siden 1995 reduceret forbruget med over 80 pct., og staten har reduceret med 73 pct.). For at reducere privates brug af pesticider iværksættes bl.a. en informationskampagne.

**Pesticidreduktion
på offentlige arealer
har været dyrere
end en tilsvarende
reduktion i
landbruget**

Som en del af pesticidhandlingsplanerne er der indgået en aftale om en afvikling af pesticidbruget på offentlige arealer. Der er efterfølgende foretaget en vurdering af omkostningen ved reduktion på forskellige typer af offentlige arealer, f.eks. boldbaner, jf. IMV (2004). Reduktionsomkostningerne beregnes til mere end 90 mio. kr. årligt. Samtidig vurderes det, at en tilsvarende reduktion kunne have været foretaget i landbruget med en omkostning på kun 10 mio. kr. ved at indgå dyrkningsaftaler på godt 7 pct. af det samlede landbrugsareal.

**Information og
rådgivning har
muligvis ført til en
pesticidreduktion**

I Christensen og Huusom (2003) vurderes det, at dels den generelle informationsindsats og dels indførelse af afgrødespecifikke måltal for pesticidbehandling kan have haft en effekt på pesticidforbruget ved, at der hos landmændene er sket en holdningsændring til bekæmpelse og opnået konkret viden om reduktionsmulighederne. Effekterne er imidlertid vanskelige at vurdere, da pesticidforbruget afhænger af en række faktorer (f.eks. ændret afgrødesammensætning og udviklingen i de relative priser).

**Gratis effekter i
pesticidreduktionen**

Opdateringer af Bichel-udvalgets beregninger som forberedelse til Pesticidhandlingsplan III viser, at der stadig er muligheder for at opnå en pesticidreduktion uden driftsøkonomiske omkostninger for landmændene, jf. Ørum (2003). Siden Bichel-udvalgets beregninger i 1996 er de økonomiske forudsætninger ændret, bl.a. er den relative pesticidpris forøget som følge af et fald i kornpriserne på 20 pct. og en stigning i pesticidafgifterne. De nye beregninger viser, at det vil være økonomisk optimalt for dansk landbrug at reducere behandlingshyppigheden fra de nuværende ca. 2,0 til ca. 1,7. Ifølge beregningerne er det endda muligt at gennem-

- 34) Formålet med udpegningen er at kunne indgå dyrkningsaftaler med landmændene for at minimere risikoen for forurening af grundvandet.

føre en reduktion til ca. 1,4 uden ændring i sædskiftet og uden særlige omkostninger for dansk landbrug.

Alternativ regulering af pesticidforbruget

I afsnit III.5 ses på alternative reguleringer af pesticidanvendelsen i landbruget, og hvilke afledte effekter der er på biodiversitet og pesticidrester i grundvandet.

Sammenfatning

Virkemidler i handlingsplanerne

I handlingsplanerne har der været en stor brug af “bløde” virkemidler (rådgivning af landmænd), der ikke kan forventes at give målopfyldelse i sig selv. Desuden er der anvendt administrative virkemidler (påbud og forbud), der som udgangspunkt ikke kan forventes at være omkostningseffektive. Regulering på vandmiljøområdet er dog komplekst, da miljøeffekterne afhænger af flere forhold, bl.a. afgrødesammensætning, jordbundsforhold og nedbør. Derfor er det ikke oplagt, at økonomiske virkemidler altid vil være mest omkostningseffektive ved regulering på vandmiljøområdet.

Forskellige målsætninger kan være modstridende

Vandmiljøplanerne har fokuseret på kvælstofreduktion, mens pesticidhandlingsplanerne fokuserer på pesticidreduktion. I nogle tilfælde kan der være en interessekonflikt, da virkemidlerne til kvælstofreduktion samtidig tilskynder landmanden til at øge pesticidforbruget.³⁵ I andre tilfælde, f.eks. arealudtagning, vil der både være en reduktion af kvælstof og pesticider. I valget af regulering skal der derfor foretages en afvejning af forskellige målsætninger. Desuden kan en given regulering på et område f.eks. medføre en ændret afgrødesammensætning, hvilket kan have andre miljøkonsekvenser. Dette er nødvendigt at have med i overvejelserne ved fastsættelse af en regulering.

Målene er generelt ikke opfyldt

En række af planerne har ikke opfyldt de opstillede mål. Landbrugets kvælstofudledning blev ikke reduceret som målsat i VMP I og opfølgningen, og behandlingshyppighe-

35) Et eksempel er kravet fra VMP II om 65 pct. vinterdække for at reducere kvælstofudvaskningen, men da vinterafgrøder typisk er mere pesticidkrævende end vårafgrøder, kan det føre til øget pesticidforbrug.

den med pesticider var i 2003 over 2002-målsætningen. Det må derfor konkluderes, at de opstillede virkemidler ikke har været tilstrækkelige.

Reduktionerne ikke foretaget, hvor det var billigst

Af vurderingerne af handlingsplanerne fremgår det, at reduktionerne ikke har været foretaget de steder, hvor det havde været billigst. I VMP I var der en reduktion af kvælstofudledning fra rensningsanlæg, hvilket var mærkbart dyrere end en reduktion i landbruget. Pesticidreduktionen på offentlige arealer har også været dyrere end en reduktion i samme størrelse i landbruget. Det har formentlig været lettere at pålægge offentlige myndigheder et reduktionskrav, men det har ikke været omkostningseffektivt.

Tilskud har været dyrt

Brugen af tilskud til etablering af vådområder, skovrejsning og omlægning til økologisk drift har ikke været udnyttet i det tiltænkte omfang. Det har været en dyr reguleringsform målt i kr. pr. reduceret kg kvælstof. Brugen af tilskud til arealudtagning eller økologisk landbrug kan derfor kun anbefales, hvis der er andre positive effekter, f.eks. en rekreativ værdi af mere skov eller øget biodiversitet.

Manglende viden om sammenhæng mellem miljømål og reduktioner

Et problem med de tidlige handlingsplaner har været, at de i ringe grad byggede på konkret viden om sammenhænge mellem miljømål (f.eks. mindske iltsvind) og reduktionsmål (f.eks. halvering af kvælstofudledningen). Reduktionsmål som f.eks. en halvering af kvælstofudvaskningen er mindre meningsfuld, når miljøeffekten afhænger af lokalitet (f.eks. ved nitratforurening af grundvand og iltsvind i indre danske farvande). For de senere planer har der været et større forarbejde (f.eks. Bichel-udvalget og forberedelsen af VMP III) med henblik på omkostninger og reduktionsmålsætninger, men ikke en vurdering af fordele ved reduktionerne.

Bedre regulering kræver viden om effekter og beregning af fordele og omkostninger

Reduktionsmålene i handlingsplanerne har været fastsat uden viden om de konkrete miljømæssige effekter og uden beregning af omkostninger og mulige gevinster. Der er forsket mere i de miljømæssige effekter (se f.eks. afsnit III.3 vedrørende skadevirkninger af pesticider), hvilket er et væsentligt skridt på vejen til en bedre regulering på vandmiljøområdet. Ved formuleringen af handlingsplaner bør der

foretages afvejninger af omkostninger, miljøgevinster og virkemidler. Endelig bør det tilstræbes at bestemme det optimale niveau af forureningen og den dertilhørende regulering.

III.5 Alternative metoder til regulering af landbrugets pesticidforbrug

Hovedparten af pesticidforbruget finder sted i landbruget, hvorfor der fokuseres på nedbringelser for denne sektor. Endvidere er der sket en kraftig reduktion i pesticidforbruget i den offentlige sektor til en høj omkostning, hvorfor yderligere nedbringelser næppe er rentable, se afsnit III.4.

Analysen

I det følgende præsenteres en analyse af konsekvenserne af forskellige reguleringsinstrumenter til reduktion af landbrugets pesticidforbrug. Instrumenterne har en række forskellige konsekvenser for økonomi, produktionsstruktur i landbruget, biodiversitet, grundvand og drikkevand. Disse konsekvenser beregnes i nærværende afsnit ved at koble en række modeller fra forskellige fagområder. I afsnit III.3 er gennemført en værdisætningsanalyse i relation til biodiversiteten i landskabet, og værdien af rent grundvand er belyst på baggrund af en række internationale undersøgelser. I afsnit III.6 kombineres disse værdisætninger med resultaterne fra nærværende afsnit, således at der kan dannes en samlet vurdering i økonomiske termer af konsekvenserne af de forskellige instrumenter til pesticidregulering.

Landbrugets økonomiske betydning

Det fremgår af afsnit III.2, at pesticidforbruget siden midten af 1980'erne har været svagt faldende, men med store årlige variationer. I den samme periode er bruttoværditilvæksten i landbruget steget med gennemsnitligt 3 pct. p.a. Landbruget har udgjort omkring 3 pct. af den samlede danske værditilvækst med en svagt stigende tendens.³⁶ Landbruget lægger

36) I den samme periode er beskæftigelsen i landbruget faldet betydeligt fra ca. 160.000 beskæftigede til knap 95.000 beskæftigede. Dette betyder, at der har været en betydelig fremgang i arbejdsproduktiviteten i landbruget. En relativt stor del af landbrugets produktion går til eksport. Således udgjorde landbrugsprodukter i

beslag på en relativ stor del af Danmarks areal, idet godt 65 pct. af det samlede areal anvendes i landbrugsproduktionen. Landbruget giver anledning til en relativ stor påvirkning af landskabet. Det kan derfor være relevant at analysere, om den erhvervsøkonomiske gevinst ved landbrugets anvendelse af f.eks. pesticider står mål med påvirkningen af biodiversiteten og vandressourcen.

Indholdet af afsnittet

Først præsenteres opbygningen af analysen, herunder de analyserede reguleringsalternativer og de anvendte modelværktøjer. Dernæst præsenteres resultaterne af analyserne, og til slut illustreres usikkerheden i analysen ved en række supplerende analyser.

Opbygning af analysen

Koblede modelanalyser

For at beregne, hvilken form for pesticidreduktion der er mest hensigtsmæssig, når der tages højde for de økonomiske omkostninger og for konsekvenserne for vandressourcen og biodiversitet, er det nødvendigt at anvende viden fra en række forskellige fagområder. Ideelt set bør analyserne gennemføres på én model, der medtager alle konsekvenser. Der er dog ikke udviklet en så omfattende model. Som et alternativ er problemstillingen belyst ved at koble relevante modelværktøjer fra forskellige fagområder. Derved anvendes den bedst tilgængelige viden inden for de enkelte områder til at vurdere, hvilke politikinstrumenter der er mest hensigtsmæssige. Det er en ulempe ved fremgangsmåden, at der ikke nødvendigvis er fuld konsistens mellem de anvendte modeller, da de er udviklet på vidt forskellige grundlag, og de ofte ikke er designet til at blive koblet med modeller fra andre fagområder. Resultaterne skal derfor fortolkes med varsomhed.

De analyserede instrumenter

Udgangspunktet for analyserne er en basisfremskrivning, der beskriver den forventede udvikling frem til 2015. Denne basisfremskrivning sammenlignes for året 2015 med tre forskellige reguleringsmuligheder. For at kunne sammenligne de fysiske effekter af instrumenterne er den samfundsøkonomiske omkostning holdt fast ved at skalere “doserin-

midten af 1980'erne ca. 15 pct. af eksporten, en andel der dog siden er faldet til ca. 10 pct.

gen” af de forskellige instrumenter:

- Ensartede pesticidafgifter, der giver en reduktion i pesticidforbruget på 25 pct.
- Sprøjtefri randzoner (dvs. områder, hvor der dyrkes afgrøder, men ikke bruges pesticider) omkring marker og eksisterende vandindvindinger
- Delvis omlægning til økologisk jordbrug

Instrumenterne er beskrevet mere detaljeret i boks III.4.

Størrelsen af instrumenterne

Størrelsen på politikinstrumenterne bestemmes således, at de giver anledning til samme samfundsøkonomiske omkostning. Dette gør det nemmere at sammenligne effekterne på biodiversitet og vandressource, men betyder ikke nødvendigvis, at størrelsen på instrumenterne er optimal, se afsnit III.6.

Valg af analyserede instrumenter

Instrumenterne er udvalgt i samråd med eksperter fra de institutioner, der har deltaget i analysearbejdet (Fødevarøkonomisk Institut, Danmarks Miljøundersøgelser samt Danmarks og Grønlands geologiske undersøgelser). Det overordnede kriterium for størrelsen på instrumenterne var, at der kunne forventes en betydelig positiv effekt på biodiversitet og/eller grundvand/drikkevand, samtidig med at den økonomiske omkostning var begrænset. De analyserede instrumenter er valgt enten, fordi de repræsenterer en fortsættelse af eksisterende regulering, fordi de i tidligere analyser har været overvejet som instrumenter, eller fordi de af de naturvidenskabelige eksperter vurderes at være særligt effektive.

Reguleringsinstrumenter skal rettes mod den faktiske skade

Det vil som udgangspunkt være omkostningsminimerende, hvis en regulerende afgift svarer til skadens størrelse. For nogle skadelige stoffer, f.eks. CO₂ der udledes til atmosfæren, er det alene den samlede mængde, der bestemmer skadens omfang (drivhuseffekt), mens forholdene omkring udledningen, f.eks. den geografiske lokalitet, er underordnede. Dette gør det i princippet enkelt at implementere en omkostningsminimerende regulering (for internationale forureningsproblemer som CO₂ forudsætter det dog international enighed).

Basisfremskrivningen

Sammenligningsgrundlaget for analyserne er en basisfremskrivning for 2015. Basisfremskrivningen indeholder den eksisterende skattestruktur og regulering, og vedtaget regulering af vandmiljøet og landbruget er inkluderet. Således indeholder basisfremskrivningen f.eks. Vandmiljøplan III, østudvidelsen af EU og EU's landbrugsreform fra 2003, der antages fuldt indfaset i 2015.

Ensartede pesticidafgifter

Det samlede danske pesticidforbrug i 2015 reduceres med 25 pct. ved at hæve de eksisterende værdiskatter på pesticider, så prisen inklusiv afgifter godt og vel fordobles i forhold til den nuværende pris. Derved svarer værdiskatterne til ca. 200 pct. af basisprisen på pesticider. Dette implicerer, at værdiskatterne på pesticider omtrent femdobles i forhold til de nuværende værdiskatter på pesticider. Der tages ikke højde for regionale forskelle, eller forskelle i effekten af de forskellige typer af pesticider. Den omkostning, dette giver anledning til (defineret ved summen af mistet offentligt og privat forbrug) fastholdes i de øvrige analyser. Således fastsættes de øvrige instrumenters størrelse, så de giver anledning til samme samfundsøkonomiske omkostning (dvs. ikke medregnet gevinsterne ved reguleringen).

Sprøjtefri randzoner omkring marker og vandboringer

Der indføres sprøjtefri randzoner omkring marker og omkring vandboringer. Der indføres en sprøjtefri zone på 100 meter omkring større vandforsyninger og på 50 meter omkring små enkeltindvindinger. De sprøjtefri randzoner omkring vandboringer er målrettet mod at forbedre vandkvaliteten, mens zonerne omkring markerne forventes at have en gavnlig effekt for biodiversiteten. Randzonebredden omkring markerne fastsættes således, at den samfundsøkonomiske omkostning svarer til omkostningen ved ensartede pesticidafgifter. Randzonebredden bliver herved ca. 5 meter.

Omlægning til økologisk jordbrug

Ved at subsidiere økologisk landbrug sikres en omlægning til økologisk landbrug, der er en dyrere produktionsform. Der subsidieres i et omfang, der giver en samfundsøkonomisk omkostning svarende til omkostningen ved ensartede pesticidafgifter. Ved subsidiering af den økologiske produktion sker en forøgelse af det økologisk dyrkede areal svarende til 2 pct. af det samlede dyrkede areal. En nødvendig ad hoc modellering af efterspørgslen efter økologiske varer betyder imidlertid, at resultatet af dette instrument er mere usikkert end de øvrige, og at det derfor skal fortolkes med ekstra varsomhed, jf. Jacobsen mfl. (2004).

Kompleks problemstilling

For andre stoffer, f.eks. pesticider, er sammenhængen langt mere kompleks. Der findes en lang række forskellige pesticider med meget forskellige skadelige effekter. For disse er en ensartet værdiskat ikke nødvendigvis målrettet i forhold til skadeeffekten. Dette gælder for den eksisterende pesticidafgift og for de skatteinstrumenter, der analyseres nedenfor. Dette skyldes at disse er proportionale tillæg til en eksisterende skat, der ikke står i forhold til skadens størrelse.

Anvendte modelværktøjer

De modeller, der er anvendt i analysen, er:

- En generel ligevægtsmodel (Aage), der dækker hele økonomien
- En model for landbrugsdriften (Esmeralda)
- En geologisk/hydrologisk vurdering af sandsynligheden for pesticider i grundvand
- En biologisk model, der fastlægger niveauet af biodiversitet (Almass)

Modellerne er beskrevet i boks III.5.³⁷

Oversigt over sammenhængen i analysen

Figur III.8 viser sammenhængen mellem de forskellige elementer i analysen. I venstre side af figuren findes værdisætningsundersøgelsen, der beregner en pris på biodiversitet, repræsenteret ved bestanden af markfugle. Denne værdisætningsundersøgelse er sammen med en litteraturgennemgang af værdisætning af "sikkert" drikkevand inden for grænseværdierne præsenteret i afsnit III.3. Den samlede vurdering af konsekvenserne findes i afsnit III.6. Den øvrige del af figuren vedrører analyserne, der præsenteres i nærværende afsnit.

37) Analyserne med Aage og Esmeralda er udført af Fødevarøkonomisk Institut, analyserne med Almass er udført af Danmarks Miljøundersøgelser, mens den hydrologiske/geologiske vurdering er udført af GEUS (Danmarks og Grønlands geologiske undersøgelser). Alle disse beregninger er udført af uafhængige eksperter efter opdrag af Det Økonomiske Råd. Beregningerne er dokumenteret i tre baggrundsnotater: Jacobsen mfl. (2004), Henriksen mfl. (2004) og Topping (2004). Dokumentationen af samtlige beregninger er tilgængelig via Det Økonomiske Råds hjemmeside, se www.dors.dk.

Aage (Agricultural Applied General Equilibrium)

Aage er en statisk komparativ generel ligevægtsmodel for Danmark. I en generel ligevægtsmodel antages det, at der er ligevægt på alle markeder. Modellen er baseret på den australske ORANI model og omsat til danske data som GESMEC, se Dixon mfl. (1982) samt Frandsen mfl. (1995). Modellen er videreudviklet på Fødevareøkonomisk Institut med henblik på at give en mere detaljeret beskrivelse af landbrugssektoren. Modellen indeholder 9 landbrugsrelaterede sektorer, der producerer 10 varer (korn, raps, kartofler, sukkerroer, grovfoder, oksekød, mælk, svin, fjerkræ og gartneriprodukter). I alt er der 68 erhverv (inkl. offentlige tjenester), der producerer 76 varer. Alle landbrugsprodukterne findes i en økologisk og en konventionel udgave. Blandt de 76 varer er tre pesticidtyper: Herbicider, insekticider og fungicider. Der er lagt vægt på at beskrive efterspørgselsstrukturen i landbrugssektorerne ved at inkludere et system af efterspørgselsfunktioner, se Jacobsen (2001) for dokumentation af strukturen i landbrugets inputefterspørgsel. Modellen er lukket således, at udviklingen i det indenlandske prisniveau sikrer en betalingsbalance, der svarer til niveauet i basisåret. Renten er eksogen og medvirker til at bestemme investeringsniveauet. Udviklingen i udenlandske priser er antaget på baggrund af simuleringer med GTAP modellen (en international generel ligevægtsmodel), der ligeledes indeholder EU's landbrugsreform og østudvidelsen. Aage modellens database er fra 1995, og regulering, der er gennemført i perioden 1995-2003, f.eks. pesticidafgifter, er inkluderet i modellen.

Esmeralda (Econometric Sector Model for Evaluating Resource Application and Land use in Danish Agriculture)

Esmeralda er en økonomisk model for den danske landbrugssektor. Den beskriver landbrugsproduktionen, landbrugets inputefterspørgsel, afgrødesammensætningen på landbrugsjorden, husdyrtætheden samt forskellige økonomiske og miljømæssige variabler for landbruget, se f.eks. Jensen mfl. (2001). Modellen indeholder 14 forskellige landbrugsprodukter, heraf 11 markedsomsatte (7 afgrødetyper, 2 kvægrelaterede, svin og fjerkræ), og 3 typer af grovfoder, der hovedsagelig anvendes af producenten. Modellen beskriver efterspørgsel efter 7 inputs (energi, arbejdskraft, gødning, pesticider, serviceydelser, grovfoder og koncentreret foder). Der er i modellen skelnet mellem fire landbrugstyper (deltidslandbrug og heltids plante-, kvæg- og svinelandbrug). Endelig er der skelnet mellem to forskellige jordbundstyper (sandjord og lerjord). Modellen simulerer adfærden i en gruppe på ca. 2.000 repræsentative landbrug, der antages at agere økonomisk rationelt, dvs. at de profitmaksimerer givet priser på input og output. Adfærden i disse repræsentative landbrug aggregeres at give resultater på nationalt niveau. Adfærdsrelationerne i Esmeralda er ikke estimeret på samme data som i Aage, og ag-

gregeringen i modellerne er forskellig, selvom der er et vist overlap med hensyn til, hvad der er inkluderet i de to modeller. Derfor er der ikke fuld konsistens mellem modellernes resultater.

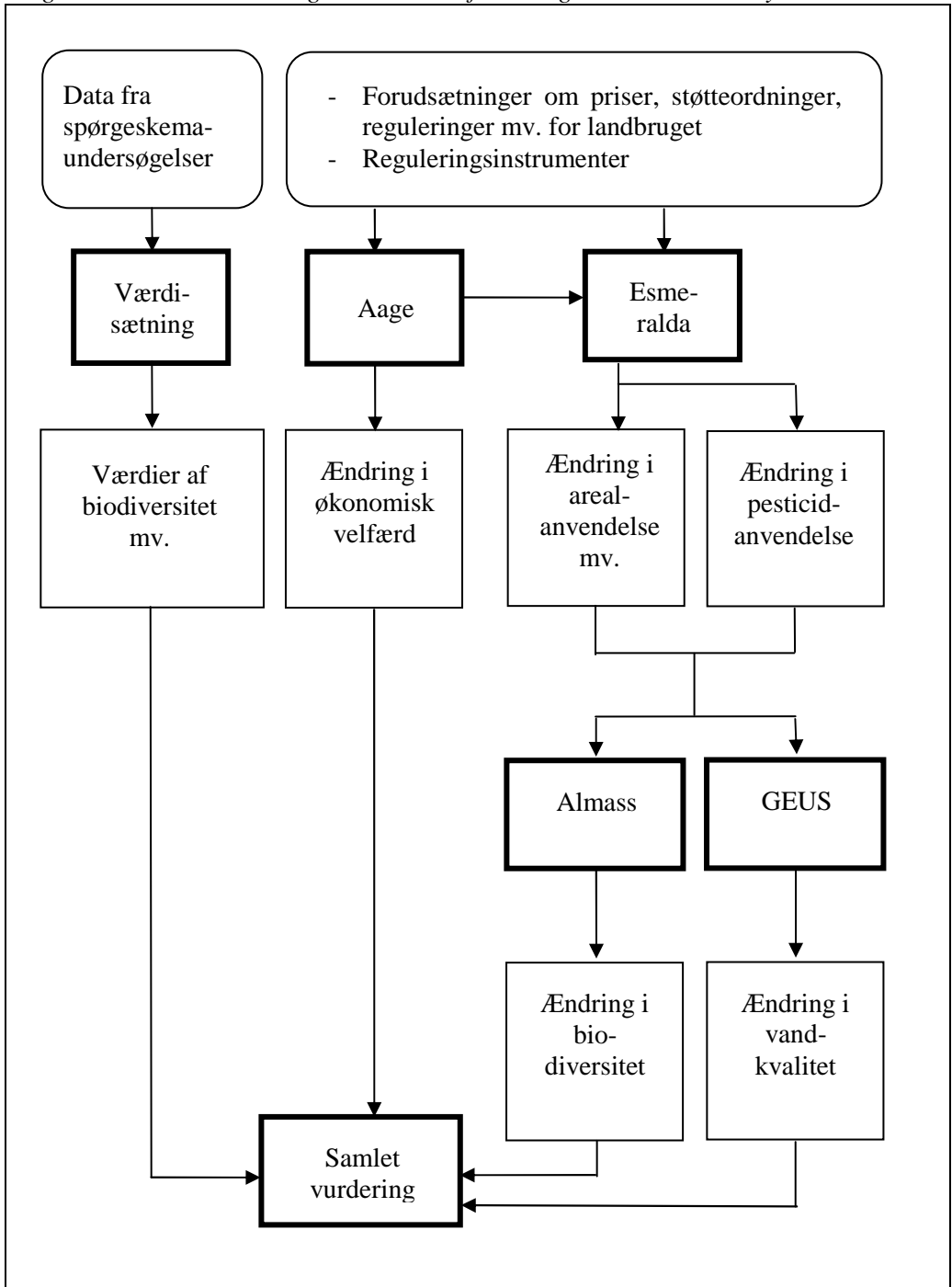
Almass (Animal, Landscape and Man Simulation System)

Almass er en simuleringsmodel, der er designet til, på baggrund af en detaljeret landskabsmodellering, at simulere, hvorledes ændringer i landskabets struktur eller anvendelsen af landskabet påvirker bestanden af centrale dyrearter i det danske landskab som f.eks. sanglærken, se f.eks. Topping mfl. (2003). Udover en detaljeret kortlægning af landskabet indeholder landskabsdelen eksogene antagelser om vejr, landbrugsdrift og vækst i vegetation. Simuleringen af dyrearterne er individbaseret. For hvert individ kan der indtræffe en række forskellige hændelser, og det interagerer dels med andre individer og dels med det lokale miljø. Hændelserne indtræffer tilfældigt ud fra en sandsynlighedsfordeling. Dette betyder, at modellen ikke giver samme resultat, hver gang den køres. Derfor køres modellen et vist antal gange, og det gennemsnitlige udfald beregnes sammen med en sandsynlighedsfordeling for udfaldet. Almass er baseret på et udsnit af det danske landskab på 10 km·10 km i området omkring Bjerringbro. Området er udvalgt således, at det er så repræsentativt som muligt for det danske landskab. Der skelnes mellem 13 slags arealanvendelser uden vegetation (f.eks. veje, bygninger og vand) og 15 arealanvendelser med vegetation, herunder dyrket areal. For det dyrkede areal skelnes mellem 15 afgrødetyper. Yderligere er der i modellen inkluderet sæsonvariation og dyrkningsform, f.eks. økologisk og konventionel dyrkning og pesticidforbrug. Almass analyserne er gennemført for sanglærker, der antages at kunne anvendes som en indikator for tilstedeværelsen af markfugle.

Geologisk/hydrologisk vurdering

På baggrund af forsøg har GEUS analyseret sammenhængen mellem pesticidforbrug, afgrødetype, jordbund og udvaskning fra rodzonen. Det er analyseret, hvordan de forskellige instrumenter påvirker udvaskningen fra rodzonen. Udvasningen afhænger af en lang række andre forhold, f.eks. klima og variationer i den lokale hydrologi. Sammenhængen mellem udvaskningen fra rodzonen og tilstedeværelsen af pesticider i grundvandet er kun i begrænset omfang belyst. Der er således tale om en vurdering.

Figur III.8 Sammenhængen mellem de forskellige elementer i analysen



Aage	Den samfundsøkonomiske omkostning er beregnet i Aage modellen, jf. boks III.5. Som baggrund for beregningerne i Aage ligger en række antagelser om udviklingen frem til år 2015. Disse antagelser er beskrevet i Jacobsen mfl. (2004). Med Aage modellen beregnes et sæt priser på landbrugsprodukter og input faktorer i landbruget samt en overordnet produktionsfordeling i landbruget. Dette anvendes som input i landbrugssektormodellen Esmeralda.
Esmeralda	I landbrugssektormodellen Esmeralda vurderes sektorforskydningerne i landbruget. Der beregnes brug af pesticider og en disaggregeret arealanvendelse med hensyn til afgrødevalg fordelt på driftsform og jordbundstype. Yderligere beregnes de økonomiske forhold for landbrugssektoren. Afgrødesammensætningen og pesticidbelastningen på de enkelte afgrødetyper anvendes som input i den geologiske/hydrologiske vurdering og i den biologiske model Almass.
Almass	I den biologiske model Almass beregnes niveauet for biodiversiteten (som indikator anvendes bestanden af sanglærker). Bestanden af sanglærker er meget afhængig af fødegrundlaget, der har en nær sammenhæng med det generelle niveau for biodiversitet. Bestanden af lærker kombineres i den samlede vurdering med værdien af biodiversitet, indikeret ved den samlede bestand af markfugle.
Geologisk/ hydrologisk vurdering	I den geologiske/hydrologiske vurdering fastlægges sandsynligheden for at finde pesticider over grænseværdien i grundvandet og drikkevandet (indvundet vand) for de forskellige metoder til regulering af pesticidanvendelsen.
Statisk analyse	Der er tale om en komparativ statistisk analyse. Det betyder, at der er tilpasninger, der ikke beskrives. Det gælder f.eks., hvorledes økonomien eller faunaen udvikler sig over tid, når et reguleringsinstrument implementeres. Effekterne af de forskellige tiltag sammenlignes for 2015, hvor virkningen er slået helt igennem. ³⁸ Denne fremgangsmåde repræsenterer således en forenklet tilgang, men vurderes at være den ene-

38) Det kan dog ikke forventes, at effekterne er slået fuldt igennem i vandindvindingen og grundvandet.

ste praktisk realistiske indtil videre, når så mange forskellige modeltyper skal kobles sammen.

Resultater af analysen

De makroøkonomiske resultater er fundet med beregninger med Aage modellen. Basisfremskrivningen danner udgangspunkt for vurdering af konsekvenserne af de forskellige pesticidreguleringer.

Definition af den samfundsøkonomiske omkostning

Som nævnt under specifikationen af instrumenterne er analyserne foretaget således, at de forskellige metoder til regulering af brugen af pesticider giver anledning til samme samfundsøkonomiske omkostning. Som mål for den samfundsøkonomiske omkostning anvendes summen af ændringen i det private og det offentlige forbrug.³⁹ En pesticidreduktion på 25 pct. (opnået ved en pesticidafgift) giver anledning til en samfundsmæssig omkostning på 862 mio. kr. (2003-priser), hvilket svarer til en nedgang i forbruget på 0,06 pct. i forhold til det samlede forbrug i 2015, se tabel III.7.

Forskellige konsekvenser af instrumenter

Da den samfundsøkonomiske omkostning er fastholdt for de forskellige instrumenter, er effekterne af disse ganske forskellige. Dette betyder, at effekterne på biodiversitet, landbrugets økonomiske forhold og vandkvaliteten kan variere betydeligt med de forskellige instrumenter.

Begrænset makroøkonomisk betydning

Samtlige instrumenter har, målt i absolutte størrelser, en meget begrænset indflydelse på de makroøkonomiske nøgletal (BNP, privat og offentligt forbrug, im- og eksport samt kapitalapparat), og der er i langt de fleste tilfælde tale om ændringer på højst 0,1 pct. Nøgletallene er præsenteret i Jacobsen mfl. (2004).

Betydelig effekt på biodiversitet og vand

Det fremgår af tabel III.7, at biodiversiteten påvirkes ganske forskelligt med de forskellige instrumenter. Mens der med de sprøjtefri randzoner er en positiv effekt på 10 pct., er der

39) Det offentlige forbrug har betydning for forbrugernes velfærd, men indgår ikke i den implicite nyttefunktion i Aage modellen, hvorfor ækvivalerende variation, der er det korrekte velfærdsmål, ikke kan beregnes eksakt.

kun en meget begrænset effekt af en delvis omlægning til økologisk jordbrug og ligefrem en negativ effekt af forøgede pesticidafgifter af grunde, der forklares nedenfor. I basisfremskrivningen forventes det, at der er overskridelser af grænseværdierne for pesticider i 8,1 pct. af den indvundne vandmængde. Alle instrumenterne, bortset fra en delvis omlægning til økologisk jordbrug, har betydelig effekt på drikkevandet og hele vandressourcen. Sprøjtetfri randzoner er mest effektive og halverer det forventede antal grænseoverskridelser i vandindvindingen. Pesticidafgifter giver en væsentlig mindre, men dog stadig betydelig forbedring af drikkevandet. Delvis omlægning til økologisk jordbrug har en lille effekt. Afgifter er mest effektive, hvis der ses på hele ressourcen.

I det følgende redegøres først for effekterne for landbruget, dernæst for pesticidforbruget, for biodiversiteten og til sidst for vandindvindingen.

Konsekvenser for landbruget:

I basisfremskrivningen sker der en stigning i landbrugets BFI fortrinsvis på grund af en stigning i arbejdsproduktiviteten. Det samlede produktionsomfang stiger med godt 20 pct., mens omkostningerne kun stiger meget begrænset med godt 4 pct. De præsenterede reguleringsinstrumenter har kun begrænset indflydelse på den samlede omkostningsstruktur i landbruget, inden for de enkelte driftsgrene er der betydelige variationer. Effekterne på landbruget samt de makroøkonomiske beregninger er dokumenteret i Jacobsen mfl. (2004).

Forskellig påvirkning af driftsgrene

Det fremgår af tabel III.8, at der er stor forskel på, hvorledes de forskellige instrumenter påvirker de enkelte driftsgrene i landbruget. Med pesticidafgifter er det især i særlig grad gartnerierne, der reducerer produktionen. Dette skyldes, at gartnerierne bruger relativt mindre jord og relativt flere pesticider end de øvrige driftsformer. Dermed rammes de hårdt af afgifterne og får relativt mindre glæde af den faldende jordpris, hvorfor de rammes hårdere end de øvrige sektorer.

Tabel III.7 Oversigt over konsekvenser af alternative metoder til regulering af pesticidforbruget

	Basisfremskrivning	Pesticidafgifter	Sprøjtefri randzoner	Økologi
	Baseret på eksisterende regulering og økonomisk vækst frem til 2015	Ca. fordobling af afgift på pesticider	5 m omkring marker, 100 m omkring større vandboringer, 50 m omkring mindre	Subsidiering af økologisk jordbrug
	Niveau	-----	Pct. ændring i forhold til basisfremskrivning	-----
Privat og offentligt forbrug	1.397,9 mia. kr.	-0,06	-0,06	-0,06
Biodiversitet	150 lærker pr. km ²	-5	10	2
Sandsynlighed for pesticider, drikkevand	8,1 pct. grænseoverskridelser ^b	-20	-51	-3
Sandsynlighed for pesticider, hele ressourcen	14,5 pct. grænseoverskridelser ^b	-20	-9	-3
BFI i landbrug	26,7 mia. kr.	-0,4	-1,1	• ^{a)}
Jordpris	•	-7,1	-1,3	1,0
Beskæftigede i landbrug inkl. følgeindustri	121.594 personer	-0,9	-0,8	0,2

a) De sektorøkonomiske konsekvenser af delvis omlægning til økologi har ikke kunnet beregnes med tilstrækkelig sikkerhed.

b) Da der løbende forbydes specifikke pesticidtyper kan grænseoverskridelserne i fremtiden være lavere end angivet.

Kilde: Jacobsen mfl. (2004), Topping (2004), Henriksen mfl. (2004) og egne beregninger.

Tabel III.8 Ændring i landbrugsproduktionen og landbrugets BFI ved alternative metoder til regulering af pesticidforbruget

	Pesticidafgift	Sprøjtefri randzoner	Økologi
	---- Pct. ændring i forhold til basisfremskrivning ----		
Korn	-1,6	-9,0	-0,2
Kartofler	-2,4	0,1	-0,4
Sukkerroer	0,0	0,0	0,0
Grovfoder	0,0	0,0	2,3
Gartnerier	-9,7	0,4	3,3
Oksekød	-0,0	0,0	-3,9
Mælk	0,0	0,0	0,0
Svin	0,2	-0,2	-0,8
Landbrugets BFI	-0,4	-1,1	•

Anm.: De sektorøkonomiske konsekvenser af delvis omlægning til økologi har ikke kunnet beregnes med tilstrækkelig sikkerhed.

Kilde: Jacobsen mfl. (2004).

Med sprøjtefri randzoner rammes driftsgrenene på anden vis: Gartnerierne har fordel af kun at have et relativt lille input af jord, da de herved kun rammes i begrænset omfang af indgrebet. Ved sprøjtefri randzoner er det i særdeleshed kornproduktionen, der reduceres, da det er en arealintensiv produktion, og på grund af stigende omkostninger falder produktionen.

Beskæftigelsen i landbruget

Frem til 2015 forventes beskæftigelsen i landbruget inkl. følgeindustrier i at falde med godt 25 pct. i basisfremskrivninger. Pesticidafgifter og sprøjtefri randzoner fører til en reduktion i beskæftigelsen på godt 1.000 personer svarende til knap 1 pct. af de beskæftigede i landbruget og følgeindustrierne. Dette skyldes primært den lavere produktion. Langt hovedparten af beskæftigelsesfaldet finder sted i selve landbrugsproduktionen, mens følgeindustrierne stort set er upåvirkede. Der er i modellen regnet med en konstant samlet beskæftigelse. Beregningen af den samfundsøkonomiske omkostning antager, at de personer, der mister beskæftigelse i landbruget, finder beskæftigelse andre steder. Ved en

delvis omlægning til økologisk jordbrug stiger beskæftigelsen i landbruget og følgeerhverv svagt.

Jordpriserne

Ved øgede pesticidafgifter stiger enhedsomkostningerne i landbrugets brug af jord, hvilket alt andet lige giver faldende produktion og dermed faldende efterspørgsel efter jord. Ved de øvrige instrumenter er effekten på jordprisen begrænset.

Pesticidforbruget:

Det fremgår af tabel III.9, at en ensartet pesticidafgift reducerer pesticidforbruget med ca. 25 pct., med størst effekt på herbicider og insekticider. De øvrige former for pesticidregulering giver ikke lige så stor reduktion i pesticidforbruget. Dette skyldes, at de ikke, som den ensartede pesticidafgift, har til formål at reducere det samlede pesticidforbrug, men at reducere effekterne af pesticidforbruget.

Konsekvenser for biodiversitet:

Konsekvenserne for biodiversitet er beregnet med udgangspunkt i bestanden af sanglærker, se Topping (2004). Bestanden af lærker er igennem de sidste 30 år gået tilbage med 40 pct., hvilket ifølge Topping skyldes den stigende effektivitet i landbruget. Den større effektivitet giver tættere afgrøder og mindre ukrudt, hvilket dels medfører, at lærker-

Tabel III.9 *Indeks for pesticidforbruget ved alternative metoder til regulering af pesticidforbruget*

	Basisfrem- skrivning	Pesticidafgift	Sprøjtetfri randzoner	Økologi
	-----	Indeks, basis =100	-----	
Herbicider	100	69	80	90
Fungicider	100	80	82	98
Insekticider	100	66	88	94
Vækstregulatorer	100	89	77	88
Total	100	74	81	93

Anm.: Indekset er baseret på behandlingshyppighederne. Behandlingshyppighederne, der normalt er opgjort i forhold til det konventionelt dyrkede areal, er her korrigeret således, at der tages højde for, at en del af arealet omlægges til økologi.

Kilde: Jacobsen mfl. (2004) samt egne beregninger.

ne ikke kan nå ned til jordoverfladen for at fouragere, og dels at fødegrundlaget på grund af den mindre ukrudtsmængde er begrænset. Pesticider, anvendt i mængder som på de danske marker, har ikke en direkte toksikologisk effekt på lærkerne, men f.eks. insekticider reducerer fødegrundlaget direkte, mens herbicider ødelægger habitatene for visse insekter og dermed fjerner fødegrundlaget. Beregningerne af konsekvenserne for biodiversiteten er beskrevet i Topping (2004), der også redegør for antagelserne bag analyserne.

Sprøjtefri randzoner mest effektive

Det fremgår af tabel III.7, at der er stor forskel på, hvorledes de forskellige instrumenter påvirker biodiversiteten. Det er umiddelbart klart, at den mest effektive måde at sikre en større biodiversitet til den givne omkostning er ved hjælp af sprøjtefri randzoner omkring marker, der giver 10 pct. flere lærker. Dette skyldes, at randzonerne giver mulighed for fouragering og redebygning.⁴⁰

Økologi har lille men positiv effekt

Også en delvis omlægning til økologisk landbrug har en positiv effekt, 2 pct. forøgelse af bestanden, der dog ikke er statistisk signifikant. En hovedårsag til dette er, at den reelle ændring i arealanvendelsen er meget lille, hvilket skyldes, at det er relativt dyrt at opnå denne omlægning. Der kommer godt nok ca. 25 pct. mere økologisk landbrug, men da kun en begrænset del af arealet som udgangspunkt er økologisk, dyrkes der kun økologisk på 2 pct. mere af det samlede dyrkede areal.

Ensartede pesticidafgifter har negativ effekt

Forøgede ensartede pesticidafgifter giver et fald i bestanden af lærker på 5 pct. Det er umiddelbart overraskende, at effekten har negativt fortegn. Der er dog flere årsager til dette resultat. For det første har pesticiderne som nævnt ingen toksikologisk effekt på lærkerne, men virker gennem påvirkning af fødegrundlaget. For det andet er pesticidforbruget så højt, at en reduktion på 25 pct. ikke giver nævneværdigt mere ukrudt. Ukrudt er som nævnt en vigtig forudsætning for fourageringsmulighederne, dvs. der er ikke positive

40) Der kan også anvendes andre indikatorer end bestandens størrelse for bestandens vilkår. Andre indikatorer, så som antal unger pr. hunlærke, peger også på randzoner som det mest effektive instrument, se Topping (2004).

effekter for lærkerne. Tilsyneladende sprøjtes mere end driftsøkonomisk optimalt, hvilket kan skyldes, at landmændene herved "forsikrer" sig. De kan med en lavere sprøjteintensitet måske nok få en bedre økonomi på langt sigt, men vil også opleve mere svingende udbytte. For det tredje bidrager det til forklaringen, at landmændene ændrer afgrødesammensætningen som konsekvens af afgiften. Den nye afgrødesammensætning giver ringere mulighed for fouragering og redebygning. Endelig nødvendiggør sprøjtning kørsel på markerne. Denne kørsel "åbner" sporene, hvorved fuglene får mulighed for at søge føde her. Såvel afgrødesammensætningen som fraværet af åbning af sporet har negativ effekt på biodiversiteten. Dette overraskende resultat understreger, at der med pesticider er tale om en uhyre kompleks problemstilling.

**Ikke nødvendigvis
symmetriske
effekter**

Der er ikke analyseret på effekter af forøgelse af pesticidforbruget. Der kan ikke nødvendigvis forventes symmetriske effekter af at forøge eller formindske pesticidforbruget. Der er en række betingelser der skal være opfyldt for at få forøgelse i bestanden.⁴¹

Usikre effekter

Som for de andre beregnede konsekvenser er effekten på biodiversitet usikker og afhængig af de gjorte antagelser om f.eks. landmændenes adfærd og instrumentets størrelse. Dette illustreres af en række supplerende analyser, der præsenteres senere.

**Konsekvenser for
drikkevandet:**

Effekten på drikkevandet er særdeles usikker på grund af et mangelfuldt datagrundlag. Der er anvendt data fra seks forsøgsmarker, og de mest sårbare arealer er ikke nødvendigvis medtaget i analysen. Der findes ikke anvendelige data for vækstregulatorer, og den funktionelle sammenhæng mellem behandlingshyppighed og udvaskning fra rodzonen er usikker. Analyserne af konsekvenserne på drikkevandet og hele vandressourcen er dokumenteret i Henriksen mfl. (2004).

41) Hvis der f.eks. køres mere i hjulsporene (ved forøget pesticidforbrug) vil det kun have en begrænset effekt, da den nuværende kørsel er tilstrækkeligt, til at åbne sporene. Køres der mindre (ved et reduceret pesticidforbrug) vil fourageringsmulighederne forringes.

**Sprøjtetfri
randzoner effektive**

Når der ses på sandsynligheden for pesticider i det indvundne grundvand, er sprøjtetfri randzoner det mest effektive, idet det kan reducere sandsynligheden for pesticider over grænseværdien i vandboringerne med 51 pct.

**Sprøjtning- og
indvindingsforhold**

Forholdene under sprøjtningen kan have afgørende betydning for nedsivningen. Således har ikke kun behandlingshyppigheden, men også fordelingen af denne på bedriftsformer og afgrøderotationen betydning. Ligeledes har det betydning for sandsynligheden, om der er tale om en indvinding fra de øvre eller dybere grundvandslag. Disse forhold er inddraget i vurderingen af konsekvenserne.

Punktkilder

Punktkilder, der f.eks. kan opstå ved uheld, eller ved at sprøjttemateriel altid rengøres på samme sted, kan have stor betydning for sandsynligheden for pesticider i en vandboring. Det kan imidlertid være vanskeligt via regulering at reducere antallet af punktkilder, hvorfor dette ikke er analyseret som selvstændigt instrument. Et pilotprojekt i Sverige har vist, at en massiv oplysningsindsats med hensyn til landmændenes håndtering af pesticider (f.eks. påfyldning og afvaskning af redskaber) kan reducere pesticidudvaskningen til vandløb betydeligt, se Henriksen mfl. (2004).

**Beskyttelse af
følsomme
vådområder**

Etablering af sprøjtetfri randzoner omkring vandboringer vil primært være effektive, når der indvindes fra de øvre grundvandslag, hvilket ofte er tilfældet for mindre boringer. For boringer i de øvre lag reducerer randzoner tilstedeværelsen af pesticider med 90–95 pct. Større boringer indvinder fra dybere lag, hvor effekten af randzonen kun er 5–10 pct. Ca. 10 pct. af de sandede arealer er særligt sårbare over for pesticidudvaskning, se Henriksen mfl. (2004). Henriksen mfl. vurderer, at det i forhold til de større vandforsyninger vil være mere hensigtsmæssigt at udlægge de sprøjtetfri arealer på de mest sårbare områder i stedet for omkring de større vandforsyninger. Derved vil der kunne opnås en større effekt end med de analyserede randzoner.

Øvrige effekter

Analysen er baseret på en generel ligevægtsmodel, hvorfor de afledte økonomiske effekter i form af sektorforskydninger, prisændringer osv. er medregnet i analysen. Der er i

beregningerne ikke taget højde for effekten på andre miljøområder end den direkte effekt på biodiversitet på markerne samt grundvandet. I afsnit III.6 gives en generel diskussion af betydningen af udeladte effekter.

Påvirkning af kvælstofoverskud og CO₂ emission

Med brug af Esmeralda modellen kan der beregnes en lille stigning i kvælstofoverskuddet på mellem ½ og 1 pct. af kvælstofoverskuddet i basisfremskrivningen. Effekten er mindst med afgifter, hvilket skyldes, at hvedearealet stiger mindst med disse instrumenter. Omlægning til økologisk jordbrug giver den største stigning i kvælstofoverskuddet på grund af en omlægning i retning af mere grovfoder. Ændringen skønnes dog med samtlige instrumenter at kunne negligeres i en samlet vurdering af instrumenterne. Der er en snæver sammenhæng mellem brugen af fossile brændsler og emissionen af CO₂. Et resultat fra Aage modellen er, at brugen af fossile brændsler og dermed CO₂ emissionen stort set er uændret. Denne effekt kan derfor udelades af den samlede vurdering. Der sker et meget begrænset fald i emissionen med samtlige reguleringsinstrumenter, men på et niveau, der er uden betydning for resultatet.

Implementering af randzoner

I analyser af randzoner i markkanter er en mark defineret som et ubrudt areal, hvor der dyrkes afgrøder af samme type. Disse marker er i mange tilfælde afgrænset fysisk af strukturer, landmanden ikke kan fjerne. Det kan f.eks. være ejendomsskel, offentlige veje, private markveje, hvor andre har hævdvunden ret til at færdes, beskyttede jord- og stendiger, søer, åer osv. I andre tilfælde er der blot tale om en smal græsribat eller et hegn, som landmanden har lov til at fjerne. Sprøjtetfri randzoner vil give landmændene incitament til at nedlægge skel, hvilket vil kunne reducere effekten på biodiversiteten.

Andre gevinster ved skel

I de tilfælde, hvor der i dag opretholdes skel, der lovligt kunne fjernes, må det forventes at ske af driftsøkonomiske hensyn. F.eks. dyrkes forskellige afgrødetyper af hensyn til afgrøderotation, og hegn kan give en større bestand af f.eks. harer eller fasaner og dermed forøge værdien af jagttretigheden. Det må dog forventes, at skel ved indførelse af sprøjtetfri randzoner i et vist omfang vil blive fjernet.

Alternativ implementering af sprøjtefri randzoner

Viser det sig ved en nærmere analyse, at der må forventes at blive nedlagt markskel i betydeligt omfang, må implementeringen af de sprøjtefri randzoner justeres. En mulighed er at kræve, at en bestemt arealandel af alle marker udlægges til randzoner. Derved fjernes incitamentet til at nedlægge skel, og det undgås, at forskellige markstørrelser i forskellige bedrifter giver anledning til uheldige fordelingsvirkninger i landbruget.

Supplerende analyser

I dette afsnit præsenteres en række supplerende analyser, der har til formål at vurdere robustheden af de ovenfor gennemgåede analyser. Det overordnede resultat er, at de supplerende analyser ikke rykker afgørende på ovenstående konklusioner. Først præsenteres supplerende beregninger af afgiftsinstrumenter. Dernæst vurderes betydningen af koblingen mellem modellerne. Sidst gennemføres følsomhedsanalyser af de økonomiske beregninger, de biologiske beregninger og vurderingen af effekten på grundvand.

Anvendelsen af følsomhedsanalyser

Ideelt set bør der gennemføres en række forskellige følsomhedsanalyser, der udføres på alle de anvendte modeller. Dette er dog en krævende opgave, og i stedet er det valgt at gennemføre følsomhedsanalyser, der belyser usikkerheden inden for hver enkel model. Med hensyn til afgifter er der dog gennemført to supplerende analyser på hele modelkomplekset.

Alternative afgiftsinstrumenter: Herbicidafgifter

Der er foretaget to alternative udformninger af pesticidafgifter i et forsøg på at målrette disse mere direkte mod den skade, pesticidforbruget forårsager. Herbicider er den pesticidtype, der har størst betydning for grundvand og for fuglebestanden. I det ene alternativ analyseres ensartede herbicidafgifter og ingen afgiftsstigning på de øvrige pesticidformer. Problemet med pesticider i grundvand er størst på lerjord, dels fordi størstedelen af befolkningen bor på lerjord, og behovet for drikkevand derfor er størst der, og dels fordi nedsivningen af pesticider til grundvandet kan være større. For at tage højde for dette er der i det andet alternativ analyseret herbicidafgifter, der er differentieret således, at

4/5 af reduktionen finder sted på lerjord. Det er muligt, at kontrolproblemerne med dette instrument kan være større end med de øvrige instrumenter, dette er dog ikke analyseret nærmere.

Ensartede herbicidafgifter

Hvis der anvendes en ensartet herbicidafgift i stedet for en generel pesticidafgift, bliver reduktionen i sandsynligheden for pesticider i drikkevandet 29 pct. i stedet for 51 pct., og lærkebestanden forringes med 8 pct. i stedet for 5 pct.

Skellen mellem drikkevand og hele vandressourcen

I resultatet i tabel III.7 indgår såvel effekten på drikkevand som på hele ressourcen. Da de sprøjtefri randzoner er målrettet mod den eksisterende indvinding, tages der ikke højde for påvirkningen af den samlede ressource. Påvirkningen af den samlede ressource har betydning dels for grundvandet i områder, der i dag ikke anvendes til indvinding, og dels for det grundvand, der afstrømmer til vandløb og søer. Herbicidafgifter er mest effektive og reducerer sandsynligheden for grænseoverskridelser i hele vandressourcen med 29 pct. Pesticidafgifter reducerer sandsynligheden med 20 pct., mens randzoner reducerer sandsynligheden med ca. 10 pct. Delvis omlægning til økologisk jordbrug har også med hensyn til hele ressourcen en begrænset effekt.

Differentierede herbicidafgifter

Med differentierede herbicidafgifter falder sandsynligheden for overskridelser af grænseværdien for pesticider med kun 10 pct. for såvel drikkevandet som for den samlede ressource. Dette skyldes, at det er dyrere at implementere differentierede afgifter end ensartede, og at den samlede effekt på pesticidforbruget for fastholdt omkostning derfor bliver lavere. Til gengæld kan differentieringen betyde, at instrumentet i højere grad er rettet mod skaden. Effekten på biodiversiteten bliver en 2 pct. reduktion i stedet for 8 pct., der er resultatet med ensartede herbicidafgifter. Dette tyder på, at den analyserede kraftige differentiering har ført til, at en for stor del af reduktionen har fundet sted på lerjord. Det kan dog ikke udelukkes, at en vis differentiering kunne være mere hensigtsmæssig end ingen differentiering.

Kombination af randzoner og herbicidafgifter

Samlet set konkluderer Henriksen mfl. (2004), at det er en kombination af de to instrumenter, ensartede herbicidafgifter og sprøjtefri randzoner omkring vandboringerne, der giver den mest hensigtsmæssige regulering af drikkevand og nydannet grundvand til kredsløbet fra landbrugsarealer.

Modelkobling:

Enhver model er baseret på en række antagelser og repræsenterer en forenkling af virkeligheden. Når det er nødvendigt at gennemføre analyser på en række forskellige modeller, kan usikkerheden blive yderligere forøget på grund af inkonsistens mellem de forskellige modeller.

Aage og Esmeralda

Aage og Esmeralda er begge økonomiske modeller udviklet på samme institution, men de er udviklet til at analysere forskellige problemstillinger. De to modeller finder derfor f.eks. ikke helt samme effekt af afgifter. Hvis det antages, at der i Esmeralda anvendes en afgift svarende til i Aage, bliver faldet i pesticidforbruget noget større end i Aage. Dette kan have betydning for effekten af disse instrumenter, idet man ved at anvende Aages afgift i Esmeralda ville finde større fysiske ændringer end præsenteret. Der er i analyserne valgt afgiftsniveauer i de to modeller, således at de fysiske effekter i Esmeralda svarer til effekterne i Aage.

Gratis effekter

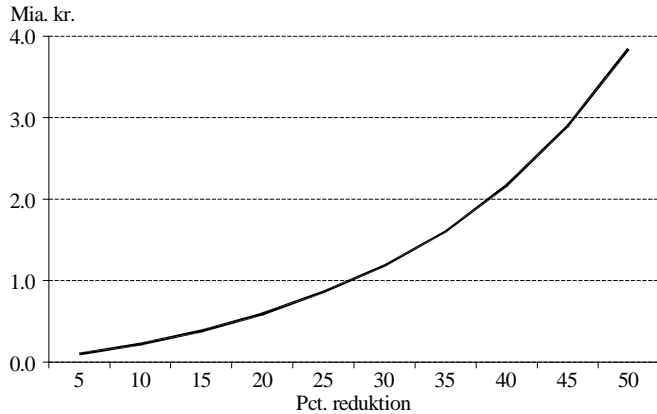
I Aage er det en grundantagelse, at der ikke findes gratis effekter, dvs. at hvis landmanden har valgt et bestemt pesticidforbrug, er det antaget at være sket på baggrund af en rationel overvejelse, hvori der bl.a. indgår driftsøkonomi, risikoaversion og præferencer for ikke at have ukrudt i marken. I beregningen med Almass kan det konstateres, at der i gennemsnit sprøjtes mere end nødvendigt, hvis der ses på ukrudtsbekæmpelse. Almass tager dog ikke højde for landmændenes mulige risikoaversion. Hvis den faktiske adfærd ikke er rationel, dvs. hvis der sprøjtes mere end nødvendigt, selv når der tages hensyn til risikoaversion, vil man i Aage fejlagtigt overse mulige gratis effekter.

De økonomiske konsekvenser:

Det antagne reduktionsniveau har afgørende betydning for omkostningen. Det fremgår af figur III.9, at reduktionsomkostningen stiger eksponentielt med reduktionsniveauet. Der er valgt at tage udgangspunkt i et reduktionsomfang på

25 pct., hvilket giver anledning til en omkostning på knap 1 mia. kr. Var der i stedet valgt en reduktion på 50 pct., ville omkostningen have været næsten fire gange så høj.

Figur III.9 Beregnede økonomiske omkostninger ved alternative målsætninger for pesticidreduktioner med pesticidafgifter



Kilde: Jacobsen mfl. (2004).

Andre Aage analyser

I forbindelse med Bichel-udvalgets arbejde blev Aage modellen anvendt til at vurdere konsekvenserne af kraftige reduktioner i pesticidforbruget, se Jacobsen og Frandsen (1999). Der blev som det første analyseret et totalt forbud mod brug af pesticider (kaldet nul scenariet). Det resulterede i kraftige reduktioner i produktionen, $\frac{2}{3}$ for korn, kartofler og sukkerroer og godt 95 pct. for raps. Der blev tillige fundet en reduktion i forbruget af handelsgødning på $\frac{2}{3}$. Der vil således være tale om betydelige strukturændringer i landbruget, store miljøgevinster, men også en samfundsøkonomisk omkostning på 7,6 mia. kr. (1992-priser). I et alternativt "plus-scenario" tillades en begrænset anvendelse af pesticider. I dette tilfælde falder kornproduktionen kun med knap $\frac{1}{3}$ pct., mens rapsproduktionen fortsat falder med godt 95 pct. Handelsgødningsforbruget falder med knap $\frac{1}{3}$. Også i dette tilfælde er der betydelige miljøeffekter, mens strukturændringen i landbruget bliver noget mindre. Den samfundsøkonomiske omkostning bliver på 3,1 mia. kr. Der

er ikke direkte sammenlignelighed mellem disse analyser og analyserne i nærværende rapport, men tilsyneladende understøttes resultaterne om stigende marginale omkostninger.

Biologiske konsekvenser:

Resultaterne i den biologiske model er meget afhængige af landmændenes reaktion på de enkelte instrumenter: Vælger landmændene i udgangspunktet en unødvendig høj sprøjteintensitet, andre former for ukrudtsbekæmpelse ved en reduktion i pesticidforbruget, eller vælger de at acceptere en større mængde ukrudt? Responsen behøver ikke nødvendigvis at være driftsøkonomisk optimal på lang sigt, men kan skyldes mangelfuld vejledning, eller at landmanden med en sprøjteintensitet, der er højere end det tilsyneladende driftsøkonomisk optimale, "forsikrer" sig mod et varierende høst-udbytte.

100 pct. økologi har positiv effekt

Det fremgik ovenfor, at en delvis omlægning til økologi havde begrænset effekt på biodiversiteten. Dette skyldes dog den begrænsede omlægning til økologi, idet økologisk jordbrug generelt har en positiv effekt. Hvis det hypotetisk antages, at der omlægges til 100 pct. økologisk landbrug, vil det resultere i 29 pct. flere lærker. Dette vil dog ikke være et omkostningseffektivt instrument.

Maksimalt 46 pct. større lærkebestand

Ukrudtbekæmpelsen har afgørende betydning for lærkebestanden. Som alternativ til pesticider kan anvendes maskinel lugning – en mulighed, landmændene forventes at anvende i et vist omfang ved de analyserede instrumenter. Hvis det antages, at der ikke anvendes pesticider eller nogen anden form for ukrudtsbekæmpelse, kan der gives et skøn over den maksimalt opnåelige lærkebestand, givet at arealerne dyrkes med uændret afgrødesammensætning. Denne maksimale bestand er 46 pct. over niveauet i basisfremskrivningen.

Betydning af gødskning i randzonerne

Supplerende analyser vurderer de biologiske konsekvenser, hvis der heller ikke gødskes i de sprøjtefri randzoner. Konsekvensen vil være en mere åben struktur i afgrøderne, hvilket har en betydelig effekt for lærkerne. Således kan der, hvis der heller ikke gødskes, opnås en stigning i lærkebestanden på 21 pct. i stedet for de 10 pct., der nås, hvis kun sprøjtning med pesticider er forbudt. Den økonomiske omkostning ved heller ikke at gødske er dog ikke vurderet.

**Afgrødesammen-
sætningens
betydning**

Hvis det hypotetisk antages, at der blev dyrket vinterhvede på alle de landbrugsarealer, der i dag anvendes til dyrkning af afgrøder, ville det lede til en årlig reduktion på 10 pct. i lærkebestanden og ultimativt til udryddelse. Dette illustrerer samspillet af faktorer, der påvirker biodiversiteten. Små forskelle i implementeringen af instrumenter eller i udviklingen af landbruget, kan have store betydninger for biodiversiteten.

**Randzoner er også
bedst med
alternative
forudsætninger**

Følsomhedsanalyserne af effekten på biodiversiteten viser, at antagelserne har betydning for resultaterne. Det er dog tilsyneladende et stabilt resultat, at sprøjtefri randzoner er det mest effektive instrument til at forbedre biodiversiteten.

**Betydning for
grundvand:**

Der er usikkerhed om, hvordan ændret pesticidbelastning påvirker udvaskningen fra rodzonen (en meters dybde i jorden). Det vurderes i Henriksen mfl. (2004), at det bedste estimat for en sammenhæng er en lineær funktion uafhængig af afgrødetype. Alternativt kan der f.eks. være tale om en S-formet sammenhæng, eller at sammenhængen er lineær, men afgrødeafhængig.

**Andre
sammenhænge for
udvaskning**

Hvis der er tale om en S-formet sammenhæng, reduceres sandsynligheden for overskridelse af grænseværdien for pesticider i basisfremskrivningen fra godt 8 pct. til knap 7 pct. Denne alternative antagelse ændrer ikke på rangordningen af instrumenterne, men gør afgiftsinstrumenterne mere effektive relativt til randzoner. Således reducerer pesticidafgifter i dette tilfælde sandsynligheden med 30 pct. (i stedet for 20 pct. med grundantagelsen), mens randzoner fortsat giver en reduktion på 50 pct. Effekten af delvis omlægning til økologi er også i dette tilfælde meget begrænset.

**Afgrødeafhængig
udvaskning**

Hvis der tages højde for muligheden for, at udvaskningen er afgrødeafhængig, reduceres sandsynligheden for grænseoverskridelse af grænseværdien for pesticider i basisfremskrivningen til 5,5 pct. Heller ikke i dette tilfælde ændres rangordningen af instrumenter, og den relative effektivitet af instrumenterne er stort set uændret i forhold til de præsenterede resultater.

III.6. Samlet vurdering af alternative metoder til regulering af pesticider

I dette afsnit sammenholdes resultaterne fra de tre forskellige reguleringsmetoder i afsnit III.5 med de monetære værdier for biodiversitet og grundvand, der blev fundet i afsnit III.3 på baggrund af den udførte værdisætningsundersøgelse og gennemgang af den internationale litteratur.

Omkostning ved regulering af pesticidforbrug

Som beskrevet i afsnit III.5 blev niveauet af de forskellige reguleringsinstrumenter skaleret, så de samfundsøkonomiske omkostninger fik samme niveau. Dette niveau er en samfundsøkonomisk omkostning på 862 mio. kr. pr. år (eller ca. 300 kr. pr. familie pr. år) set i forhold til en basisfremskrivning i år 2015, hvor effekterne af en række allerede vedtagne tiltag på landbrugsområdet må formodes at være slået fuldt igennem. På baggrund af analysen kan det således vurderes, om regulering ud over den, der allerede er besluttet, er hensigtsmæssig. Endvidere kan det vurderes, hvilket af de analyserede reguleringsinstrumenter, der er mest hensigtsmæssig. Det instrument, der samlet set giver den bedste effekt, afspejler dog ikke nødvendigvis den optimale regulering af pesticidforbruget. Dels er der andre reguleringsinstrumenter end de her analyserede, og dels bestemmes det optimale niveau af reguleringen ikke.

Ikke vurdering af tidligere regulering

Som nævnt bygger analyserne oven på den eksisterende regulering af pesticidforbruget og landbruget i øvrigt (bl.a. Vandmiljøplan III, Pesticidhandlingsplan III og EU's landbrugsreform). Hvorvidt den tidligere regulering af landbruget er hensigtsmæssig i forhold til pesticidforbrug og andre miljøeffekter, gives der således ikke svar på i analysen. Det er vigtigt at være opmærksom på, at resultaterne er betinget af den allerede besluttede regulering. Det kan derfor ikke afvises, at rangordningen af reguleringsmetoderne kan ændre sig, hvis der foretages en større ændring i reguleringen af landbruget.

Sammenligning af effekter med forskellige instrumenter

Effekter på biodiversitet og drikkevand

Med alle tre reguleringsmetoder blev der fundet en positiv effekt på den fremtidige drikkevandsressource i form af en reduceret sandsynlighed for at finde pesticider over grænseværdien i vandindvindingen, jf. tabel III.10. Den største effekt på drikkevandet findes ved sprøjtefri randzoner. Med hensyn til biodiversitet – udtrykt ved antallet af lærker – gav afgiften en reduktion i antallet af fugle, mens der var øget biodiversitet ved indførelse af sprøjtefri randzoner samt ved øget omlægning til økologisk drift. Igen findes den største positive effekt ved indførelsen af de sprøjtefri randzoner. Vurderes reguleringsinstrumenterne alene ud fra effekterne på biodiversitet og vandindvinding, så findes de største positive effekter ved de sprøjtefri randzoner – uanset hvorledes biodiversitet og indvundet drikkevand (inden for grænseværdien) vægtes overfor hinanden.

Indvinding eller grundvand

I analyserne af de alternative instrumenter er de fysiske effekter opgjort både for hele grundvandsressourcen og for det indvundne vand, jf. tabel III.10. I afsnittet fokuseres på en værdisætning af en ændring i sandsynligheden for, at drikkevand overholder grænseværdien for pesticider. Ses på hele grundvandsressourcen, i stedet for på den del der indvindes til drikkevand i dag, falder sprøjtefri randzoner ikke entydigt ud som det bedste alternativ. Med afgifter fås således en større effekt på hele grundvandsressourcen.

Værdien af biodiversitet

Ændringen i lærkebestanden kan anvendes som indikator for den samlede bestand af markfugle. Dette gør det muligt at koble resultaterne fra den biologiske model med resultaterne fra værdisætningsundersøgelsen, som gav en årlig værdi pr. familie på 220 kr. pr. pct. ændring i bestanden af markfugle. Som diskuteret i afsnit III.3 forekommer denne værdi relativ høj, og der er formentlig tale om et overkantskøn.

Værdien af vand, der overholder grænseværdier

På baggrund af udenlandske undersøgelser blev der fundet en værdi på ca. 900 kr. pr. familie pr. år for grundvand, som overholder fastlagte grænseværdier. Der anvendes i de udenlandske undersøgelser en række forskellige hypotetiske scenarier i forbindelse med værdisætningen, hvor fokus

veksler mellem bevarelse af hele grundvandsressourcen inden for grænseværdien og drikkevandet. Generelt må det dog anses for tvivlsomt, om respondenterne i undersøgelserne har skelnet mellem hele grundvandsressourcen og det grundvand, der indvindes til drikkevand. Det er på den baggrund uklart, hvorvidt værdien primært bør tilknyttes ændringerne i drikkevandskvaliteten eller ændringerne i grundvandsressourcen. I beregningerne er det imidlertid valgt at knytte de 900 kr. til ændringerne i det grundvand, der indvindes til drikkevand. De inddragne undersøgelser er baseret på den hypotetiske værdisætningsmetode, som generelt kan medtage både brugsværdier og ikke-brugsværdier (f.eks. eksistensværdier).

Tabel III.10 Opgørelse af fysiske ændringer i forhold til basisfremskrivning

	Pesticidafgift	Sprøjtefri randzoner	Økologi
	----- Pct. ændring i forhold til basis -----		
Biodiversitet	-5	10	2
Drikkevand	-20	-51	-3
Grundvand	-20	-9	-3

Anm.: Biodiversitet er ændring i lærkebestanden. Drikke- og grundvand er ændring i sandsynligheden for, at grænseværdien for pesticider overskrides, hvor "drikkevand" svarer til påvirkningen af det indvundne grundvand, mens grundvand refererer til hele grundvandsressourcen.

Kilde: Jacobsen mfl. (2004), Topping (2004) og Henriksen mfl. (2004), jf. tabel III.7 i afsnit III.5.

Højere værdi i Danmark?

Som påpeget i afsnit III.3 kan der stilles spørgsmålstejn ved, hvorvidt studier fra andre lande kan overføres til danske forhold på grund af forskelle i præferencer og teknologiske forhold. Der blev også peget på metodiske problemer i forbindelse med værdisætning af drikkevand, der overholder grænseværdierne. Problemer, som skærpes af, at grænseværdien for pesticider i vandindvindingen i Danmark ikke er fastsat ud fra sundhedsmæssige overvejelser, jf. afsnit III.2. Endelig skal man være opmærksom på, at de 900 kr.

hovedsagelig vedrører en (monetær) værdi af at bevare indvundet grundvand inden for sikre grænser, dvs. svarende til en udgangssituation, hvor det indvundne vand ikke overstiger grænserne. I forhold til de analyserede alternative reguleringsmetoder ville det være mere relevant at have værdier relateret til reduktioner i sandsynligheden for, at grænseværdien er overskredet. I afsnit III.3 omtales også andre typer af undersøgelser, der giver en højere værdi end de 900 kr. For eksempel giver en enkelt undersøgelse baseret på danske data værdier på 1.000-2.100 kr. Denne undersøgelse er dog ikke umiddelbart sammenlignelig med de øvrige, da den ikke vedrører overholdelse af grænseværdier, men en "væsentlig forbedring" af grundvandet. Holdningsundersøgelser i EU-regi tyder imidlertid på, at danskerne er mere bekymrede omkring grundvand og drikkevand sammenlignet med gennemsnittet af de øvrige EU-lande, jf. The European Opinion Research Group (2002). Dette peger i retning af, at de 900 kr. kan være i underkanten for Danmark.

Anvendt tilgang

Der er således en række grunde til, at de udenlandske værdier af drikkevand inden for grænseværdierne skal tolkes med forsigtighed. Konkret er følgende metode anvendt: Ved indførelse af sprøjtefri randzoner er det f.eks. vurderet, at sandsynligheden, for at den fremtidige drikkevandsindvinding overskrider grænseværdien, reduceres fra ca. 8 til ca. 4 pct. Dette svarer til en halvering i sandsynligheden, hvilket i beregningerne antages at have en værdi svarende til halvdelen af de 900 kr. for drikkevand, der overholder grænseværdierne.⁴²

Med eller uden hypotetisk bias

Som beskrevet i afsnit III.3 tyder flere undersøgelser på, at værdisætningsundersøgelser giver overvurderede værdier. En sammenligning af adskillige undersøgelser viser således, at den udtrykte betalingsvillighed i gennemsnit er 3 gange større end den faktiske. Dette forhold (kaldet hypotetisk

42) Drikkevand skal også overholde grænseværdier for f.eks. nitrat. Her vælges det dog at anvende de 900 kr. udelukkende for en overholdelse af grænseværdien for pesticider.

bias) varierer dog betydeligt.⁴³ Det er her valgt at beregne værdien af ændringen i bestand af markfugle og værdien af ændringen i pesticidrester i det indvundne grundvand, henholdsvis uden hypotetisk bias og med en hypotetisk bias faktor på 3. Det skal dog understreges, at dette ikke afspejler en generel anbefaling af, at resultater fra hypotetiske værdisætningsundersøgelser altid bør nedskrives til en tredjedel.

Har miljø større værdi i fremtiden?

Der analyseres effekter i 2015. Miljøgoder anses generelt for at få øget vægt, når den generelle velstand øges. Man kan derfor forestille sig, at renere grundvand og biodiversitet har en højere værdi i 2015 sammenlignet med i dag. Dette vil tendere til, at miljøhensyn vejer tungere i fremtiden.

Analysen er foretaget som en statisk komparativ analyse. De økonomiske omkostninger ved reguleringen vil komme inden for det år, hvor den pågældende politik iværksættes. Effekterne på biodiversitet vurderes også at komme inden for få år, mens gevinsterne i form af færre pesticider i drikkevandsindvindingen vil ske i løbet af en længere årrække.

Sprøjtefri randzoner synes fordelagtige

Under antagelse af de ovenfor nævnte betalingsvilligheder kan værdier for ændringerne i biodiversitet og drikkevand beregnes. De er sammenholdt med den samfundsøkonomiske omkostning i tabel III.11. Den samlede værdi af fordelene ved sprøjtefri randzoner overstiger i begge tilfælde den samfundsøkonomiske omkostning. Ved en hypotetisk bias faktor på 3 er den samlede gevinst på 1,7 mia. kr. pr. år, hvor den årlige værdi af forbedret biodiversitet og lavere

- 43) Som bemærket i afsnit III.3 er median bias væsentlig mindre – omkring 1,5 gange over faktisk betalingsvillighed. Man skal dog være opmærksom på, at studierne vedrørende hypotetisk bias overvejende relaterer sig til den betingede værdisætningsmetode. I undersøgelsen af værdien af biodiversitet, der blev præsenteret i afsnit III.3, er anvendt contingent ranking. Tilhængere af choice experiments og contingent ranking metoder argumenterer for, at respondenterne her stilles over for en mere realistisk afvejning af alternativer sammenlignet med den betingede værdisætningsmetode. Ifølge tilhængere af metoden kan dette potentielt reducere hypotetisk bias. Der er dog endnu ikke empirisk grundlag for at vurdere, om dette rent faktisk er tilfældet.

sandsynlighed for pesticidfund over grænseværdien beregnes til henholdsvis 2,1 og 0,4 mia. kr. pr. år.

Randzoner kan også betale sig hver for sig ...

Omkostningerne ved at etablere sprøjtefri randzoner kan tilnærmelsesvist deles op i ca. 0,2 mia. kr. ved at etablere sprøjtefri zoner om vandboringer og ca. 0,7 mia. kr. ved at etablere sprøjtefri randzoner omkring markerne. For begge tiltag overstiger værdien af fordelene de tilhørende omkostninger, jf. tabel III.11.

... selv ved begrænset betalingsvillighed for fugle ...

Omkostningen til de sprøjtefri randzoner om markerne vil være mindre end værdien af øget biodiversitet, selv hvis betalingsvilligheden er blot 23 kr. pr. familie pr. år for 1 pct. flere markfugle. Dette er en betydelig lavere værdi end de estimerede 220 kr. og også generelt af en beskedent størrelsesorden sammenlignet med værdier fundet i andre studier, jf. afsnit III.3.

Tabel III.11 Samlet vurdering

	Pesticidafgift	Sprøjtefri randzoner	Økologi
	-----	Mia. kr. pr. år	-----
Samfundsøkonomisk omkostning	-0,9	-0,9	-0,9
Fordele:			
Biodiversitet	-3,2	6,4	1,3
Drikkevand	0,5	1,3	0,1
Fordele (hypotetisk bias på 3):			
Biodiversitet	-1,1	2,1	0,4
Drikkevand	0,2	0,4	0,0
Samlet	-3,5	6,8	0,5
Samlet (hypotetisk bias på 3)	-1,8	1,7	-0,4

Anm.: Betalingsvillighed pr. familie pr. år er angivet i afsnit III.3.

Antallet af familier i Danmark er 2,9 mio. i 2004.

Værdien af fordelene er opgjort henholdsvis uden og med hypotetisk bias.

Kilde: Egne beregninger.

... og ved kun at se på vandindvinding

Værdien af en halvering i sandsynligheden, for at grænseværdien for pesticider i drikkevandet overskrides, vil kunne dække omkostningerne ved at anlægge sprøjtefri zoner om vandboringerne med en reel betalingsvillighed på 135 kr. pr. familie pr. år for drikkevand, der overholder grænseværdierne.⁴⁴ I Henriksen mfl. (2004) vurderes det, at der kunne opnås en endnu større effekt på vandindvindingen ved at optimere placeringen af de sprøjtefri områder ved vandboringerne. For større vandforsyninger kunne de sprøjtefri zoner placeres, hvor sårbarheden for pesticidudvaskningen er størst, i stedet for 100 m omkring hver enkelt boring.

Pesticidafgift synes ikke effektiv

Under antagelse af, at ændringen i biodiversitet ikke tillægges nogen (negativ) værdi, er en betalingsvillighed på 900 kr. pr. familie pr. år for drikkevand, der ikke overskrider grænseværdierne, ikke nok til, at værdien af lavere sandsynlighed for pesticider i vandindvindingen kan opveje omkostningerne ved pesticidafgifter. Det vil kræve en reel betalingsvillighed for drikkevand, der overholder grænseværdierne, på 1.500 kr. pr. familie pr. år for at dække omkostningen ved en pesticidafgift.

Herbicidafgift giver størst effekt på hele grundvandsressourcen

I afsnit III.5 er analyseret et alternativt afgiftsinstrument, hvor afgiften udelukkende lægges på herbicider (ukrudtsbekæmpelsesmidler). Denne afgift giver den største reduktion i sandsynligheden, for at grænseværdien for pesticider overskrides for hele grundvandsressourcen. Reduktionen er 29 pct. (både for hele vandressourcen og for vandindvindingen). Imidlertid er der en reduktion i biodiversiteten ved denne afgift, jf. afsnit III.5.

44) Som en alternativ vurdering af værdien af færre pesticider i det indvundne drikkevand, kan det i stedet beregnes, hvor meget familier skulle betale, hvis det antages, at de i stedet skulle købe rent drikkevand. Ved indførelsen af randzoner vil ca. 4 pct. af befolkningen kunne "spare" denne udgift. Hvis det antages, at en familie har behov for 10 liter vand pr. dag vil en vandpris på blot 0,50 kr. pr. liter give en besparelse svarende til omkostningen på ca. 0,2 mia. kr. Dvs. selv med en relativ lav indkøbspris på drikkevand vil det i følge denne beregning stadig kunne betale sig at indføre sprøjtefri randzoner omkring vandboringer frem for alternativ tilvejebringelse af drikkevand.

Tvivlsomt om omlægning til økologisk drift er fordelagtig

Ved en delvis omlægning til økologisk drift er der en lille positiv effekt på biodiversiteten og let mindsket sandsynlighed for pesticider i drikkevandet, men sammenholdt med randzoner er effekterne små. Det skal dog understreges, at beregningerne vedrørende øget omlægning til økologisk drift er behæftet med betydelig usikkerhed, jf. afsnit III.5, hvorfor resultaterne vedrørende omlægning skal tages med forbehold.

Fælles træk ved sprøjtefri randzoner og økologisk drift

Indførelse af sprøjtefri randzoner og delvis omlægning til økologisk drift har det til fælles, at der på dele af landbrugsarealet ikke sprøjtes. Ved randzoner er det dog en større andel af landbrugsjorden, der ikke bliver sprøjtet. Dette afspejler, at det er dyrere at omlægge til økologisk brug sammenlignet med at undlade at sprøjte på dele af landbrugsarealet, bl.a. fordi økologisk drift indebærer flere restriktioner på driften (f.eks. må der heller ikke anvendes kunstgødning). Endvidere vil effekterne på drikkevandet være større ved randzoner omkring boringer sammenlignet med omlægning til økologisk areal på steder, som ikke nødvendigvis er sårbare i forhold til drikkevand.⁴⁵ Ses alene på biodiversitet og drikkevand, viser analysen således, at det er mere hensigtsmæssigt at etablere sprøjtefri randzoner sammenlignet med støtte til øget økologisk jordbrug. Der kan dog være en række fordele ved økologisk landbrug, som ikke er medtaget, f.eks. i relation til dyrevelfærd. Fortalere for økologisk landbrug lægger også vægt på, at økologiske produkter er sundere og kan have en højere kvalitet. Med hensyn til sundhedseffekterne skal man dog være opmærksom på, at det samlede forbrug af pesticider (i både konventionelt og økologisk landbrug) er højere ved øget omlægning til økologisk drift sammenlignet med indførelse af sprøjtefri randzoner, jf. tabel III.9 i afsnit III.5. Samlet set er det derfor ikke oplagt, at der er sundhedsmæssige fordele i form af mindre

45) Omlægningen til økologisk drift sker gennem et generelt subsidium. Man kunne i stedet forestille sig et subsidium, der gav en større tilskyndelse til, at økologisk jordbrug blev etableret i områder, der var følsomme for vandindvindingen. Dette kunne øge gevinsterne ved omlægningen. En restriktion på placeringen af den omlagte jord vil dog give en større samfundsøkonomisk omkostning. Derfor er det ikke oplagt, at der samlet set vil opnås en større gevinst.

pesticidrester på frugt og grønt ved omlægningen til økologisk drift sammenlignet med sprøjtefri randzoner (for fastholdt samfundsøkonomisk omkostning).

Fastlæggelse af hensigtsmæssig randzonebredde

Randzoner er tilsyneladende et omkostningseffektivt instrument til at sikre en bedre biodiversitet. Det kan dog ikke umiddelbart konkluderes, at en sprøjtefri randzonebredde på 5 meter omkring markerne er den mest hensigtsmæssige randzonebredde, blot fordi den giver en samlet samfundsøkonomisk gevinst. Det er principielt muligt at beregne en hensigtsmæssig randzonebredde. På grund af usikkerheden i estimationen af værdien af biodiversitet og usikkerheder i beregningen af de fysiske effekter er denne beregning dog ikke gennemført. Ligeledes vil det principielt være muligt at analysere varierende bredder på de sprøjtefri områder omkring vandboringer og derved vurdere, om de valgte bredder (50 meter for små og 100 meter for store) er hensigtsmæssige.

Udeladte effekter

Udeladte effekter på biodiversitet

Ændringer i pesticidforbruget kan have afledte effekter på insekter, antallet af vilde planter, fauna i vandløb og muligvis på pattedyr (f.eks. mus og harer), ligesom der mere generelt kan være effekter på det biologiske kredsløb. Ingen af disse effekter indgår i den sammenlignende analyse. For pattedyr er effekterne mindre dokumenterede end effekten på bestanden af fugle. Med hensyn til værdien af ændringer i antallet af vilde planter tydede en tidligere dansk værdisætningsundersøgelse på, at værdien heraf er lille sammenlignet med værdien, der kan knyttes til ændret fuglebestand, jf. Schou mfl. (2003).

Pesticidrester på fødevarer

Med hensyn til pesticider og sundhed fokuseres på tilstedeværelsen af pesticidrester i det indvundne grundvand. Reduktion i anvendelsen af pesticider må imidlertid formodes også at reducere tilstedeværelsen af pesticidrester på fødevarer. Som beskrevet i afsnit III.3 er det vanskeligt at påvise sundhedseffekter af pesticider, men hvis der er en positiv værdi for forbrugeren af færre pesticidrester, må det formodes, at effekten er størst med pesticidafgifter, hvor reduktionen i pesticidforbruget er størst. Reduktionen i (gennemsnit-

ligt) pesticidforbrug er dog næsten lige så stor ved indførelse af randzoner, jf. tabel III.9 i afsnit III.5.

Pesticidrester på danske og udenlandske fødevarer

Gennemgående er der en større andel af udenlandsk frugt og grønt med pesticidrester sammenlignet med dansk frugt og grønt, jf. afsnit III.2. En regulering af pesticidforbruget i Danmark vil generelt lede til højere priser på danske fødevarer sammenlignet med udenlandske. Dette vil formentlig lede til en substitution over mod udenlandske fødevarer, hvilket potentielt kan lede til en stigning i indtaget af pesticider via fødevarerne.

Effekter på kvælstof og energiforbrug ikke væsentlige

I forhold til basisfremskrivningen er der kun små effekter på kvælstofoverskuddet ved de alternative reguleringer. Det samme er tilfældet i forhold til energiforbrug, hvorfor de afledte miljøeffekter i forhold til CO₂ emission også ventes at være uden betydning.

Tilpasningsomkostninger

Det fremgår af afsnit III.5, at der ved de forskellige instrumenter kan være behov for strukturtilpasninger i landbruget, f.eks. fordi et antal tidligere beskæftigede i landbruget må finde alternativ beskæftigelse, muligvis med en lavere produktivitet. Sådanne strukturelle tilpasninger er imidlertid indregnet i den beregnede samfundsøkonomiske omkostning, da denne tager højde for f.eks. lavere produktivitet og konsekvenser af ændret inputsammensætning i landbruget. I visse tilfælde kan der være tale om, at indkøbt kapitalapparat bliver overflødiggjort, eller der kan være tale om søgeomkostninger i forbindelse med alternativ beskæftigelse. Sådanne omkostninger er ikke medregnet i den samfundsøkonomiske omkostning. Analyserne er foretaget på lang sigt, hvor landbruget under alle omstændigheder skal tilpasse sig udviklingen i produktionsmuligheder og afsætningsvilkår. Det må derfor forventes, at disse tilpasningsomkostninger bliver af begrænset størrelse, forudsat at indførelsen af en ændret regulering annonceres i god tid inden implementeringen.

Landbrugets omkostninger

De analyserede reguleringer af pesticidforbruget vil medføre ekstra omkostninger for landbruget, ligesom det er tilfældet med anden regulering. Der er i analyserne ikke taget højde for en eventuel kompensation.

Kontrolproblemer ved sprøjtefri randzoner

Samlet set peger analyserne på, at det er hensigtsmæssigt at etablere sprøjtefri randzoner omkring markskel og vandboringer. Der kan dog også peges på potentielle ulemper ved et sådant instrument. Der er f.eks. større kontrolproblemer ved sprøjtefri randzoner sammenlignet med pesticidafgifter. Det er således relativt nemt at kontrollere, at pesticider afgiftsbelægges, mens det er vanskeligt at kontrollere, om landmændene overholder de sprøjtefri randzoner.

Markskel

I analysen er en mark defineret som et ubrudt areal dyrket med samme afgrødetype. Ved at indføre en sprøjtefri randzone om markskel vil landmændene have et incitament til at sammenlægge marker ved at fjerne skel. En række faktorer begrænser mulighederne for sammenlægning af marker. Fysiske strukturer som f.eks. veje, ejendomsskel og beskyttede jord- og stendiger udgør en form for begrænsning. Den yderligere opdeling af landbrugsarealeret afspejler dog sandsynligvis også driftsøkonomiske hensyn. Marker vil således kun blive sammenlagt, hvis landmanden har en samlet gevinst herved.

Reguleringsproblemer

Der bør skelnes mellem reguleringsproblemerne beskrevet ovenfor. Det første problem vedrører, om den sprøjtefri randzone om markskel overholdes (givet beliggenheden af markskel). Det andet problem drejer sig om, hvorvidt reguleringen kan påvirke markskellene. Hvis der sker en overtrædelse af den sprøjtefri randzone, således at der delvist sprøjtes i randzonen, vil det mindske effekterne på biodiversitet og indvundet drikkevand. Dette vil dog blive modsvaret af en reduktion i de økonomiske omkostninger. Hvis reguleringen leder til reduktion i antallet af markskel, er der en risiko for, at effekten på biodiversiteten reduceres i forhold til det beregnede eller ligefrem reduceres i forhold til et niveau uden regulering. Det er derfor vigtigt, at en eventuel beslutning om indførelse af sprøjtefri randzoner omkring markskel implementeres på en måde, så antallet af skel ikke reduceres i betydeligt omfang. En mulighed kan være at kræve, at en bestemt andel af en bedrifts areal skal udlægges til sprøjtefri randzoner. En sådan løsning vil yderligere kunne reducere uheldige fordelingseffekter i landbruget.

Sammenfatning

Størst effekt med sprøjtefri randzoner

Der er foretaget en sammenligning af alternative reguleringsinstrumenter med henblik på at sammenligne effekterne på pesticider i vandindvindingen og biodiversitet (antal markfugle). I beregningerne af effekterne af de forskellige reguleringsinstrumenter er de anvendte virkemidler skaleret, så den samfundsøkonomiske omkostning er lige stor. Det gør det nemmere at sammenligne de afledte miljøeffekter. Ses alene på indvundet grundvand og biodiversitet, opnås de største effekter ved sprøjtefri randzoner omkring marker og vandboringer. Ses i stedet alene på påvirkningen af hele grundvandsressourcen, opnås en større effekt ved brug af afgifter på pesticider.

Randzoner synes også samfundsøkonomisk fordelagtigt

For at undersøge om det også ud fra en samfundsøkonomisk betragtning er hensigtsmæssigt at etablere sprøjtefri randzoner, er størrelsen af miljøeffekterne sammenholdt med estimater for, hvor stor en monetær værdi der kan knyttes til forbedringer i de pågældende miljøgoder. Der er en række metodiske problemer forbundet med dette, men analysen peger i retning af, at der er samfundsøkonomiske gevinster ved at etablere sprøjtefri randzoner omkring vandboringer og omkring marker. Der opnås også en samfundsøkonomisk gevinst, hvis der anvendes en relativ lille værdi for biodiversitet og vand inden for grænseværdien sammenlignet med henholdsvis værdisætningsundersøgelsen og andre undersøgelser. Randzoner synes også fordelagtige, når man ser isoleret på henholdsvis randzoner om markskel og randzoner om boringer.

Usikkert om øget omlægning til økologisk drift er fordelagtigt

Fordelene ved en delvis omlægning til økologisk drift synes ikke umiddelbart at opveje de økonomiske omkostninger. Dertil er effekten på biodiversitet og pesticider i grundvandet for beskeden. Analysen af omlægning til økologisk drift vurderes dog at være mere usikker end de andre analyser, hvorfor det ikke kan afvises, at der kan være større fordele ved omlægning til økologisk drift, end det fremgår her.

Pesticidafgift ikke målrettet

Analyserne peger i retning af, at økonomiske instrumenter i form af forskellige typer pesticidafgifter ikke er hensigtsmæssige i forhold til biodiversitet og pesticider i drikkevand.

det. Økonomiske instrumenter i form af miljøafgifter er gode instrumenter, hvis de har en direkte målrettet effekt i forhold til de afledte miljøeffekter. En generel miljøafgift på pesticider er imidlertid hverken målrettet til at mindske brugen af pesticider omkring vandboringer eller der, hvor det giver den største effekt på biodiversiteten. Ses alene på sandsynligheden for pesticider i hele grundvandsressourcen, er herbicidafgifter imidlertid mest effektive, da de reducerer sandsynligheden for pesticider i grundvandet mest.

Holdninger over for værdisætning

Holdningsundersøgelser tyder på, at danskerne udpeger sikring af grundvandet som det miljøproblem, de lægger mest vægt på blandt en række potentielle miljøproblemer. Det kan på den baggrund undre, at de monetære værdier af biodiversitet spiller en langt større rolle i analyserne end værdierne relateret til beskyttelse af drikkevandet. Uoverensstemmelsen kan afspejle metodiske problemer såvel for værdisætningsmetoderne som for holdningsundersøgelser. Forskellen kan dog også være udtryk for, at værdien for beskyttelsen af grundvandet bør være højere i Danmark end i andre lande. Som beskrevet ovenfor synes der imidlertid at være en samlet gevinst ved at beskytte det indvundne grundvand ved randzoner, selv hvis der anvendes værdier, som er lavere end fundet i de udenlandske studier.

III.7 En effektiv vandsektor

Forbruget af vand og bortledning af spildevand har miljøkonsekvenser

Det sidste led i vandets vej er forbruget af vand og bortledningen af spildevand. Vandforbruget er primært baseret på grundvand. Hvis der indvindes for meget grundvand, kan vandstanden i søer og åer falde, hvilket kan have uheldige natur- og miljømæssige konsekvenser. Ligeledes kan overindvinding føre til, at grundvandsressourcen reduceres, hvorved der i visse områder kan ske en indsivning af saltvand (der ødelægger ressourcen), ligesom indvindingsomkostningerne kan blive unødvendigt høje på grund af forøget nedsivning af forurenende stoffer. Når vandet er blevet "forbrugt", bortledes det i form af spildevand. Udledning af urensset spildevand har tidligere givet anledning til betydeli-

ge miljøproblemer. Med bygning af rensningsanlæg er disse problemer reduceret, men spildevandsrensning udgør en betydelig del af udgifterne forbundet med vandforbruget.

Oversigt over afsnittet

I dette afsnit gennemgås først den fysiske struktur af vandforsyningen og den nuværende organisering. Derefter analyseres ejerskabets betydning for omkostningerne ved vandproduktionen. Endelig diskuteres det, hvorvidt det er muligt og hensigtsmæssigt at konkurrenceudsætte vandsektoren.

Beskrivelse af vandsektoren

I Danmark er der af naturgivne årsager gode muligheder for indvinding af grundvand af god kvalitet i størstedelen af landet. Derfor er næsten hele vandforsyningen baseret på grundvand i modsætning til mange andre lande, hvor en del af vandforsyningen stammer fra overfladevand, der ofte er af ringere kvalitet, se Miljøstyrelsen (2004c).

Teknikken i vandforsyning

På grund af den gode vandkvalitet er teknologien i den danske vandforsyning relativt simpel. Fra en eller flere boreriger ledes vandet til et vandværk. Her bliver vandet iltet og filteret, hvorved enkelte uønskede stoffer, f.eks. jern og mangan, udfældes. Fra vandværket ledes vandet via en højdebeholder (f.eks. et vandtårn), der tryksætter vandet, inden det endeligt sendes til forbrugerne.

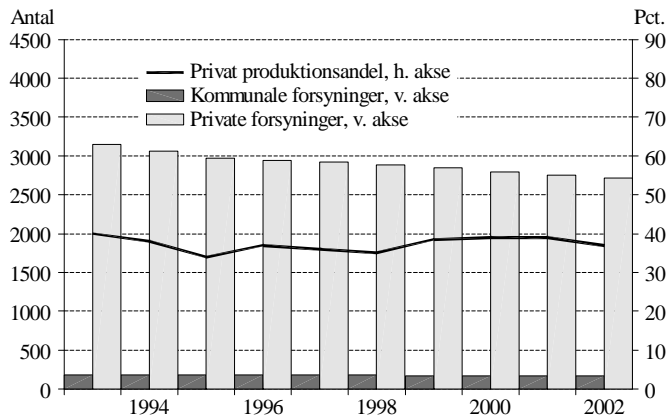
Mange forbrugerejede danske vandforsyninger

Den danske vandsektor er i modsætning til mange andre europæiske lande præget af en betydelig privat, forbrugerejet vandforsyning. Dette er i høj grad betinget af den lette adgang til grundvand: Der har historisk ikke været behov for store komplicerede vandforsyninger og transport af vand over lange afstande. Det fremgår af figur III.10, at omkring 40 pct. af vandmængden stammer fra private, forbrugerejede vandforsyninger. Den offentlige vandforsyning er langt overvejende kommunalt ejet, enkelte vandforsyninger er dog amtslige.

Private vandforsyninger er små og forbrugerejede

De private vandforsyninger er oftest langt mindre end de offentlige, således er der langt flere privatejede vandforsyninger, jf. figur III.10. De private vandforsyninger er ofte små forbrugerejede andelsselskaber, der i et vist omfang benytter sig af gratis arbejdskraft fra andelshaverne.

Figur III.10 Ejerskab af vandforsyningen



Kilde: Danva (2003) og egne beregninger.

Betydelig udlicitering

Alle vandforsyningerne er reguleret efter "hvile i sig selv" princippet, dvs. at indtægterne over en årrække skal balancere med udgifterne. I den kommunale vandforsyning er der også et betydeligt indslag af privat produktion. Således anvendes ca. 22 pct. af driftsudgifterne og 88 pct. af anlægsudgifterne til udliciterede opgaver, se Miljøstyrelsen (2004b).⁴⁶

Tilbagegang i antallet af små vandforsyninger

En tilbagegang i antallet af vandforsyninger har betydet, at antallet af private, forbrugerejede og kommunale forsyninger er faldet med henholdsvis 13 pct. og 8 pct. En medvirkende årsag til denne udvikling har været stigende krav bl.a. til kontrol af vandkvaliteten samt lukning af forurene-

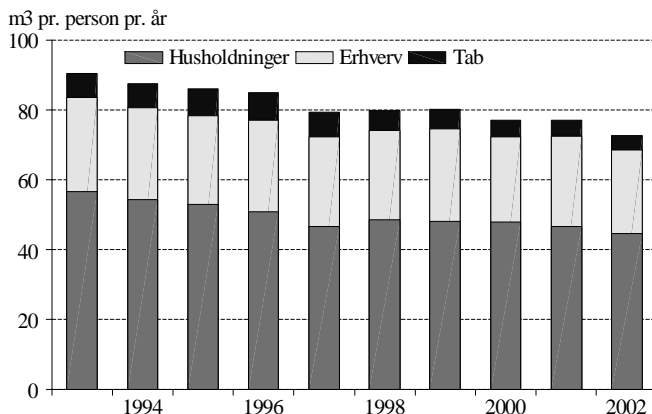
46) Udliciteringsgraden er defineret ved den kommunale udliciteringsindikator, se f.eks. Det Økonomiske Råd (2004) for en definition af denne.

de borer. Den forøgede arbejdsbyrde har fået en del private, forbrugerejede vandforsyninger til at opgive vandproduktionen og lade sig forsyne af andre. Kommunerne har i dag ret til at lave vandforsyningsplaner, der f.eks. implicerer, at et vandværk i tilfælde af forsyningsproblemer skal overgå til forsyning fra andre vandværker frem for at foretage nye borer. Også sådanne planer kan medvirke til nedgangen i antallet af mindre vandværker.

Faldende vandforbrug

Vandforbruget har været faldende i de seneste 10 år, jf. figur III.11. Størst betydning har en reduktion i husholdningernes forbrug på godt 20 pct. haft. Erhvervenes forbrug er også reduceret, men kun med godt 10 pct. En forøget indsats for at reducere ledningstabet har medført, at tabet er reduceret med knap 40 pct. Dette har dog en mindre kvantitativ betydning. I den samme periode er prisen på vand steget betydeligt, hvilket kan være en medvirkende årsag til reduktionen i vandforbruget, se figur III.12. Samtidig har der været ført en række vandsparekampanjer, og nye teknologiske muligheder for at reducere vandforbruget kan også have medvirket til reduktionen i forbruget.

Figur III.11 Udvikling i vandforbruget

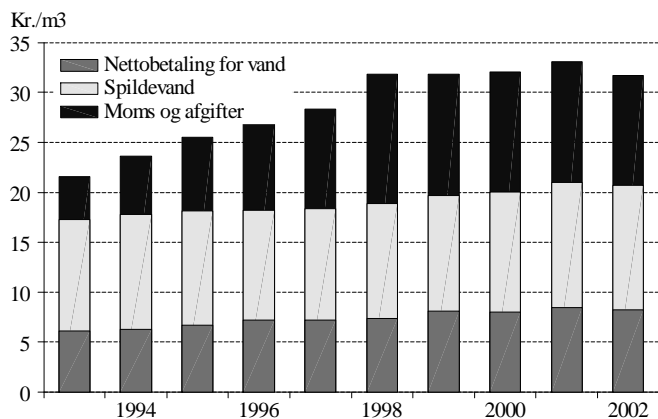


Kilde: Danva (2003) og egne beregninger.

Stigende priser på vand

Der har i perioden været en real stigning på 35 pct. i nettobetalingen for vand, dvs. den pris, der betales for rent vand ekskl. statsafgifter. Den væsentligste årsag til stigningen i vandprisen er imidlertid forøgede afgifter, der i perioden er steget med 171 pct. realt. På trods af at der også har været en betydelig forøgelse i indsatsen for at rense spildevandet, er udgiften hertil kun steget med 11 pct. realt. Samlet set er den forbrugeroplevede vandpris således steget med godt 50 pct.

Figur III.12 *Udvikling i den reale forbrugerpris på vand*



Anm.: Nettobetalingen for vand er betalingen for rent vand ekskl. afgifter.

Kilde: Danva (2003) og egne beregninger.

Forskellige årsager til prisstigning

Indsatsen for at forbedre kvaliteten af vandet kan sammen med bl.a. pesticidforurening, der har medført lukning af boringer, have medvirket til de stigende omkostninger i vandproduktionen, som er afspejlet i nettobetalingen for vand. En yderligere forklaring på omkostningsstigningen kan være, at en del helt små, private, forbrugerejede vandforsyninger, der tidligere har været baseret delvist på frivillig arbejdskraft, nu har opgivet produktionen på grund af stigende administrative byrder og den strukturelle udvikling generelt, jf. Danva (2003).

Store faste omkostninger i vandproduktion

Endelig er det faldende vandforbrug en medvirkende årsag til stigningen i gennemsnitsomkostningerne: En stor del af omkostningerne i vandproduktionen afhænger ikke af vandproduktionens størrelse. Samtidig har en væsentlig del af kapitalapparatet en lang levetid, hvorfor kapacitetstilpasningen til et mindre vandforbrug er meget langsom.⁴⁷ Dette betyder, at et lavere vandforbrug stort set ikke giver lavere samlede omkostninger, hvorved omkostningen pr. m³ stiger.

Faldende vandmængde kan ikke forklare hele omkostningsstigningen

Da omkostningerne er steget med 35 pct., mens vandmængden kun er faldet med 19 pct., er faldet i vandmængden dog i sig selv næppe nok til at forklare hele omkostningsstigningen. De øgede krav til vandproduktionen betyder, at det, selvom der tages højde for nedgangen i vandforbruget, kan være problematisk at foretage en analyse af arbejdsproduktiviteten. Det kan således ikke konkluderes, at der har været en negativ produktivitetsudvikling i sektoren.

Høj dansk vandpris

Det fremgår af tabel III.12, at den danske vandpris inkl. afgifter er høj i sammenligning med andre lande, og at den har haft den kraftigste vækst på trods af, at vand er let tilgængeligt i Danmark. Det stigende afgiftsniveau udgør dog, jf. ovenfor, en væsentlig del af forklaringen på dette.

Bortskaffelse af spildevand

I Danmark er 90 pct. af ejendommene kloakerede. Herudover findes industrielle udledere med eget rensningsanlæg samt ejendomme i det åbne land, som har eget rensningsanlæg eller nedsivning, se Miljøstyrelsen (2004e). For de kloakerede ejendomme ledes spildevandet via kloaksystemet til rensningsanlægget, hvor det renses, inden det ledes ud i vandområdet. Kloaksystemet i Danmark er opbygget gennem ca. 150 år og har en betydelig værdi. De første rensningsanlæg blev bygget i starten af forrige århundrede, og der er efterfølgende sket en betydelig udvikling med hensyn til rensningsprincip og mængden af rensede spildevand. Med Vandmiljøplan I fra 1987 blev der stillet konkrete krav til

47) Det er dog kun en mindre del af de faste omkostninger, der udgøres af investeringer.

omfanget af rensning på kommunale anlæg, og der skete en betydelig udbygning i antallet af rensningsanlæg og kvaliteten af disse.

Tabel III.12 Vandprisen i udvalgte lande

	Samlet vandpris inkl. afgifter, 2000	Gennemsnitlig real stigning i vandprisen
	Kr./m ³	Pct. p.a.
Danmark	32,0	5,0 (1995-01)
Tyskland	33,3	0,8 (1995-01)
Frankrig	19,6	1,8 (1995-00)
Østrig	19,5	3,8 (1992-99)
Sverige	16,8	2,4 (1991-99)
England og Wales	11,7	-1,4 (1994-01)

Anm.: Periode i parentes.

Kilde: Miljøstyrelsen (2004a).

Stigende udgifter til spildevandsbortskaffelse

Kloaksystemet og rensningsanlæggene er hovedsageligt offentligt ejede og drevet af kommunerne. Der fandtes i 2002 1.030 kommunale og 237 private rensningsanlæg større end 30 PE.⁴⁸ Det fremgår af figur III.12, at husholdningernes udgift til bortskaffelse af spildevand er steget med godt 10 pct. realt i de sidste 10 år. Mængden af spildevand er meget afhængig af nedbørmængden, der varierer kraftigt fra år til år. Det er derfor kompliceret at vurdere, hvorledes produktionen på rensningsanlæggene har udviklet sig. Dermed er det heller ikke umiddelbart muligt at vurdere produktivitetsudviklingen.

Betydelig udlicitering

Selvom rensningsanlæggene er offentligt ejede, finder en betydelig del af produktionen sted i privat regi via udlicitering. Således var udliciteringsgraden i 2002 på 39 pct. for driftsudgifterne og 91 pct. for anlægsudgifterne for kloak,

48) Personækvivalenter, dvs. den mængde spildevand, en person i gennemsnit giver anledning til.

pumpestationer og rensningsanlæg, se Miljøstyrelsen (2004b). Der er altså særligt for driftsudgifterne en betydelig større udlicitering af bortskaffelsen af spildevand end af produktionen af drikkevand.

Effektiviteten i vandsektoren

Effektiv produktion ønskelig

Det er ønskeligt, at produktionen af vand finder sted på den mest effektive måde. Derved kan vandet leveres til lavest mulige omkostninger, og de frigjorte ressourcer kan f.eks. anvendes til at forbedre vandkvaliteten.

Offentlig produktion ofte mindre effektiv end privat

Det fremgår ovenfor, at en betydelig del af produktionen af vand finder sted i offentligt regi. Offentlig produktion kan medføre en ringere effektivitet end privat produktion. Det kan skyldes sekundære målsætninger hos den politiske ledelse (f.eks. et ønske om at tilgodese bestemte personalegrupper), ringere incitament til omkostningsreduktion på grund af blødere budgetkrav, eller at de politisk ønskede resultater ikke føres ud i livet, fordi administrationen sætter sin egen dagsorden.⁴⁹ I en række tilfælde kan effektivitet dog, f.eks. på grund af markedsfejl, ikke sikres ved at overlade produktionen til private, se Det Økonomiske Råd (2004).

Forskellige incitament under forskellige private ejerformer

Såvel de kommunalt ejede som forbrugerejede vandforsyninger er underlagt hvile i sig selv princippet. Som udgangspunkt giver dette princip kun begrænsede incitament til omkostningseffektivitet, da forøgede omkostninger blot kan overvæltet i vandprisen. Da de private vandforsyninger hovedsageligt er forbrugerejede andelsselskaber, vil der fra ejerkredsen være et større pres for omkostningseffektivitet, end der kan forventes for kommunalt ejede selskaber.

Store prisvariationer

Der er i Danmark stor forskel på prisen på vand. Således koster det i gennemsnit 933 kr./år ved et gennemsnitligt vandforbrug for en husstand (97 m³/år), men beløbet varierer fra 429 kr./år til 2.028 kr./år. En væsentlig del af dette

49) Se f.eks. Laffont og Tirole (1993) for en diskussion af de teoretiske aspekter af offentlig produktion.

kan dog forklares af naturlige variationer i mulighederne for vandindvinding.

Sammenligning mellem privat og offentlig vandproduktion

Da der i Danmark er såvel private som offentlige vandforsyninger, er det muligt at sammenligne disse og få et indtryk af, om der er forskel i effektiviteten. En analyse af omkostningsstrukturen i vandforsyningen viser, at forbrugerejede vandforsyningsselskaber producerer vand betydeligt billigere end offentligt ejede vandforsyninger. Fremgangsmåden i analysen fremgår af boks III.6.

Besparelses-potentiale på 17 pct.

Estimationen præsenteret i boks III.6 indikerer, at private, forbrugerejede vandforsyninger i gennemsnit har driftsomkostninger, der er 1,17 kr./m³ billigere end kommunale vandforsyninger. Dette betyder, at hvis de kommunale vandforsyninger var lige så effektive som de private, forbrugerejede vandforsyninger, ville produktionsomkostningen være 304 mio. kr. lavere pr. år. Dette svarer til godt 17 pct. af de samlede kommunale driftsudgifter til drikkevandsforsyningen. Driftsomkostningerne udgør ca. 85 pct. af de samlede kommunale udgifter til forsyning med rent vand. Der er betydelige geografiske forskelle i omkostningen. Således er omkostningen 2,73 kr./m³ lavere i Vestjylland, hvor der er rigeligt med grundvand, end på Fyn og Sjælland, hvor ressourcen er under større pres.

Betydelig usikkerhed

Estimationen er behæftet med betydelig usikkerhed. Variansen for parameterestimatet betyder således, at besparelsespotentialet med 95 pct. sikkerhed ligger i intervallet fra knap 4 pct. til godt 30 pct. besparelse.

Brug af ulønnet arbejdskraft

En del helt små private vandværker anvender ulønnet arbejdskraft. De færreste af disse indberetter dog data til Danva og er derfor ikke med i analysen. Muligheden, for at der skulle være anvendt ulønnet arbejdskraft i betydende omfang på de analyserede værker, er testet på forskellig vis, og der er ikke fundet tegn på dette. Også i de kommunale data kan der være omkostninger, der ikke er med i de anvendte data, f.eks. omkostninger til fællesfunktioner i den kommu-

Der gennemføres en analyse, der har til formål at vurdere, om der kan konstateres en mere effektiv drift på private, typisk forbrugerejede, vandværker end på offentlige. Analysen af sammenhængen mellem ejerskab og driftsomkostninger er baseret på Dansk Vand- og Spildevandsforenings statistik, se Danva (2003). Der findes ikke data for værdi af kapitalapparatet, hvorfor kapitalomkostningerne ikke indgår. Statistikken er baseret på frivillig indberetning, hvorfor kun 147 af de ca. 3.000 danske vandværker er med. Langt de fleste af de udeladte vandværker er dog meget små med 1-2 boringer og under 100 tilsluttede brugere, hvorfor de inkluderede værker leverer ca. ½ af vandmængden.

Den bedste økonometriske sammenhæng er fundet ved estimation af relationen:

$$\begin{aligned} \text{driftomk}_k &= 7,22 - 1,17 \cdot \text{privat}_k - 0,0668 \cdot \text{vandmgd}_k \\ &- 2,73 \cdot \text{vest}_k - 2,12 \cdot \text{midt}_k + \varepsilon_k, \quad R^2 = 0,27, \end{aligned}$$

k repræsenterer vandforsyningsselskaber, mens driftomk_k er de samlede driftsomkostninger i vandforsyningen i kr./m³ (dvs. ikke spildevand) ekskl. omkostninger til forrentning og afskrivninger i 2002, privat_k er en dummyvariabel, der antager værdien 1 for private vandforsyninger og værdien 0 for offentlige. vandmgd_k er den leverede vandmængde i mio. m³. vest_k er en dummyvariabel, der antager værdien 1 for amter med stor nettonedbør, dvs. Sønderjyllands, Ribe, Ringkøbing og Viborg Amt. midt_k er en dummyvariabel, der antager værdien 1 for amter med middel nettonedbør, dvs. Nordjyllands, Århus og Vejle Amter. De resterende amter, dvs. Fyns, Vestsjællands, Københavns, Frederiksborg, Storstrøms og Roskilde Amt samt Københavns og Frederiksberg Kommuner har lav nettonedbør. De geografirelaterede dummys er inkluderet som indikator for de naturgivne forskelle i indvindingsomkostningerne. Alle parametre er signifikante på 5 pct. niveau, og der er ikke tegn på misspecifikation af modellen.

Resultatet kan tolkes således, at private, forbrugerejede vandforsyninger i gennemsnit producerer vand 1,17 kr. billigere pr. m³ end de kommunale vandforsyninger. Der er betydelige geografiske forskelle i udvindingsomkostningerne. Der er et lille, men signifikant tegn på stordriftsfordele i produktionen. Dette sidste resultat er dog ikke stabilt i alternative estimationer.

Udover denne relation er der afprøvet alternative specifikationer, hvor bl.a. ledningsalderen og ledningslængden har været inddraget som indikator for kvaliteten af kapitalapparatet, men disse var dog ikke signifikante. Jordbundstypen har været inddraget som alternativ til geografidummiene, men med ringere forklaringssevne.

På små private vandværker anvendes i et vist omfang gratis arbejdskraft. Der er dog ikke fundet tegn på, at der er færre ansatte på private vandværker, ligesom en frasortering af de mindre private vandværker ikke ændrer resultatet nævneværdigt.

Estimationen er dokumenteret i et arbejdsnotat, der kan fås ved henvendelse til Det Økonomiske Råds Sekretariat eller på www.dors.dk.

nale administration. Der er derfor ikke belæg for, at forskellen i effektivitet skulle skyldes brug af ulønnet arbejdskraft i de private værker.

Muligvis små stordriftsfordele

Den negative afhængighed af den leverede vandmængde antyder, at der kan være stordriftsfordele i vandproduktionen. Det lille parameterestimat tyder dog på, at stordriftsfordelen er af begrænset størrelse. Hvis Københavns og Frederiksberg Kommuner udelades af analysen, er det ikke muligt at påvise stordriftsfordele. Således kan det altså ikke på det foreliggende datagrundlag konkluderes, at der er mulighed for at høste en gevinst ved dannelse af større vandforsyninger end i dag.

Begrænset potentiale for investeringsopgaver

Investeringsomkostningerne indgår ikke i vurderingen af potentialet. I 2002 udgjorde de samlede investeringsomkostninger dog under 15 pct. af de samlede omkostninger for de værker, der indgår i analysen. Da langt størsteparten af investeringsopgaverne allerede i dag er udliciteret, kan der ikke forventes et betydeligt besparelsepotentiale fra investeringsdelen af udgifterne.

Andre estimationer af besparelsepotentiale

Også andre analyser har identificeret et effektivitetspotentiale i vand- og spildevandsforsyning. Konkurrencestyrelsen har foretaget en DEA analyse af effektiviteten i sektoren, se

- 50) DEA står for Data Envelopment Analysis. I en DEA analyse identificeres de mest effektive selskaber, og de øvrige sammenlignes med disse. For hvert selskab beregnes, hvor meget der kunne effektiviseres, hvis det var ligeså effektivt som (en kombination af)

Konkurrencestyrelsen (2003).⁵⁰ Konkurrencestyrelsen estimerer, at der på vandforsyningsområdet er et effektiviseringspotentiale på 39 pct. af driftsomkostningerne, mens der på renseanlæggene er et effektiviseringspotentiale på 38 pct. af de samlede omkostninger. COWI (2004) estimerer for kloakområdet et potentiale på ca. 40 pct.

Privatisering kan ikke nødvendigvis realisere potentiale

Det er dog ikke sikkert, at hele det estimerede effektiviseringspotentiale vil kunne opnås med en privatisering, da også private producenter til en vis grad kan være ineffektive. Der er derfor ikke nødvendigvis nogen modstrid mellem Konkurrencestyrelsens analyse og den ovenfor præsenterede estimation.

Det kan på den anden side ikke udelukkes, at en DEA analyse giver et underkantsskøn, da de bedste enheder, der danner grundlag for beregningen af effektiviseringspotentialet, muligvis også kan blive bedre.

Alle analyserne peger på ineffektivitet i vandsektoren

Overordnet peger analyserne dog i samme retning, dvs. at den offentlige vandproduktion ikke er fuldt effektiv, og at en større andel af privat produktion - under en passende regulering - vil kunne bidrage til at opnå en mere effektiv produktion. I det følgende afsnit vil de praktiske muligheder og barrierer for konkurrenceskabelse i vandsektoren blive gennemgået.

Konkurrence i vandsektoren

Privat produktion kan være mere effektiv

Analyserne præsenteret ovenfor tyder på, at produktionen af vand og bortledningen af spildevand i dag ikke er så effektiv, som den kunne være. I en række andre tilfælde er produktionen af goder, der traditionelt har fundet sted i offentligt regi, f.eks. flere forsyningssektorer, blevet mere effektiv og innovativ ved konkurrenceudsættelse og produktion i privat regi, se f.eks. Det Økonomiske Råd (2004).

de mest effektive. På baggrund af de individuelle potentialer kan beregnes et samlet potentiale.

**Hvile i sig selv
princippet giver
ikke incitamenter
til omkostnings-
reduktioner**

Disse forsyningssektorer, f.eks. elproduktion og teleydelser, har ligesom vandproduktionen traditionelt været reguleret ved hvile i sig selv princippet. Hvile i sig selv princippet udelukker, at et monopol kan høste en overnormal profit ved at udnytte sin monopolmagt. Imidlertid giver det ikke incitamenter til at minimere produktionsomkostningerne.⁵¹ Dette skyldes, at de ekstra omkostninger, der er forbundet med en ineffektiv og ikke innovativ produktion, kan væltes over i forbrugerprisen, uden at forbrugerne kan vælge en anden og bedre producent og derved "straffe" den ineffektive producent.

**Naturlige
monopoler i
forsynings-
virksomhed**

Inden for forsyningsvirksomhed er der ofte naturlige monopoler, hvilket skaber et behov for regulering. Hvis produktionen blev privatiseret og hvile i sig selv princippet ophævet, ville producenten kunne udnytte sin monopolmagt til at hæve priserne. Selve produktionsprocessen vil dog sandsynligvis blive mere omkostningseffektiv, da de private producenter på grund af muligheden for forøget profit vil have et incitament til at være effektive og udvikle produktionsformen.⁵²

Inden for el- og telesektoren er netdelen et naturligt monopol. Derfor er det valgt at regulere denne del, således at producenter, der ikke ejer nettet, gives adgang til at benytte det til en pris, der svarer til omkostningerne ved netydelser, den såkaldte trediepartsadgang. Netværkene er landsdækkende og med internationale forbindelser. Ved at regulere

- 51) Forbrugere kan dog sandsynligvis kompensere for de uheldige konsekvenser af hvile i sig selv princippet.
- 52) Man kan i forbindelse med monopol og hvile i sig selv tale om tre forskellige former for inefficiens: Et monopol vil hæve prisen højere end det samfundsmæssigt optimale, hvilket giver anledning til et dødvægtstab eller et "allokativt efficienstab". Et monopol vil desuden mangle et sammenligningsgrundlag og kan derfor blive mindre omkostningsbevidst. Dette benævnes x-inefficiens, og det kan være et særligt problem for monopoler reguleret efter hvile i sig selv princippet. Ud fra samme begrundelse kan der opstå en dynamisk inefficiens, da et monopol ikke er udsat for samme pres for at udvikle produkter og produktionsformer.

netdelen er der således skabt produktkonkurrence mellem de private producenter af el- og teleydelser.⁵³

Produktkonkurrence ikke mulig i vandsektoren

På vandmarkedet er mulighederne for produktkonkurrence i dag begrænsede, da der oftest ikke er sammenhæng mellem forskellige forsyningsområder.⁵⁴ Inden for det enkelte netværk er der ofte relativt få vandværker tilsluttet, og antallet og størrelsen af disse er planlagt efter at kunne imødekomme efterspørgslen. Det er således ikke umiddelbart muligt at skabe produktkonkurrence, da der i de enkelte netværk kun er få mulige konkurrenter. Mulighederne for i fremtiden at skabe konkurrence ved at skabe større sammenhængende net begrænses af betydelige transportomkostninger: Hvor en transport på 100 km for el og gas udgør henholdsvis 5 og 2,5 pct. af de samlede produktionsomkostninger, udgør den for vand 50 pct., se WRC (2002).

Internationale erfaringer:

Organiseringen af vandforsyningssektoren er meget forskellig i de europæiske lande. I en række lande er vandforsyningen offentligt ejet og underlagt forskellige variationer af hvile i sig selv princippet. Selvom en stor del af opgaverne i vandproduktionen finder sted i samarbejde med private virksomheder i landene, har forskellige analyser peget på, at der kan være fordele ved i højere grad at konkurrenceudsætte sektoren, se f.eks. WRC (2002).

Udlicitering og partnerskaber anvendt i mange lande

Der findes dog en række muligheder for reelt at konkurrenceudsætte sektoren, f.eks. udlicitering, partnerskaber eller regulering af private monopoler via målestokskonkurrence. Se Det Økonomiske Råd (2004) for et overblik over de forskellige muligheder. De fleste EU-lande benytter sig af en eller anden grad af udlicitering i vandproduktionen, og bortset fra Storbritannien er det i alle landene en kommunal

- 53) På elmarkedet betyder begrænsninger i internationale forbindelser, manglende mulighed for lagring, samproduktion med fjernvarme og miljøhensyn, at også den privatiserede og liberaliserede produktion er underlagt en omfattende regulering.
- 54) I de tilfælde, hvor der er forbindelse, skyldes dette oftest hensyn til forsyningsikkerhed, eller at en kommune på grund af manglende muligheder for indvinding indvinder vand i omkringliggende kommuner. Dette gælder f.eks. for Københavns Kommune.

opgave at varetage vandforsyningen. Ligesom i Danmark anvendes udlicitering ofte, når der er tale om investeringsprojekter, mens driften typisk er en offentlig opgave. I en række lande, f.eks. Irland, Belgien, Grækenland, Italien og Portugal, anvendes offentlige-private partnerskaber, f.eks. i form af BOT-projekter.⁵⁵

Privatisering i Storbritannien

Storbritannien er det land, der er kommet længst med en privatisering af vandsektoren. Den fysiske struktur i og reguleringen af Danmarks og Storbritanniens vandforsyning er meget forskellig, hvorfor det kan være svært at sammenligne landene direkte. Ikke desto mindre er de engelske erfaringer interessante i relation til en yderligere konkurrenceudsættelse af den danske vandforsyning.

Stigende koncentration, privatisering og regulering

Indtil midten af det 20. århundrede mindede den engelske vandforsyningssektor om den danske i dag. En lang række mindre producenter varetog produktionen som offentlige monopoler. En stigende koncentration kulminerede i 1973, hvor der blev dannet 10 regionale selskaber, der varetog såvel vandforsyning som bortledning af spildevand. I 1989 blev disse 10 regionale vandmonopoler privatiseret og underlagt en kraftig regulering administreret af den til formålet skabte nationale myndighed Ofwat.

Naturligt monopol giver behov for regulering

Ligesom i Danmark er der i Storbritannien et betydeligt element af naturligt monopol i vandproduktionen, hvilket betyder, at det ikke har været muligt at overlade produktionen til et privat ureguleret marked.

Målestokskonkurrence giver incitament til effektivitet

Overordnet er den engelske produktion reguleret ved brug af målestokskonkurrence. For hvert vandforsyningssekselskab fastsættes en overgrænse for, hvilken pris de må kræve for vandet. Da vandforsyningssekselskaberne har forskellige forhold, f.eks. ledningslængde, befolkningstæthed, indvindingsmuligheder osv., blev det ikke fundet rimeligt at tillade samme pris for vandet i alle selskaber. I stedet har man i et større analysearbejde identificeret, hvilke faktorer der

55) Build, Own, Transfer. Se Det Økonomiske Råd (2004) for en nærmere diskussion af begrebet.

bestemmer omkostningen ved vandproduktion. Dette kombineret med krav til effektivitetsfremgang har været bestemmende for den pris, de enkelte selskaber har måttet tage, se Ofwat (2000b). Ved at tillade at selskaberne kan opnå en profit, gives forbedrede incitamenters til effektivitet, hvilket er et af hovedformålene ved en privatisering. Sawkins (2001) vurderer, at det særligt er målestokskonkurrencen, der har effektiviseret den engelske produktion.

Effekt af fusioner

I det engelske system har også kapitalmarkeds konkurrence haft en vis betydning. Fusioner skal godkendes af Ofwat, der som udgangspunkt foretrækker flere frem for færre producenter for derved at have bedre muligheder for sammenligning. I en lang række tilfælde har overtagelser fundet sted, bl.a. har udenlandske virksomheder overtaget produktionen i nogle områder. I de fleste tilfælde, hvor overtagelser har fundet sted, har producenterne typisk aftalt prisreduktioner (ofte på 1-5 pct.) med Ofwat for at få tilladelse til fusionen, se Sawkins (2001). Dette kan opfattes som et tegn på stordriftsfordele.

Forsøg på produktmarkeds-konkurrence

I England har man løbende arbejdet på at skabe egentlig produktmarkeds konkurrence, men mulighederne har dog stort set ikke været benyttet i praksis. Således er omfanget af produktmarkeds konkurrence fortsat meget begrænset i England.

Stigende kvalitet

Efter den engelske privatisering blev gennemført, er kvaliteten, målt på en række indikatorer, blevet betydeligt forbedret, og spændet mellem de enkelte producenters performance er blevet indsnævret, se Ofwat (2000a). Indikatorerne er fokuseret på leveringsstabilitet, vandkvalitet og effektivitet i administrationen, og de offentliggøres årligt, bl.a. for at presse virksomhederne til at fokusere på disse områder.

Samlet set prisfald

Maksimumsprisen fastsættes for femårige perioder. Over perioden 1994-99 fik producenterne tilladelse til i gennemsnit at hæve prisen med 1,4 pct. Der er således i denne periode sket såvel en forbedring af kvaliteten i vandforsyningen

og en prisstigning. I perioden 2000-04 sænkes maksimumsprisen med gennemsnitligt 11 pct., se WRC (2002).⁵⁶

Effektivitets- fremgang

På grund af ændringer i organiseringen af sektoren og stigende krav til f.eks. vandkvaliteten kan det være kompliceret at analysere, hvorvidt det forventede besparelspotentiale er blevet realiseret ved liberaliseringen. Bottasso og Conti (2003) forsøger med en udvidet DEA analyse at estimere udviklingen i effektiviteten. De finder en reduktion i ineffektiviteten på ca. 5 pct. for perioden 1995-2001, dvs. en positiv udvikling i effektiviteten.

Stigende administrative omkostninger

For at regulere den engelske vandforsyning er Ofwat løbende blevet tilført flere ressourcer. Således er antallet af ansatte fra 1990 til 1999 steget fra 51 til 220, og det årlige budget var i 2001-02 på 11 mio. pund, se Ofwat (2003) og Sawkins (2001).

Danske muligheder:

Der er allerede et væsentligt indslag af privat deltagelse i den danske vandforsyning, da en betydelig del er varetaget af små private, typisk forbrugerejede vandforsyninger, og da en væsentlig del af den offentlige produktion er udliciteret. Analysen af ejerskabets betydning peger på, at de private vandværker er i stand til at producere til lavere omkostninger end de kommunale. Dette taler for en forøget privat deltagelse i produktionen. Besparelspotentialet blev beregnet ved en sammenligning mellem private andelsselskaber og kommunale selskaber, der begge er underlagt hvile i sig selv princippet. Ved andre former for privateje kan incitamenterne være anderledes afhængig af reguleringsformen.

Effektiv produktmarkeds- konkurrence ikke mulig

Det må på baggrund af strukturen i vandforsyningen og de engelske erfaringer anses som urealistisk, at der med den nuværende fysiske struktur kan skabes effektiv produktmarkedskonkurrence. Dette betyder at markedet for vand fortsat må reguleres.

56) Dette kan dog ikke direkte overføres til produktionsomkostninger, da der er forskelle i indvindingsmuligheder, miljøkrav og beskatning.

Målestoks-konkurrence en mulighed

Der kan, jf. de engelske erfaringer, gives incitamenter til mere effektiv drift ved at anvende målestokskonkurrence som reguleringsinstrument. Ved benchmarking fastlægges et prisloft for hver vandforsyning baseret på de fysiske rammer for forsyningerne, f.eks. antal tilsluttede, indvindingsforhold eller ledningslængde. Hvis producenterne sænker omkostningerne under dette niveau og derved realiserer en del af effektiviseringspotentialen, får de mulighed for at opnå en profit. Af fordelingshensyn kan man lægge et effektiviseringskrav ind i prisloftet, der således bliver lavere reelt. Derved får forbrugerne en del af effektiviseringsgevinsten. Dette svarer til det engelske system, der har vist sig effektivt.

Selskaber får forsyningspligt

Med et sådant system tildeles forsyningspligten til det selskab, der i dag forsyner et område.⁵⁷ Selskabet får ikke forsyningsretten, da dette ville fjerne den principielle mulighed for produktmarkedskonkurrence, og for at f.eks. større virksomheder kan etablere egne forsyninger. Ved trediepartsadgangen, der skabes herved, bliver der mulighed for alternativ forsyning fra sammenkoblede værker samt fra forsyning fra nyetablerede selskaber eller forbindelser. Dette har dog, jf. de engelske erfaringer, sandsynligvis mindre betydning, da omfanget af produktmarkedskonkurrence må forventes at blive meget lille. Kommunerne mister herved den hidtidige mulighed for at planlægge vandforsyningen. Til gengæld får selskaberne mulighed for på markedsvilkår at sikre en effektiv vandforsyning herunder at levere til andre forsyninger på markedsvilkår. Det må i den konkrete lovgivning sikres, at vandforsyning til nye områder kan finde sted på rimelige vilkår.

Ejerskab og effektiv drift

Forbrugerejerskab giver incitament til at minimere vandprisen, hvilket kompenserer for de uheldige effekter af hvile i sig selv princippet. Under hvile i sig selv princippet vil andre selskabsformer, f.eks. aktieselskaber, ikke have samme incitamenter til effektiv drift. Under målestokskonkurrence har såvel forbrugerejede selskaber som aktieselskaber inci-

57) Hvis et selskab har forsyningspligt i et område, skal det levere til dette område. Hvis et selskab har forsyningsret i et område, skal alle forbrugere i dette område aftage fra det pågældende selskab.

tamenter til effektiv drift. Det kan ikke på det foreliggende grundlag afgøres, om der skulle være forskel på incitamenterne i forskellige private ejerformer. Målestokskonkurrence vil også for offentligt ejede selskaber kunne bidrage til forbedret effektivitet. Incitamenterne til effektiv drift vil dog med stor sandsynlighed være kraftigere for private end for offentligt ejede selskaber, hvad enten reguleringen foregår efter hvile i sig selv princippet eller ved målestokskonkurrence.

Privat ejerskab hensigtsmæssigt

Egne analyser understøtter, at der kan være en fordel ved privat ejerskab, idet de privatejede selskaber tilsyneladende er mere effektive end de offentligt ejede. De gode engelske erfaringer er en konsekvens af kombinationen af privat ejerskab og målestokskonkurrence. Det vil derfor sandsynligvis være en fordel, hvis flere forsyninger end i dag overgår til privat ejerskab. De kommuner, der i dag ejer vandforsyninger, bør derfor vurdere, om en mere effektiv drift kan sikres ved en overgang til privat ejerskab. Som minimum bør alle kommunalt ejede forsyninger skilles ud i selvstændige selskaber, der er uafhængige af kommunens økonomi. Herved kan der muligvis sikres en del af de gevinster, der kan fås ved privat ejerskab.

Årsregnskabsloven

Et første skridt i retning af en konkurrenceudsættelse kan være et krav om, at vandforsyninger skal levere regnskab efter årsregnskabsloven. Herved bliver omkostningerne i produktionen tydeligere, og de vil kunne sammenlignes. Derved kan kommunalbestyrelser og borgere bedre vurdere effektiviteten af deres vandforsyning og stille krav til forbedringer. Yderligere vil en overgang til årsregnskabsloven også lette en egentlig privatisering, da en værdiansættelse af vandforsyningerne herved bliver lettere.

Administrative omkostninger må vurderes

I analyserne ovenfor blev der estimeret et besparelspotentiale på 304 mio. kr. pr. år, hvis kommunale vandforsyninger producerede som de privatejede.⁵⁸ En overgang til måle-

58) Bemærk, at besparelspotentialet fremkommer som en sammenligning mellem forbrugerejede selskaber og kommunale selskaber, som alle er underlagt hvile i sig selv princippet. Ved en privatisering reguleret med målestokskonkurrence kan effektivitetsgevinsten være større, da hvile i sig selv princippet afskaffes.

stokskonkurrence vil dog kunne give anledning til forøgede administrative omkostninger. Ofwats budget svarer til 130 mio. kr. pr. år til konkurrenceregulering af relativt få engelske selskaber, mens der i Danmark i det mindste på kort sigt skal reguleres betydeligt flere. Den engelske omkostning svarer til over en tredjedel af den potentielle danske gevinst.⁵⁹ Den engelske administrationsomkostning kan ikke nødvendigvis sammenlignes med den omkostning, der vil skulle afholdes på et fremtidigt dansk marked, men kan give et fingerpeg om, at administrationsomkostningerne bør vurderes nærmere inden en overgang til målestokskonkurrence.

Mulighed for enklere regulering

En mulighed for at forenkle reguleringen og dermed reducere de administrative omkostninger kan være at tage udgangspunkt i de indtægter, som selskaberne har i dag, og lade det være udgangspunkt for de indtægter, de må have i fremtiden. Dette svarer til et prisloft, men tager højde for, at vandforbruget fortsat kan falde, hvilket kan nødvendiggøre højere priser pr. m³. Et sådant system skal dog også kunne tage højde for særlige forhold, der måtte ændre sig for en forsyning. F.eks. kan en forsyning være uheldig med mange lukkede borer. Derfor er det med et sådant system også nødvendigt med en form for benchmarking, der kan dokumentere, om en omkostningsforøgelse i en forsyning er udtryk for ineffektivitet eller fysiske forhold.

Konkursrisiko og forsyningsikkerhed

Det er uacceptabelt, hvis forbrugerne ikke bliver forsynet med vand, fordi en vandforsyning går konkurs. Producenterne vil kunne udnytte en konkurstrussel til at presse myndighederne til at acceptere en højere pris. For at undgå konkurser og trusler om konkurs må producenterne kunne vælge at blive reguleret ud fra hvile i sig selv princippet frem for målestokskonkurrence. Denne mulighed vil ikke være attraktiv for producenterne, da de derved mister muligheden for profit. Det må derfor forventes, at det kun er producenter, der er i alvorlige vanskeligheder, der vil vælge denne

59) Det bør bemærkes, at Ofwat også regulerer bortskaffelsen af spildevand, mens det beregnede potentiale kun vedrører forsyningen af rent vand.

løsning. De producenter, der vælger hvile i sig selv, bør underlægges en stram styring, der sikrer udvikling i effektiviteten.

Forureningsrisiko

Et anvendt argument mod trediepartsadgang har været, at en forsyning derved kan blive udsat for forurenede grundvand fra andre forsyninger. Hvis det kræves, at alle forsyninger leverer vand, der ikke er forurenede over grænseværdierne, minimeres denne risiko, og dette argument mod trediepartsadgang falder bort.

Muligheder for udlicitering

Som et alternativ til målestokskonkurrence kan det offentlige ejerskab bevares, mens en større del af driften overlades til private, f.eks. gennem udlicitering eller partnerskaber. Udlicitering har på andre områder vist sig at være et effektivt middel til konkurrenceskabelse, f.eks. på busdrift, se Det Økonomiske Råd (2004). I vandsektoren er der en omfattende udlicitering af anlægsopgaver, jf. Indenrigs- og Sundhedsministeriets udliciteringsindikator, mens der fortsat er betydelige muligheder for at forøge udliciteringen af driften, der i 2002 udgjorde 85 pct. af de samlede udgifter til vandforsyning. Hvis udliciteringen ikke kun omfatter delopgaver, men hele produktionen, vedligeholdelsen af kapitalapparatet og nye investeringer, er mulighederne for at anvende en nettokontrakt større. I en nettokontrakt specificeres målene med produktionen, f.eks. i form af vandkvalitet, regularitet og kundetilfredshed, mens måden, målene opnås på, overlades til den private kontraktholder. Derved skabes incitamenter til at optimere hele driften og ikke kun dele af den. Der kan forventes en effektiv konkurrence om at opnå kontrakten til sådanne driftspartnerskaber. Det er dog en ulempe, at der må anvendes relativt lange kontrakter, for at der skal være effektive incitamenter til at foretage optimale investeringer.

Mulige stordriftsfordele

Ved anvendelse af driftspartnerskaber vil private virksomheder ikke afgrænse aktiviteten til en enkelt kommune, men forsøge at holde flere kontrakter, hvorved eventuelle stordriftsfordele høstes. Der kan dog også være fordele ved, at flere kommuner slår sig sammen og udliciterer driften i fællesskab. Dels er det med et større udbud muligt at opnå lavere priser, dels vil de administrative omkostninger ved

udbuddet blive relativt mindre. Der er i Danmark i dag kun enkelte eksempler på tværkommunale fællesskaber, jf. Miljøstyrelsen (2004b).

Meget store enheder kan være nødvendige

I Holland, der er nogenlunde sammenlignelig med Danmark med hensyn til indvindingsforhold for grundvand, er i de seneste årtier sket en stigende koncentration i vandsektoren ud fra en forventning om derved at kunne høste stordriftsfordele. Således er der i dag 20 offentlige selskaber, der forestår vandindvindingen. I Holland anses 100.000 tilsluttede forbrugere for at være minimum for at kunne høste betydelige stordriftsfordele, se Kuks (2001). Så mange kunder har de færreste danske vandforsyninger. Dette kan være en forklaring på, at det i analysen af omkostningsstrukturen i vandsektoren ikke var muligt at påvise betydelige stordriftsfordele. En anden mulighed er, at de større danske forsyninger i højere grad end de mindre anvender midler til områder, der ikke direkte vedrører driften, f.eks. til vandsparekampanjer eller særligt gunstige forhold for de ansatte. Dette er dog ikke belyst i analysen.

Opsummering

Der kan således sandsynligvis høstes en effektivitetsgevinst ved at afskaffe hvile i sig selv princippet til fordel for en regulering med målestokskonkurrence. Med målestokskonkurrence reguleres vandforsyningerne ved at fastsætte en maksimumspris, der er bestemt af forsyningernes fysiske vilkår. Egne analyser og engelske erfaringer tyder på, at privat produktion i vandsektoren kan være mere effektiv end offentlig produktion. Derfor kan der sandsynligvis høstes en ekstra gevinst, hvis de kommunalt ejede forsyninger overgår til privat ejerskab. Et første skridt i denne retning, er et krav om at alle forsyningerne skal levere regnskaber efter årsregnskabsloven. De administrative omkostninger ved målestokskonkurrence må dog vurderes nærmere. Viser det sig, at de er for høje, kan der alternativt anvendes en større grad af udlicitering eller offentlige-private driftspartnerskaber. Dette vil ikke skabe samme reguleringsbehov som målestokskonkurrence, men der kan være betydelige administrative omkostninger forbundet med at udbyde kontrakter og kontrollere overholdelsen. Den lave udlicite-

ringsgrad på driftskontoen tyder på, at det særligt er på denne del, at der kan være et potentiale for større produktion.

III.8 Regulering af brugen af grundvandsressourcen

Regionale forskelle i grundvandsressource

Mængden af tilgængeligt grundvand er i høj grad bestemt af nedbøren. En del af nedbøren fordamper. Den del af nedbøren, der ikke fordamper, kaldes nettonedbøren. En betydelig del af nedbøren strømmer af til vandløbene, hvorfor det kun er en mindre del, der bliver til grundvand, se Miljøstyrelsen (2004c). Den bæredygtige grundvandsressource kan på landsplan, med nogen usikkerhed, opgøres til 990 mio. m³/år, men med betydelige variationer fra landsdel til landsdel, se Henriksen og Sonnenborg (2003).

Den bæredygtige grundvandsressource

Den bæredygtige grundvandsressource er her defineret som i Henriksen og Sonnenborg (2003): "Den vandmængde, der, med bibeholdelse af en god vandkvalitet og opretholdelse af recipienthensyn, maksimalt kan indvindes fra et grundvandsmagasin, som gendannes naturligt uden uønskede følger". Uønskede følger kan f.eks. være sænkning af grundvandsmagasin, tørlægning af vådområder eller uacceptabel reduktion af vandløbenes minimumsvandføring. Hvis der på lang sigt skal opretholdes en bæredygtig udnyttelse af grundvandsressourcen, kan vandindvindingen i et område ikke vedvarende overstige det bæredygtige niveau. På grund af den store tidsforskel fra nedbør til grundvand er det dog af mindre betydning, om grundvandsforbruget i et enkelt år overstiger det bæredygtige niveau.

Overforbrug i visse områder

På landsplan er der nogenlunde balance mellem den bæredygtige ressource og vandindvindingen, se Henriksen og Sonnenborg (2003). Dette dækker imidlertid over store forskelle mellem landsdelene. Mens der i størstedelen af Jylland er rigelige ressourcer, er indvindingen omkring Hovedstaden op til tre gange større end den udnyttelige ressource, og der er ikke betydeligt overskud andre steder på Sjælland.

Problemet er ikke akut

Fortsætter overforbruget, vil der på lang sigt, dvs. op til 50 år, ske en forringelse af grundvandskvaliteten, ligesom vandstanden i åer reduceres mere end svarende til det bæredygtige niveau, og vådområder kan blive tørlagt. Med det nuværende forbrug vil der dog ikke ligefrem ske en udtømming af ressourcen.

Definitioner af bæredygtighed

Den anvendte definition af bæredygtighed kan dog diskuteres. Alternative definitioner implicerer, at en reduktion af den fysiske størrelse/kvalitet af en ressource kan være bæredygtig, hvis værdien af f.eks. kapitalapparat forøges, således at det samlede afkast af ressource og kapitalapparat ikke formindskes over tid. Den anvendte definition går dog længere end til blot at kræve uændret ressource, denne skal også være på et niveau, der giver en naturlig vandstand i åer og vådområder. Grundvandsspejlet er i visse områder i Nordsjælland allerede sænket med op mod 5-10 meter, dvs. til et niveau, der ikke opfylder den stærke bæredygtighedsdefinition. Det bør derfor overvejes, om der i reguleringen af brugen af ressourcen skal anvendes den stærke definition på bæredygtighed, eller om andre definitioner er mere relevante, og om den faktiske udvinding i givet fald er bæredygtig. I det følgende anvendes det bæredygtige niveau som udtryk for en ikke nærmere defineret overgrænse for brugen af grundvand.

Vandforbruget kan stige i fremtiden

I de seneste ti år er vandforbruget faldet, sandsynligvis som resultat af stigende priser, vandsparekampagner og anvendelse af nye teknologiske muligheder. Det er ikke oplagt, hvordan vandforbruget vil udvikle sig i fremtiden: På den ene side kan yderligere teknologiske forbedringer muligvis begrænse forbruget yderligere, og på den anden side kan væksten i økonomien muligvis betyde, at vandforbruget alt andet lige vil stige.

Uelastisk vandefterspørgsel

Hansen (1996) estimerer efterspørgselsfunktioner for husholdningernes vandforbrug. Han finder, at der er en lille priselasticitet på op til -0,1 (dvs. forbrugerne reagerer kun meget lidt på prisændringer af vand). Han tester bl.a. indkomstens betydning, men finder ikke en sammenhæng mellem denne og vandefterspørgslen. En række internationale analyser understøtter Hansens resultat om en lille priselasti-

citet, men mange finder også en lille signifikant positiv indkomstelasticitet, se f.eks. Dandy mfl. (1997), Nauges og Thomas (2003), Dalhuisen mfl. (2003) eller Ipe og Bhagwat (2002). Dette betyder, at vandefterspørgslen er svagt faldende med stigende pris og svagt stigende med stigende indkomst, dvs. at der ved en uændret vandpris kan forventes et svagt stigende vandforbrug med væksten i økonomien. Den lave priselasticitet betyder, at hvis vandforbruget skal reduceres fra det nuværende niveau, vil det kræve betydelige prisstigninger eller alternativt, at det er teknisk muligt på lang sigt fortsat at udvikle vandbesparende teknologier.

Også forurening presser ressourcen

Udover at grundvandsressourcen visse steder kan være under pres på grund af overforbrug, betyder pesticidforbruget, at boringer må lukkes, jf. afsnit III.2. Hvis en bæredygtig udnyttelse af ressourcen skal sikres, må en regulering således på den ene side sikre, at der ikke indvindes for meget vand og på den anden side sikre, at forureningen af grundvandet ikke er større, end at værdien af den ekstra produktion kan opveje tabet af grundvandsressourcer.

Ikke veldefineret ejerskab til vandressourcen

Ejerskabet til vand er i dag ikke veldefineret: Grundvandet og overfladevandet opfattes som "naturressourcer og almen goder", hvortil der ikke kan besiddes ejendomsret, se Miljøstyrelsen (2004d). I praksis er det staten og amterne, der regulerer brugen af vandet: Staten regulerer via afgifter og miljøkrav brugen af pesticider og gødning og dermed indirekte forureningen af grundvandet. Amterne regulerer antallet af indvindingstilladelser og dermed presset på grundvandsressourcen. Det uklart definerede ejerskab kan betyde, at grundvandsressourcen forvaltes på en uhensigtsmæssig måde. I dag lukkes en del drikkevandsboringer på grund af forurening. Dette er ikke nødvendigvis hensigtsmæssigt, da værdien af at kunne bruge boringen kan være større end den gevinst, den forurenende landmand har ved sprøjtning, se afsnit III.6. I det nuværende system findes ingen mekanisme, der sikrer en hensigtsmæssig udnyttelse.

Veldefineret ejerskab og effektivitet

Et veldefineret ejerskab vil (i en idealiseret verden) medføre en optimal udnyttelse af en ressource, der benyttes af flere, jf. Coase (1960).⁶⁰ Hvis f.eks. det vandindvindende selskab har ejendomsretten til vand i et område, vil en landmand, der ønsker at anvende en driftsform, der skader grundvandsressourcen, skulle forhandle med det vandindvindende selskab om dette. Hvis landmandens gevinst ved den ønskede driftsform er større end vandindvinderens tab herved, kan landmanden betale et beløb til vandindvinderen, der sikrer, at de begge har en gevinst. Hvis vandindvinderens tab er størst, vil der ikke kunne opnås en aftale, og landmanden må afstå fra den ønskede driftsform, hvilket i så fald vil svare til en optimal udnyttelse af vandressourcen. I praksis vil grundvandsejeren dog kunne have svært ved at håndhæve sin ret til grundvandsressourcen, bl.a. fordi der er stor usikkerhed om, hvordan brugen af pesticider på lang sigt påvirker grundvandet. Hvis ejendomsretten i stedet tildeltes landmanden, ville der også i princippet kunne opnås en optimal brug af ressourcen, men også med denne konstruktion vil usikkerheden være betydelig.⁶¹ I princippet vil en veldefineret ejendomsret således sikre mod overudnyttelse af grundvandsressourcen. Det meget lange sigt i udnyttelsen af grundvandsressourcen og usikkerhed om de hydrologiske sammenhænge betyder dog, at et veldefineret ejerskab i sig selv næppe er tilstrækkeligt til at sikre optimal udnyttelse af ressourcen.

- 60) Coase (1960) viser, at hvis ejendomsretten til en ressource er veldefineret, vil et efficient resultat kunne opnås ved forhandling. En bruger, der ikke ejer ressourcen, vil kunne betale ejeren for brug af ressourcen med et beløb mindre end sin gevinst ved at kunne bruge ressourcen. Hvis ejerens gevinst ved selv at bruge ressourcen er mindre, end hvad ikke-ejeren vil betale for brugen, vil han overlade brugen til ikke-ejeren for en betaling, der overstiger hans gevinst ved selv at bruge ressourcen. Resultatet holder dog kun i en idealiseret verden, hvor der bl.a. er et begrænset antal brugere af en ressource og ingen transaktionsomkostninger, der begrænser forhandlingerne.
- 61) Dette svarer i princippet til situationen i dag, hvor landmanden inden for visse grænser kan sprøjte uden hensyntagen til grundvandet. I visse områder, f.eks. Esbjerg og Århus, betaler vandforsyningerne landmænd for at undlade at sprøjte i nærheden af boringer.

Fremtidige generationer får for lille indflydelse

Et yderligere problem ved at tildele ejendomsretten til private er, at der ikke nødvendigvis tages tilstrækkelig højde for den fremtidige brug af ressourcen. Fremtidige, endnu ikke fødte generationer er i sagens natur ikke i stand til at byde. Derfor kan et veldefineret ejerskab ikke sikre en hensigtsmæssig udnyttelse af ressourcen.

Forureneren betaler princippet

“Forureneren betaler princippet” er et grundfæstet princip i den danske og europæiske miljølovgivning. Princippet er imidlertid ikke en betingelse for at sikre optimalitet. Der er nærmere tale om et alment accepteret retfærdighedsprincip, der da også kan forhindre en potentiel forurener i at “true” sig til en indtægt fra potentielle ofre.

Statsligt ejerskab af vand

En første forudsætning for en hensigtsmæssig regulering af vandressourcen er dog et veldefineret ejerskab. På grund af det meget lange sigt i problemstillingen vil det næppe være tilstrækkeligt at tildele ejendomsretten til enten landmænd eller vandindvindere. Det må i stedet klargøres, at det er staten, der ejer vandressourcen. Dermed beslutter staten, hvordan ressourcen skal anvendes og reguleres, samt hvorledes bæredygtighedsprincippet skal tages i anvendelse.

Staten bør være reguleringsmyndighed

Det bør ikke overlades til kommunerne at forvalte reguleringen af grundvandet, da kommunerne ikke har tilstrækkelige incitamenter til at tage hensyn til, hvorledes beslutningerne påvirker indbyggere i andre kommuner. F.eks. har en kommune begrænset incitament til at beskytte særlige naturområder eller følsomme vådområder, da gevinsten herved ikke kun tilfalder kommunens egne indbyggere, men også indbyggere i andre kommuner.

Statslig regulering kan sikre ensartethed

Med et statsligt ejerskab til ressourcen vil der i højere grad kunne tages overordnede hensyn i reguleringen, herunder hensynet til fremtidige generationer. Der vil kunne foretages en samlet afvejning af de forskellige anvendelser af vandet, og en statslig regulering vil kunne være ensartet.

Administrativ regulering

Staten kan vælge at regulere brugen af ressourcen på forskellig måde: En bæredygtig udnyttelse af vandressourcen vil kunne sikres via administrativ regulering. Hvis der kun tillades indvinding og pesticidanvendelse i et omfang sva-

rende til det bæredygtige niveau, er målet nået. Ligeledes kan der udlægges områder til drikkevandsforsyning, hvor sprøjtning ikke er tilladt, mens sprøjtning tillades i andre områder, hvor drikkevandet er mindre sårbart. Således kan målene nås med en administrativ regulering. En administrativ regulering er dog ikke i almindelighed omkostningsminimerende, da der ikke er nogen mekanisme, der sikrer, at tilladelserne tilfalder den vandindvinder, der har den største værdi af disse, og da det ikke nødvendigvis sikres, at der kun sprøjtes, hvor gevinsten for landmanden er større end tabet ved en forringet ressource.

Økonomisk regulering af vandforbruget

Økonomisk regulering af vandforbruget, f.eks. omsættelige vandindvindingsstilladelser eller vandindvindingsafgifter, der er regionalt differentierede, vil sikre økonomisk effektivitet og vil kunne fastlægges på et niveau, hvorved vandforbruget begrænses til det ønskede. Med begge systemer sikres det, at de vandindvindere, der har den største glæde af indvindingen og dermed betalingsvilje for indvindingen, vil få tilladelsen. Ved et afgiftssystem er der grænser for, hvor høj en omkostning vandindvinderen kommer til at betale, hvilket er en fordel. Da der er usikkerhed om, hvordan vandindvinderne vil reagere på afgiften, vil der ikke være sikkerhed for, at målsætningen nås uden en tilpasningsperiode. Et system af omsættelige indvindingsstilladelser tildelt i geografisk afgrænsede områder vil sikre vandindvinding på et givet niveau i de enkelte områder.

Afgifter

Omsættelige indvindingsstilladelser

Efterspørgselsvariationer

Der kan være betydelige variationer i den efterspurgte vandmængde fra år til år. Der kan f.eks. være en større efterspørgsel i tørre år, hvor der er større behov for vanding. Sådanne naturlige variationer vil kunne give betydelige variationer i prisen på omsættelige kvoter. Det er ikke afgørende, om brugen af grundvand hvert eneste år svarer til det bæredygtige niveau, når blot der er balance over en årrække. For at undgå unødvendige prisvariationer kan der indføres mulighed for at gemme udvindingstilladelser til senere år eller for at låne tilladelser fra f.eks. det kommende år. Disse muligheder er kendt som "banking" og "borrowing". Da niveauet ikke behøver at balancere hvert år, kan afgifter også være et attraktivt instrument, idet afgiftsniveauet på længere sigt vil kunne tilpasses, således at bæredygtighed

sikres. Ligeledes kan afgifter være et enkelt instrument at implementere, mens de administrative omkostninger ved omsættelige indvindingstilladelser kan være større.

Knaphedsbetingede vandafgifter

Landmænd betaler i dag ikke afgift af det vand, der anvendes til markvanding, ligesom en del erhverv heller ikke betaler afgift af rent vand. En afgift, der pålægges for at regulere overforbruget af ressourcen, bør være ensartet for alle brugere. Dvs. for at sikre en hensigtsmæssig anvendelse af ressourcen, må alle vandbrugere inden for et givet geografisk område pålægges en knaphedsbetinget afgift af samme størrelse.⁶²

Det fremgår af afsnit III.5 og III.6, at det blandt de analyse-rede instrumenter er de sprøjtefri randzoner, som er mest effektive til beskyttelse af drikkevand og biodiversitet. Hvis der ses på hele vandressourcen, men ikke på biodiversitet, kan herbicidafgifter være et attraktivt alternativ.

Muligheder ved ekstra behov for beskyttelse af grundvandet

Hvis der er yderligere behov for at beskytte borer og ved beskyttelse af særligt følsomme områder og randzoner, bør den eksisterende mulighed, for at vandforsyninger kan betale landmænd for at undlade sprøjtning i visse områder, opretholdes. Det bør dog nævnes, at denne mulighed næppe er i overensstemmelse med forureneren betaler princippet, der er grundlæggende i dansk miljøforvaltning. Følges dette princip, skulle landmændene kompensere vandforsyningerne for den skade, pesticidforbruget forårsager. Dvs. hvis det kan dokumenteres, at pesticiderne siver ned i grundvandet og forårsager overskridelser af grænseværdierne, skal sprøjtningen ophøre/begrænses, eller landmanden skal kompensere vandforsyningen for det tab, den har lidt som følge af forureningen.

To reguleringer

Der kan således være to effekter, der påvirker den regionale vandpris. Dels må vandindvinderne i områder, hvor der er knaphed på vand, erhverve sig et antal indvindingstilladel-

62) Da markvanding ikke giver anledning til spildevand, bør markvanding ikke pålægges spildevandsafgiften.

ser svarende til deres vandindvinding eller betale en indvindingsafgift, dels kan de have en udgift til at udgå sprøjtning for at beskytte grundvandet.

Høj pris i hovedstadsområdet, lav pris i Vestjylland

Et sådant system vil betyde, at prisen på vand vil blive høj i f.eks. hovedstadsområdet, hvor ressourcen er under pres. I andre områder, f.eks. Vestjylland, hvor der er rigelige vandressourcer, vil prisen på vand være lavere, da der her ikke er behov for regulering af indvindingsomfanget. Derved sikres en hensigtsmæssig brug af ressourcen i de forskellige dele af landet, hvis vandforsyningerne har incitament til omkostningsminimering.

Betydningen af hvile i sig selv princippet

Da hvile i sig selv princippet ikke giver incitament til omkostningseffektivitet, kan det medføre, at reguleringen kan blive uhensigtsmæssig, hvis hvile i sig selv princippet opretholdes. Dette kan f.eks. ske, hvis en vandforsyning erhverver sig unødvendigt mange indvindingstilladelser for så blot at vælte ekstraudgiften over på forbrugerne. Derfor kan opretholdelse af hvile i sig selv princippet ødelægge effekten af denne regulering. Ved målestokskonkurrence vil vandforsyningerne ikke have incitament til at erhverve unødvendigt mange tilladelser. Der må dog i fastlæggelsen af prisloftet tages særlige hensyn til forsyninger, der har ekstra udgifter til erhvervelse af indvindingstilladelser.

Vand er også et godt beskatningsobjekt

Den meget uelastiske vandefterspørgsel gør vandforbruget til et velegnet skatteobjekt. Hvis vandforbruget beskattes, vil det kun have en lille effekt på vandefterspørgslen, dvs. en vandskat har kun en lille forvridende effekt. En sådan vandskat indføres for at skaffe offentlige indtægter og er altså ikke begrundet ud fra miljø- eller bæredygtighedshensyn. Beskatningen bør altså, i modsætning til den regulering, der indføres af hensyn til at bevare grundvandsressourcen, ikke differentieres for forskellige regioner. På grund af den lave indkomstelasticitet må det dog forventes, at en vandskat vil komme til at ramme lavindkomstgrupper relativt hårdt, hvorfor den af fordelingshensyn kan blive betragtet som uretfærdig.⁶³ Da vand kun udgør en mindre

63) Husstande med en årsindkomst under 150.000 kr. brugte i år 2000-02 i gennemsnit 784 kr. pr. år på vand, mens husstande med en

del af husholdningernes omkostninger, skal vandskatten dog være relativ høj, før fordelingskonsekvenserne bliver betydelige. Hvis provenuet fra vandskatten anvendes til at lette indkomstskatten for de lavestlønnede, vil man kunne kompensere for fordelingsvirkningen og samtidig have skaffet et mindre forvridende skattesystem.

Hvis vand pålægges en skat, der ikke har reguleringshensyn, kan der argumenteres for, at den ikke nødvendigvis skal være ensartet for forskellige brugere af vand. F.eks. har landbruget sandsynligvis en højere priselasticitet i forbruget til markvanding, end husholdningerne har. I så fald kan der argumenteres for at pålægge en lavere skat på denne anvendelse end på andre.

Interaktion mellem hensyn i beskatning af vand

En vandskat vil have indflydelse på efterspørgslen efter vand (om end sandsynligvis ret lille) og dermed på den pris, der vil opstå på omsættelige indvindingskvoter, hvorfor de to reguleringsformer ikke kan indføres uafhængigt af hinanden.

Alternativ tilvejebringelse af vand

En reduktion i vandforbruget kan kræve kraftigt stigende priser på vand. Der findes forskellige principielle muligheder for at opretholde eller forøge vandforbruget uden at reducere grundvandsressourcen. En mulighed er at transportere vandet fra dele af landet med rigelige grundvandsressourcer, en anden mulighed er at anvende afsaltningsanlæg. Omsættelige indvindingskvoter giver incitament til, at disse alternativer anvendes, hvis det er økonomisk fordelagtigt, men da der er tale om meget betydelige investeringer, kan offentlig medvirken være nødvendig.

Transport af vand

Da der på landsplan er balance i vandforbruget, vil transport af vand fra forskellige dele af landet principielt kunne løse problemet. Problemet med overudnyttelse er størst i hovedstadsområdet. Mulighederne for at anvende vand fra resten af Sjælland eller øerne er dog begrænsede, da der for disse områder samlet er et underskud i tilgangen af vand, jf. Hen-

indkomst over 800.000 i gennemsnit brugte 2.000 kr. Dvs. vand udgør en større andel af forbruget for lavindkomstgrupper end for højindkomstgrupper, jf. www.statistikbanken.dk.

riksen og Sonnenborg (2003). Dette betyder, at vand til Nordsjælland vil skulle transporteres fra Jylland eller eventuelt Sverige, hvilket på grund af de høje transportomkostninger kan vise sig at være urealistiske løsninger.

Afsaltningsanlæg

Afsaltning af havvand har været betragtet som et meget dyrt alternativ til at anvende grundvand. Imidlertid har teknologisk udvikling betydet, at prisen er faldet betydeligt, og vand fra nyopførte afsaltningsanlæg leveres i Israel til en pris på godt 3 kr./m³, se Pankrantz (2004). Denne pris inkluderer ikke transport af vand, ligesom der er tale om en energiintensiv produktion, der på grund af høje danske energipriser sandsynligvis vil være dyrere i Danmark. På den anden side er det danske havvand mindre salt end Middelhavet, hvilket kan give lavere produktionsomkostninger. Den lave israelske produktionspris gør dog teknologien til et interessant alternativ.

Rensning af vandet

I de tilfælde, hvor vandet er en knap ressource på grund af forurening, bør det vurderes, om en rensning af vandet er økonomisk mere hensigtsmæssig end at lave nye borer. Over for dette er argumenteret, at incitamentet til at bevare en ren grundvandsressource formindskes. Da beskyttelse af grundvandet under alle omstændigheder varetages af myndighederne, er det dog vanskeligt at forstå, hvilke private incitamenter der skulle kunne påvirkes af, at den mest effektive teknologi tages i anvendelse. Det må dog pointeres, at en sådan løsning kun giver rent drikkevand, den negative effekt på biodiversitet fjernes ikke.

Tre forskellige hensyn i forvaltningen af grundvandsressourcen

Den eksisterende ensartede miljøskat på vand er u hensigtsmæssig, i det omfang den har til hensigt at regulere vandforbruget af miljøhensyn. Dette kræver differentierede afgifter eller omsættelige indvindingstilladelser, som er afhængige af presset på grundvandsressourcen. Ud over en sådan differentieret regulering er der behov for en regulering af sprøjtebelastningen ved brug af f.eks. sprøjtefri randzoner. Denne regulering skal ligeledes være geografisk differentieret efter størrelsen på grundvandsressourcen og sprøjtingens indflydelse på denne. Endelig kan en ensartet vandsskat være velegnet til at sikre offentlige indtægter. Disse forskellige regulerings- og provenuhensyn påvirker

hinanden og skal sammentænkes i forbindelse med en implementering.

III.9 Sammenfatning og anbefalinger

Om analyserne

Der er foretaget analyser af påvirkningen af drikkevandsressourcen og effektiviteten i vandsektoren. Vedrørende påvirkningen af drikkevandsressourcen fokuseres på effekten af pesticider. Konkret er der foretaget en vurdering af de økonomiske og miljømæssige konsekvenser af alternative metoder til regulering af pesticidforbruget i landbruget. Med hensyn til miljøeffekterne fokuseres på pesticider i drikkevand og på biodiversitet. Der er i tilknytning hertil gennemført en værdisætningsundersøgelse med henblik på at opgøre den monetære værdi af dele af miljøeffekterne. Endvidere vurderes ejerskabet og forvaltningen af grundvandsressourcen, og det analyseres, om den nuværende organisering af vandsektoren er hensigtsmæssig i forhold til at levere vand til forbrugerne til de lavest mulige omkostninger.

Pesticiders betydning for natur og mennesker

Pesticider har en række negative effekter på biodiversiteten og mistænkes også for at have negative sundhedseffekter f.eks. i form af kræft og forringet fertilitet. Det er dog vanskeligt at eftervise sundhedseffekter af pesticider for de niveauer af pesticidrester, der er relevante i Danmark.

Brug og fund af pesticider

Behandlingshyppigheden med pesticider i landbruget har over en årrække været svagt aftagende. Prøver fra vandboringer giver et blandet billede af problemet med pesticider. Således har den samlede andel af prøver med pesticidrester været stigende i løbet af de sidste 10 år, mens den del af prøverne, hvor grænseværdien er overskredet, har været svagt faldende i de sidste 5 år. Pesticider kan dog være længe om at trænge ned i grundvandet. De pesticidrester, der hyppigst findes i vandet i dag, er fra stoffer, det nu er forbudt at anvende.

Løbende vurdering af grænseværdier bør foretages

Grænseværdien for pesticider i drikkevand er fastsat i slutningen af 1970'erne ud fra et politisk ønske om, at der ikke måtte være pesticider i drikkevandet. Grænseværdien er derfor den mindste koncentration, der dengang kunne må-

les. Der bør foretages en løbende vurdering af grænseværdier for forurenende stoffer i drikkevandet. Grænseværdierne bør afspejle de mulige skadevirkninger for mennesker og natur. Derfor er det vigtigt at oparbejde viden om de mulige skadevirkninger af forskellige stoffer.

Mangelfuldt grundlag for gennemførte handlingsplaner

I de første handlingsplaner for reduktion af kvælstoftabet og brugen af pesticider var målsætningerne fastsat uden viden om de konkrete miljømæssige virkninger og uden beregning af omkostninger. Senere handlingsplaner har i øget grad inddraget de økonomiske omkostninger ved at nå en given målsætning. Denne udvikling er gavnlig, men der er endnu ikke foretaget en økonomisk afvejning af, om de samlede miljømæssige gevinster er så store, at de opvejer de samlede samfundsøkonomiske omkostninger ved at nå målene. Dvs. det er ikke opgjort, om der ud fra en samfundsøkonomisk vurdering har været en nettogevinst ved planerne.

Niveau for regulering

En hensigtsmæssig regulering sikrer ikke blot en nettogevinst, men den størst mulige gevinst. Dette kan sikres ved en passende dosering af reguleringsinstrumenterne. Der er ikke i nogen af planerne gennemført en vurdering af, om den størst mulige samfundsøkonomiske gevinst er sikret.

Mål om fald i pesticidbehandlingshyppighed ikke nået

Tre pesticidhandlingsplaner har søgt at begrænse brugen af pesticider. Dette har ført til et fald i salg af aktiv stof og en mindsket behandlingshyppighed med pesticider, men målsætningerne er endnu ikke nået. Selvom brugen af pesticider er blevet reduceret, er det stadig relevant at vurdere, om gevinsterne ved fremtidige reduktioner af pesticidforbruget er højere end de samfundsøkonomiske omkostninger ved øget reduktion. Dette spørgsmål er i kapitlet belyst ved at gennemføre en række sammenhængende analyser af konsekvenserne af forskellige metoder til reduktion af det fremtidige pesticidforbrug.

Trin i analysen

I analysen af de forskellige metoder til reduktion af pesticidforbruget i landbruget bliver nogle af de væsentligste miljømæssige gevinster sammenholdt med de samfundsøkonomiske omkostninger. De analyserede metoder er pesticidafgifter, sprøjtefri randzoner omkring markskel og vandboringer samt øget omlægning til økologisk landbrug. I

første trin i analysen beregnes de samfundsøkonomiske omkostninger og afledte miljøeffekter ved tiltagene. I andet trin sættes en monetær værdi på de afledte miljøgevinster, hvilket gør det muligt at sammenholde de samfundsøkonomiske omkostninger med værdien af miljøforbedringerne.

Økonomiske, biologiske og geologiske analyser

Beregningerne af de økonomiske og miljømæssige effekter er foretaget ved inddragelse af økonomiske, biologiske og geologiske modeller og analyser. De økonomiske modeller bruges til at beregne de samfundsøkonomiske omkostninger, målt ved en nedgang i det samlede forbrug, og effekterne på landbruget, f.eks. ændringen i sammensætningen af afgrøder. Geologiske analyser beskriver de afledte effekter på sandsynligheden for forekomsten af pesticider over grænseværdien i det indvundne drikkevand og i hele grundvandsressourcen. Endelig bruges den biologiske model til at belyse effekten på biodiversiteten i agerlandet, indikeret ved bestanden af lærker.

Analyserede instrumenter

I beregningen af effekterne af de forskellige instrumenter til regulering af pesticider ses på effekterne i 2015 i forhold til en basisfremskrivning, hvor virkningerne af allerede vedtagne tiltag er inddraget. Analysen belyser således, om det er hensigtsmæssigt med yderligere regulering ud over det, der allerede er besluttet. I analysen ses på følgende instrumenter:

- pesticidafgifter på et niveau, der giver en 25 pct. reduktion i behandlingshyppigheden med pesticider
- sprøjtefri randzoner på 5 meter omkring markskel og 100 meter om vandboringer (50 meter om mindre vandboringer), dvs. zoner, hvor der dyrkes, men ikke sprøjtes
- øget omlægning til økologisk jordbrug ved hjælp af subsidier

Størst miljøeffekt for given samfundsøkonomisk omkostning

I beregningerne er brugen af instrumenterne skaleret, så den samfundsøkonomiske omkostning er den samme (knap 1 mia. kr. pr. år). Dette gør det lettere at sammenligne effekterne af de forskellige instrumenter, idet analysen belyser, hvilket instrument der har den største miljøeffekt for en given samfundsøkonomisk omkostning. Det analyserede niveau for instrumenterne kan dog ikke tages som udtryk

Ikke nødvendigvis optimalt

for det optimale reguleringsniveau. Beregningen belyser, hvilket af de valgte instrumenter der på det givne niveau er mest hensigtsmæssigt, men det kan godt være, at “doseringen” af instrumentet bør være højere eller lavere end det, der er analyseret, for at sikre det samfundsøkonomisk optimale niveau. Dette vil kræve yderligere analyser med henblik på en sammenligning af udviklingen i omkostninger og gevinster ved forskellige doseringer.

Undersøgelser af værdien af biodiversitet

For at kunne sammenligne de samfundsøkonomiske omkostninger ved tiltagene med værdien af miljøeffekterne er det nødvendigt at opgøre værdien af miljøforbedringer i monetære enheder. I de sidste årtier er der udviklet forskellige værdisætningsmetoder til at foretage sådanne opgørelser. Disse metoder er i stigende grad blevet anvendt i lande, vi normalt sammenligner os med, mens der foreløbig kun er foretaget relativt få undersøgelser i Danmark.

Skal man opgøre værdien af miljøgoder?

Flere undersøgelser tyder på, at nogle af de anvendte værdisætningsmetoder giver for høje monetære værdier for miljøgoderne i forhold til det, borgerne faktisk er villige til at betale for de pågældende miljøforbedringer. Der kan på den baggrund stilles spørgsmålstejn ved det hensigtsmæssige i værdisætningsundersøgelser. Man skal i den forbindelse gøre sig klart, at alle beslutninger på miljøområdet afspejler en indirekte værdisætning af gevinsten for miljøet over for omkostningerne ved at gennemføre tiltaget. Værdien beregnes blot ikke, men ligger implicit i beslutningen. Ved en værdisætningsundersøgelse bliver værdien opgjort eksplicit, og det kan medvirke til at øge gennemsigtigheden i beslutningsprocessen og sikre konsistens i beslutningsprocessen på tværs af sektorer og over tid. Ofte vil der ved regulering være en række forskellige miljøhensyn, som skal afvejes over for hinanden. Værdisætning forbedrer gennemsigtigheden og gør det lettere at sammenholde de forskellige effekter.

Behov for flere danske værdisætningsundersøgelser

På den ene side er der en række metodiske problemer ved at sætte monetære værdier på miljøeffekter. På den anden side er der stort behov for mere viden om værdien af forskellige miljøeffekter, fordi det giver mulighed for en mere systematisk vurdering af de samlede fordele og ulemper ved

initiativer på miljøområdet. Trods de delvist udestående metodiske problemer vurderes det, at der vil være en gevinst ved flere danske undersøgelser af værdien af miljøgoder. Metoder til at gennemføre værdisætningsstudier er under fortsat udvikling og forfining. Værdisætningsstudier bør derfor indgå som en del af prioriteringen på miljøområdet.

Værdi af øget biodiversitet og færre pesticider i vand

For at inddrage værdien af nogle af de potentielle miljøgevinster ved regulering af landbrugets pesticidforbrug er der udført en undersøgelse af værdien af ændret biodiversitet – repræsenteret ved ændringer i bestanden af markfugle (bl.a. lærker). En række udenlandske undersøgelser har søgt at værdisætte betalingsvilligheden for, at drikke- eller grundvand overholder fastsatte grænseværdier. Resultaterne af disse undersøgelser er inddraget for at give en indikation af værdien af reduktionen i pesticider i det grundvand, der indvindes til drikkevand. Imidlertid bør det påpeges, at der er metodiske problemer ved de pågældende undersøgelser. Der kan endvidere argumenteres for, at danskere tillægger beskyttelsen af grundvandet højere værdi end borgere i andre lande; f.eks. tyder holdningsundersøgelser på, at danskere er mere bekymrede for forurening af grundvandet end gennemsnittet af øvrige EU-borgere.

Sprøjtetfri randzoner effektivt instrument med hensyn til biodiversitet og indvundet vand

En sammenligning af effekterne på biodiversitet og pesticidrester i drikkevandet af de forskellige virkemidler tyder på, at sprøjtetfri randzoner er det mest hensigtsmæssige instrument til både at opnå øget biodiversitet og reduktion af pesticiderne i det indvundne vand. Sprøjtetfri randzoner omkring markerne er effektive til at øge den biologiske mangfoldighed, mens randzoner omkring vandboringer er effektive i forhold til pesticidrester i drikkevandet.

Fordele ved sprøjtetfri randzoner opvejer det økonomiske tab

Når miljøeffekterne kombineres med de beregnede monetære værdier af øget biodiversitet og mindsket forurening af det indvundne grundvand, peger analyserne på, at der er en betydelig samfundsøkonomisk gevinst. De metodiske problemer omkring værdisætning af miljøgevinster gør, at man generelt skal være varsom med at drage for håndfaste konklusioner, men selv, hvis gevinsterne af biodiversitet eller færre pesticider i vand, er betydelig mindre end de fundne værdier i værdisætningsundersøgelser, er der fortsat en ge-

vinst ved indførelsen af sprøjtefri randzoner, som er større end de økonomiske omkostninger. Der kan endvidere argumenteres for, at der er yderligere miljø- og sundhedsmæssige gevinster ved reguleringen end forbedret biodiversitet og færre pesticider i det indvundne grundvand. Selvom ikke alle gevinster er medtaget, peger analyserne på, at værdien af de medtagne gevinster er tilstrækkelig til at berettige en indførelse af sprøjtefri randzoner.

Tvivlsomt om øget omlægning til økologisk jordbrug er fordelagtig

Sammenlignet med randzoner er gevinsterne ved øget omlægning til økologisk landbrug tilsyneladende så små i forhold til omkostningen, at det er tvivlsomt, om det er fordelagtigt med øget omlægning til økologisk landbrug – dertil er effekten på biodiversitet og pesticider i grundvandet for beskeden. Det skal dog understreges, at beregningerne af effekterne ved omlægning til økologisk landbrug er behæftet med væsentlig større usikkerhed end de andre analyser. Endvidere er nogle af fordelene ved økologisk drift ikke medtaget i analysen, f.eks. bedre dyrevelfærd.

Afgifter effektive for hele vandressourcen

Afgifter på herbicider (ukrudtsbekæmpelsesmidler) er det mest effektive instrument til at nedsætte indholdet af pesticider i hele vandressourcen, dvs. inklusive den del af grundvandet, der ikke udnyttes til indvinding i dag. Sådanne afgifter har imidlertid ikke samme positive effekt på biodiversiteten, som sprøjtefrie randzoner har.

Kontrolproblemer ved sprøjtefri randzoner

Der kan peges på nogle vanskeligheder ved sprøjtefri randzoner sammenlignet med afgifter. For eksempel kan det være omkostningskrævende at kontrollere, om der sprøjtes inden for de fastlagte randzoner, mens det er relativt billigt at kontrollere, om pesticider belægges med afgifter, om end øgede afgifter kan lede til grænsehandel.

Overindvindingen bør reguleres med økonomiske instrumenter

Undersøgelser tyder på, at der på dele af Sjælland indvindes for meget vand i forhold til et bæredygtigt niveau. Overindvindingen af vand kan have uheldige miljøkonsekvenser i form af f.eks. for lav vandstand i søer og åer og en forringet kvalitet af grundvandet. Hvis bæredygtighed skal sikres, kan overindvindingen reguleres med brug af økonomiske styringsinstrumenter. En mulighed er at indføre regionalt differentierede indvindingsafgifter, således at de højeste

afgifter pålægges vandforbrugerne (husholdninger, virksomheder og landbrug) i de områder, hvor ressourcen er under pres. Alternativt kan omsættelige indvindingstilladelser anvendes.

To grunde til at beskatte vand

Den ensartede vandafgift for husholdninger, som vi kender i dag, kan være velbegrunder ud fra hensynet til at skaffe et skatteprovenu. På grund af den lille prisfølsomhed i husholdningernes vandforbrug er vand en god skattebase. Hensyn til skatteprovenuet tilsiger således, at forbruget af vand fortsat skal pålægges en ensartet afgift. Det er dog ikke i kapitlet vurderet, om afgiften skal være større eller mindre end i dag. Udover den ensartede vandafgift tilsiger miljøhensyn, at indvinding af grundvand i områder, hvor grundvandsressourcen er under pres, pålægges en afgift differentieret efter knapheden. Dette gælder både indvinding til husholdninger, virksomheder og markvanding. Det skal understreges, at en knaphedsbetinget afgift skal pålægges indvindingen af vand og ikke forbruget, idet der bør være et incitament til at transportere vand fra områder med rigeligt grundvand.

Kommende kommuner for små til at regulere vandressourcen

Forurening på vandmiljøområdet er ikke udelukkende et lokalt problem, idet pesticider kan trænge ned i grundvandet og spredes. Kvælstofoverskud på markerne spredes ligeledes til større områder ved udvaskning. Via vandløb ledes kvælstof ud i de kystnære områder, hvor det kan forårsage iltsvind. Disse forhold tilsiger, at regulering og kontrol af vandmiljøet bør foretages af en mere central myndighed end de kommende storkommuner.

Effektiviseringspotentiale

Den danske vandsektor består af en blanding af offentlige og private forsyninger (typisk brugerejede andelsselskaber). Analyser tyder på, at hvis de offentlige vandproducenter var lige så effektive som de private, forbrugerejede selskaber, ville de kunne levere vand til lavere omkostninger og derved realisere en besparelse på 15-20 pct.

Gode engelske erfaringer med privatisering og målestoks-

Engelske erfaringer tyder på, at en privatisering kombineret med en regulering med målestokskonkurrence kan være effektiv. Med målestokskonkurrence får producenterne overgrænser for deres vandpriser, f.eks. baseret på omkostnin-

konkurrence

gerne for sammenlignelige producenter. Inden for disse grænser får de mulighed for at øge indtjeningen ved effektiviseringer.

Hvile i sig selv princippet bør afskaffes

En afgørende barriere for effektivitet i sektoren er den nuværende regulering med "hvile i sig selv" princippet, dvs. at forsyningernes indtægter over en årrække skal balancere med deres udgifter. Med dette princip har offentlige producenter kun ringe incitament til at minimere omkostningerne. På grund af strukturen i vandforsyningen er der dog betydelige naturlige monopoler, der vil give producenterne muligheder for at udnytte deres monopolstatus til at tage en høj pris for vandet. Derfor er der behov for en fortsat regulering af vandmarkedet. Målestokskonkurrence giver såvel et effektivitetspres som en beskyttelse af forbrugerne. Det anbefales, at hvile i sig selv princippet afskaffes og f.eks. erstattes med en regulering med målestokskonkurrence.

Privat produktion en fordel

De engelske erfaringer og egne analyser tyder på, at private vandforsyninger kan være mere effektive end offentlige. De kommuner, der ejer vandforsyninger, opfordres derfor til at vurdere, om en større effektivitet kan sikres ved overgang til privat ejerskab. Det må som minimum anbefales, at alle offentligt ejede forsyningers økonomi bliver uafhængig af kommunens, f.eks. ved selskabsdannelse. For at sikre gennemsigtighed i de offentligt ejede selskaber og for at forenkle en overgang til privat ejerskab anbefales det desuden, at vandforsyninger pålægges at aflægge regnskab efter årsregnskabsloven, og at udarbejde indikatorer der muliggør sammenligning.

Øget udlicitering kan også overvejes

Hvis det vurderes, at de administrative omkostninger ved målestokskonkurrence bliver for høje, må alternative former for konkurrenceudsættelse overvejes. En forøgelse af udliciteringen vil give et større indslag af privat produktion og dermed bedre incitament til effektivitet. Der er allerede i dag en betydelig udlicitering på anlægsdelen af vandforsyningen, mens der på driftsdelen er et potentiale for yderligere udliciteringer.

Anbefalinger:

Der synes at være en gevinst ved etablering af sprøjtefri randzoner omkring markerne og vandboringerne, som er højere end de økonomiske omkostninger i form af lavere produktivitet mv. i landbruget. Sprøjtefri randzoner omkring markerne vurderes at have en positiv effekt på biodiversiteten, og randzoner omkring vandboringer reducerer pesticidrester i drikkevandet.

Sprøjtefri randzoner bedst**Indfør knaphedsbetinget vandafgift**

Endvidere er der tilsyneladende på dele af Sjælland overindvinding af grundvand i forhold til et bæredygtigt niveau. For at tage højde for dette bør den nuværende vandafgift differentieres regionalt, så den i højere grad mindsker indvindingen af vand i de dele af Danmark, hvor vandressourcen er under pres.

Afskaf hvile i sig selv princippet

Der er tegn på, at den danske vandsektor ikke er effektiv, og der kan formentlig opnås en effektiviseringsgevinst ved at erstatte det nuværende hvile i sig selv princip med målestokskonkurrence. En yderligere effektivitetsgevinst kan sandsynligvis sikres, hvis kommunerne vælger at udlicitere en større del af driften eller at lade forsyningerne overgå til privat ejerskab.

Miljøøkonomiske analyser forbedrer beslutningsgrundlag

Endelig bør de økonomiske fordele og ulemper i forbindelse med nye miljøpolitiske initiativer nøje overvejes. Gode samfundsøkonomiske analyser på området er imidlertid betinget af, at der er et solidt naturvidenskabeligt grundlag, som gør det muligt at kvantificere de væsentligste miljøeffekter. Det er på en række miljøområder forbundet med metodiske problemer at gennemføre værdisætningsanalyser. Derfor bør resultaterne fortolkes med varsomhed. På den anden side kan værdisætningsundersøgelser bidrage til at forbedre beslutningsgrundlaget, herunder reducere vanskelighederne ved at afveje miljøproblemerne på tværs af sektorer og over tid.

Litteraturliste

Andreasen, C. og N. Kjær-Petersen (2002): *Litteraturreview vedr. naturvidenskabelige studier af effekterne ved ændret pesticidanvendelse*. Del af Bilag A til Schou mfl. (2003).

Bergstrom, J.C., K.J. Boyle and M. Yabe (2004): Trading Taxes vs. Paying Taxes to Value and Finance Public Environmental Goods. *Environmental and Resource Economics*, 28(4), pp. 533-549.

Bergstrom J.C., K.J. Boyle and M. Yabe (2001): Determinants of Ground Water Quality Values: Georgia and Maine Case Studies. In: Bergstrom, J.C., K.J. Boyle and G.L. Poe (eds.): *The Economic Value of Water Quality*. Edward Elgar, Cheltenham.

Bichel-udvalget (1999a): *Rapport fra Hovedudvalget*. København.

Bichel-udvalget (1999b): *Rapport fra Underudvalget om Miljø og Sundhed*. København.

Bjørner, T.B., J. Hauch og S. Jespersen (2004): Biodiversitet, Sundhed og Usikkerhed – En værdisætningsanalyse ved contingent ranking metoden. Arbejdsrapport 2004:2. Det Økonomiske Råds Sekretariat, København.

Botasso, A. and M. Conti (2003): *Cost Inefficiency in the English and Welsh Water Industry: An Heteroskedastic Stochastic Cost Frontier Approach*. Università di Genova, Genova.

Boyle, K.J., G.L. Poe and J.C. Bergstrom (1994): What Do We Know About Groundwater Values? Preliminary Implications from a Meta Analysis of Contingent-Valuation Studies. *American Journal of Agricultural Economy*, 76, pp. 1055-1061.

Brüsch, W. mfl. (2004): *Pesticidforurennet vand i små vandforsyninger*. GEUS rapport nr. 9. København.

Buzby, J.C., J.R. Skees and R.C. Ready (1995): Using Contingent Valuation to Value Food Safety: A Case Study of Grapefruit and Pesticide Residues. In J.A. Caswell (eds): *Valuing Food Safety and Nutrition*. Westview Press, Philadelphia.

Buzby, J.C., F.A. Fox, R.C. Ready and S.R. Crutchfield (1998): Measuring Consumer Benefits of Food Safety Risk Reductions. *Journal of Applied Agricultural and Applied Economics*, 30, pp. 69-82.

Cedergreen, N., J.C. Streibig og N.H. Spliid (2004). *Pesticiders påvirkning af planter og alger i vandmiljøet*. Rapport nr. 89. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen, København.

Champ, P.A. and R.C. Bishop (2001): Donation Payment Mechanisms and Contingent Valuation: An Empirical Study of Hypothetical Bias. *Environmental and Resource Economics* 19 (4), pp. 383-402.

Christensen, T. og H. Huusom (2003): *Evaluering af informations- og rådgivningsbaserede virkemidler i Pesticid-handlingsplan II*. Arbejdsrapport nr. 22. Miljøstyrelsen, København.

Coase, R.H. (1960): The Problem of Social Cost. *The Journal of Law and Economics*, 3, pp. 1-44.

Cohr, K.H. and F.A. Simonsen (2004): *Evaluation of health hazards by exposure to BAM and risk characterisation of drinking water exposure*. Dansk Toksikologisk Center og Miljøstyrelsen, København.

COWI (2004): Benchmarking af kloakområdet. Lyngby.

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

Dandy, G., T. Nguyen and C. Davies (1997): Estimating Residential Water Demand in the Presence of Free Allowances. *Land Economics*, 73 (1), pp. 125-139.

Danmarks Miljøundersøgelser (2003): *Vandmiljø 2003*. Teknisk rapport nr. 471. Roskilde.

Danmarks Statistik (2003): *Indikatorer for bæredygtig udvikling*. København.

Danmarks Statistik (2004): *Vandmiljøet. Forureningskilder, miljøpåvirkning og tilstand*. København.

Danva (2003): *Vandstatistik 2002*. Skanderborg.

Det Økonomiske Råd (1995): *Dansk Økonomi, forår 1995*. København.

Det Økonomiske Råd (2002): *Dansk Økonomi, forår 2002*. København.

Det Økonomiske Råd (2004): *Dansk Økonomi, forår 2004*. København.

Dixon, P.B., B.R. Parmenter, J. Sutton and D.P. Vincent (1982): *ORANI: A Multisectoral Model of the Australian Economy*. North-Holland Publishing Company, Amsterdam.

Edwards, S.F. (1988): Option Prices for Groundwater Protection. *Journal of Environmental Economics and Management*, 15 (4), pp. 475-487.

Eom, Y.S. (1994): Pesticide Residue Risk and Food Safety Valuation: A Random Utility Approach. *American Journal of Agricultural Economics*, 76, pp. 760-771.

Esbjerg, P. and B.S. Petersen (eds.) (2002): *Effects of reduced pesticide use on flora and fauna in agricultural fields*. Rapport nr. 58. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen. København.

The European Opinion Research Group (2002): *The attitudes of europeans towards the environment*. Eurobarometer 58.0. Directorate-General Environment, Brussels.

Federal Register (1993): *Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation*. US Government Reports, 58 (10), pp. 4601-4614. Washington, D.C.

Federal Register (1994): *Natural Resource Damage Assessment: Proposed Rule*. US Government reports, 59 (5), pp. 1062-1091. Washington, D.C.

Finansministeriet (2001): *Miljøvurdering af finanslovsforslaget for 2002*. København.

Foster, V. and S. Mourato (2000): Valuing the Multiple Impacts of Pesticide Use in the UK: A Contingent Ranking Approach. *Journal of Agricultural Economics*, 51 (1), pp. 1-21.

Frandsen, S.E., J.V. Hansen and P. Trier (1995): *GESMEC. En generel ligevægtsmodel for Danmark. Dokumentation og anvendelser*. Det Økonomiske Råds Sekretariat, København.

GEUS (2001): *Grundvandsovervågning 2001*. København.

GEUS (2002): *Viden om grundvand*. København. www.geus.dk.

GEUS (2003): *Grundvandsovervågning 2003*. København.

Grant, R. mfl. (2000): *Vandmiljøplan II. Midtvejsevaluering*. Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks Jordbrugsforskning, Roskilde.

Grant, R. og J. Waagepetersen (2003): *Vandmiljøplan II – slutevaluering*. Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks Jordbrugsforskning, Roskilde.

Hansen, A.S., A. Furu, D.M. Kjellingebro, M.S. Skotte og D. Vigsø (2003): *Viden, værdier og valg. Debatoplæg om mål og midler for Vandmiljøplan III*. Institut for Miljøvurdering, København.

Hansen, L.G. (1996): Water and Energy Price Impacts on Residential Water Demand in Copenhagen. *Land Economics*, 72 (1), pp. 66-79.

Hansen, L.G. (2001): *Modelling the Effects of Complex Regulatory Constraints – the Case of Danish Nitrogen Regulation*. SØM-publikation nr. 45. AKF Forlaget, København.

Hansen, L.G. (2003): Omkostningseffektiv reduktion af landbrugets kvælstoftab. *Samfundsøkonomen*, 2003:3.

Hanley, N., J.F. Shogren and B. White (1997): *Environmental Economics in Theory and Practice*. Oxford University Press, Oxford.

Hasler, B., J.S. Schou, J.E. Ørum og L.G. Hansen (2000): *Virkemidler i pesticidpolitikken – Reduktion af pesticidanvendelsen på behandlede jordbrugsarealer*. Faglig rapport nr. 314. Udarbejdet for Miljøstyrelsens bekæmpelsesmiddelkontor i forbindelse med forarbejdet til Pesticidhandlingsplan II. Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde.

Hasler, B. og C. J.Petersen (2003): *Mulighed for generalisering og overførsel af resultater med benefit transfer*. Bilag E til Schou mfl. (2003).

Henriksen, H.J. og A. Sonnenborg (eds.) (2003): *Ferskvandets kredsløb. NOVA 2003 Temarapport*. GEUS, København.

Henriksen, H.J., J. Kjær og W. Brusch (2004): DØRS pesticidscenarier og grundvandspåvirkning. GEUS notat 06-VA-04-05. GEUS, København. www.dors.dk.

Institut for Konjunkturanalyse (1999): *Danskerne 2000*. Rapport. Institut for Konjunkturanalyse, København.

Institut for Miljøvurdering (2004): *Pesticidstop på offentlige arealer. En økonomisk vurdering af udvalgte områder*. København.

Ipe, V.C. and S. B. Bhagwat (2002): Chicago's Water Market: Dynamics of Demand, Prices and Scarcity Rents. *Applied Economics*, 34, pp. 2157-2163.

Jacobsen, B.H. (2000): *Vandmiljøplan II – Økonomisk midtvejsevaluering*. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, København.

Jacobsen, B.H. (2003): Omkostningseffektivitet og afgifter på kvælstofområdet – en diskussion af metoder. *Samfundsøkonomen*, 2003:1.

Jacobsen, B.H. (2004): *Økonomisk slutevaluering af Vandmiljøplan II*. Rapport nr. 169, Fødevarerøkonomisk Institut, København.

Jacobsen L.B. og S. Frandsen (1999): *Analyse af de sektor- og samfundsøkonomiske konsekvenser af en reduktion i forbruget af pesticider i dansk landbrug*. Rapport nr. 104. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, København.

Jacobsen, L. B. (2001): *Potentialet for økologisk jordbrug – sektor og samfundsøkonomiske beregninger*. Rapport nr. 121. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, København.

Jacobsen L.B., M. Andersen and J.D. Jensen (2004): *Reducing the use of pesticides in Danish agriculture - macro- and sector economic analyses*. Fødevarerøkonomisk Institut. København. www.dors.dk.

Jensen, J.D., M. Andersen and K. Kristensen (2001): *A Regional Econometric Sector Model for Danish Agriculture*. Rapport nr. 129. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, København.

Jensen, P.R., A.B. Hallam, J. Hauch, E. Møllgaard og O.G. Petersen (1995): En velfærdsindikator for Danmark 1970-1990. Arbejdsnotat nr. 8. Rockwool Fondens Forskningsenhed, København.

Jordan, J.L. and A.H. Elhaghaab (1993): Willingness to pay for improvements in drinking water quality. *Water Resources Research*, 29 (2), pp. 237-45.

Kjellingbro, P.M. (2003): Studie af omkostningerne ved regulering af næringsstofforureningen af vandmiljøet. Notat fra Institut for Miljøvurdering, København.

Kjær, J., P. Olsen, H.C. Barlebo, R.K. Juhler, F. Plauborg, R. Grant, L. Gudmundsson and W. Brüsich (2004): *The Danish Pesticide Leaching Assessment Programme. Monitoring results. May 1999 – June 2003*. GEUS, København. www.pesticidvarsling.dk.

Konkurrencestyrelsen (2003): *Konkurrenceredegørelse - 2003*. København.

Kristiansen, S.M., P. Nørnberg og L. Ramsay (2004): Arsen i dansk drikkevand. *Aktuel Naturvidenskab*, 4/2004

Kuks S. (2001): *The Privatisation Debate on Water Services in the Netherlands*. University of Twente, Enschede.

Laffont, J.J. and J. Tirole (1993): *A Theory of Incentives in Procurement and Regulation*. The MIT Press, Cambridge, Massachusetts.

Lee, L. and E.G. Nielsen (1987): The extent and costs of groundwater contamination by agriculture. *Journal of Soil and Water Conservation*, 42 (2), pp. 243-248.

List, J.A. and C.A. Gallet (2001): What Experimental Protocol Influence Disparities Between Actual and Hypothetical Stated Values? *Environmental and Resource Economics*, 20, pp. 241-254.

Macmillan, D.C., L. Phillip, N. Hanley and B. Alvarez-Farizo (2002): Valuing the Non-Market Benefits of Wild Goose Conservation: A Comparison of Interview and Group Based Approaches. *Ecological Economics*, 43, pp. 49-59.

Miljøministeriet (1999): *Natur- og Miljøpolitisk Redegørelse 1999*. København.

Miljøministeriet (2004): *Natur og Miljø 2003. Vores vand*. København.

Miljøministeriet og Fødevareministeriet (2003): *Pesticidplan 2004-2009 for nedsættelse af pesticidanvendelsen og belastningen*. København.

Miljø- og Energiministeriet og Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (2000): *Pesticidhandlingsplan II*. København.

Miljø- og Energiministeriet (2001): Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. BEK nr. 871 af 21/09/2001. København.

Miljøstyrelsen (1998a): *Handlingsplan for MTBE*. København. www.mst.dk/vand/02030100.htm

Miljøstyrelsen (1998b): Forsigtighedsprincippet. Udskrift og resumé fra Miljøstyrelsens konference om forsigtighedsprincippet. *Miljønyt*, nr. 31.

Miljøstyrelsen (2000a): *Stoffet MTBE – en trussel mod vores grundvand*. Faktuel nr. 33. København.

Miljøstyrelsen (2000b): *Rådgivning af beboere i lettere forurenede områder*. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 7/2000. København.

Miljøstyrelsen (2004a): Udenlandske erfaringer – analyseområde 8. Notat udarbejdet i forbindelse med "Serviceeftersyn af vandsektoren". København.

Miljøstyrelsen (2004b): Udlicitering og elementer i relationen mellem den offentlige og den private sektor inden for vandsektoren – analyseområde 9. Notat udarbejdet i forbindelse med “Serviceeftersyn af vandsektoren”. København.

Miljøstyrelsen (2004c): Den fysiske verden. Vandforsyningen i Danmark. Notat udarbejdet i forbindelse med “Serviceeftersyn af vandsektoren”. København.

Miljøstyrelsen (2004d): Serviceeftersyn af vandsektoren. Det juridiske grundlag. Notat udarbejdet i forbindelse med “Serviceeftersyn af vandsektoren”. København.

Miljøstyrelsen (2004e): Serviceeftersyn af vandsektoren. Den fysiske verden. Spildevand. Notat udarbejdet i forbindelse med “Serviceeftersyn af vandsektoren”. København.

Miljøstyrelsen (2004f): Orienteringsnotat om REACH. København. www.mst.dk/kemi/02230000.htm.

Miljøstyrelsen (2004g): Økonomiske virkemidler på natur- og miljøområdet. Miljøprojekt nr. 887. København.

Millock, K., L.G. Hansen, M. Wier and L.M. Andersen (2002): Willingness to Pay for Organic Foods: A Comparison between Survey Data and Panel Data from Denmark. Paper presented at the 2. World Conference on Environmental Economics in Monterrey.

Millock, K., M. Wier and L.M. Andersen (2004): Consumer demand for organic foods – attitudes, values and purchasing behaviour. Paper presented at the EAERE conference in Budapest.

Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri og Skov- og Naturstyrelsen (2003): *Forberedelse af Vandmiljøplan III*. Del I-VI. København.

Mullen J.D., G.W. Norton and D.W. Reaves (1997): Economic Analysis of Environmental Benefits of Integrated Pest Management. *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 29, pp. 243-253.

Møller, F. (1996): *Værdisætning af miljøgoder*. Jurist- og Økonomforbundets Forlag. København.

Nauges, C. and A. Thomas (2003): Long-run Study of Residential Water Consumption. *Environmental and Resource Economics*, 26, pp. 25-43.

Nunes, P. and J. van den Bergh (2001): Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? *Ecological Economics* 39, pp. 203-222.

Nørum, U. og P. Bjerregaard (2003). *Ferskvandsinvertebraters bevægelsesadfærd som biomarkør for pesticideksponering og -effekt*. Rapport nr.75. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen. København.

Ofwat (2000a): *1999-2000 Report on Levels of Services for the Water Industry in England and Wales*. Office of Water Services, Birmingham.

Ofwat (2000b): *Tariff Structure and Charges 2000-2001 Report*. Office of Water Services, Birmingham.

Ofwat (2003): *Annual Report 2002-2003 of the Director General of Water Services*. Office of Water Services, Birmingham.

Ott, S.L., C.L. Huang and S.K. Misra (1991): Consumers' Perceptions of Risks from Pesticide Residues and Demand for Certification of Residue-Free Produce. In: J.A. Caswell (ed): *Economics of Food Safety*. Elsevier, New York.

Pankrantz, T. (2004): *Desalination Technology Trends*. CH2M Hill, Inc.

Poe, G.L. and R.C. Bishop (1999): Valuing the Incremental Benefits of Groundwater Protection When Exposure Levels are Known. *Environmental and Resource Economics*, 13 (3), pp. 341-67.

Poe, G.L., K.J. Boyle and J.C. Berstrom (2001): A Preliminary Meta Analysis of Contingent Values for Ground Water Quality Revisited. In: Bergstrom, J.C., K.J. Boyle and G.L. Poe (eds.): *The Economic Value of Water Quality*. Edward Elgar, Cheltenham.

Powell, J.R., D.J. Allee and C. McClintock (1994): Groundwater Protection Benefits and Local Community Planning: Impact of Contingent Valuation Information. *American Journal of Agricultural Economics*, 76 (5), pp. 1068-75.

Press, J. and T. Soderqvist (1996): On Estimating the Benefits of Groundwater Protection: A Contingent Valuation Study in Milan. Working Paper 1996/53. Fondazione Eni Enrico Mattei, Milano.

Regeringen (2004): *Vandmiljøplan III, 2004*. Miljøministeriet og Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, København.

Roosen, J., J.A. Fox, D.A. Hennessy and A. Schreiber (1998): Consumer's Valuation of Insecticide Use Restictions: An application to Apples. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 23(2), pp. 367-384.

Sawkins, J. (2001): The Development of Competition in the English and Welsh Water and Sewerage Industry. *Fiscal Studies*, 22 (2), pp. 189-215.

Schou, J.S., B. Hasler og L.G. Hansen (2001): *Styringsmidler i naturpolitikken – en miljøøkonomisk analyse*. Rapport udarbejdet for Vilhelm-udvalget. København.

Schou, J.S., A.B. Hald, P. Kaltoft, C. Andreasen, H. Vetter og B. Hasler (2003): *Værdisætning af pesticidanvendelsens natur- og miljøeffekter*. Miljøstyrelsen, København.

Shultz, S.D. and B.E. Lindsay (1990): The willingness to pay for groundwater protection. *Water Resources Research*, 26, pp. 1869-75.

Stenger, A. and M. Willinger (1998): Preservation value for groundwater quality in a large aquifer: a contingent valuation study of the alsatian aquifer. *Journal of Environmental Economics and Management*, 53, pp. 177-193.

Sun, H., J.C. Bergstrom and J.H. Dorfman (1992): Estimating the Benefits of Groundwater Contamination Control. *Southern Journal of Agricultural Economics*, 24 (2), pp. 63-71.

Topping, C.J., T.S. Hansen, T.S. Jensen, J.U. Jepsen, F. Nikolajsen and P. Odderskær (2003): ALMaSS, an Agent-Based Model for Animals in Temperate European Landscapes. *Ecological Modelling*, 167, pp. 65-82.

Topping, C.J. (2004): The Impact on Skylarks of Tax Measures to Reduce Pesticides in Denmark. Dept. of Wildlife Ecology and Biodiversity, NERI. Rønde. (Forthcoming Working Paper). www.dors.dk.

Travisi, C.M., R.J. M. Florax and P. Nijkamp (2004): A Meta-Analysis of the Willingness to Pay for Reductions in Pesticide Risk Exposure. Working Paper 101/2004. Fondazione Eni Enrico Mattei, Milano.

Travisi, C. M. and P. Nijkamp (2004): Willingness to Pay for Agricultural Environmental Safety: Evidence from a Survey of Milan, Italy, Residents. Working Paper 100/2004. Fondazione Eni Enrico Mattei, Milano.

Tüchsen, F., and A.A. Jensen (2000): Agricultural Work and the Risk of Parkinson's Disease in Denmark 1981-1993. *Scandinavian Journal of Work, Environment & Health*, 26 (4), pp. 359-62.

van Ravensway, E.O. and J.P. Hoehn (1991a): The Impact of Health Risk Information on Food Demand: A case study of alar on apples. In: J.A. Caswell (ed.): *Economics of Food Safety*. Elsevier, New York.

van Ravensway, E.O. and J.P. Hoehn (1991b): Contingent Valuation and Food Safety: The Case of Pesticide Residues in Food. Staff Paper 91-13. Department of Agricultural Economics, Michigan State University.

Viscusi, W.K. and J.E. Aldy (2003): The Value of a Statistical Life: A Critical Review of Market Estimates Throughout the World. *Journal of Risk and Uncertainty*, 27, pp. 5-76.

Vossler, C.A. and J. Kerkvliet (2003): A Criterion Validity Test of the Contingent Valuation Method: Comparing Hypothetical and Actual Voting Behavior for a Public Referendum. *Journal of Environmental Economics and Management*, 45 (3), pp. 631-49.

Wier, M., L.M. Andersen and K. Millock (2004): Information Provision, Consumer Perceptions and Values – the Case of Organic Foods. In: Krarup, S. and C.S. Russell (eds.): *Environment, Information and Consumer Behaviour*. Edward Elgar. (Forthcoming).

Wilhelm-udvalget (2001): *En rig natur i et rigt samfund*. Hovedrapport fra Wilhelm-udvalget. Skov- og Naturstyrelsen, København.

WRC (2002): Study of the Application of the Competition Rules to the Water Sector in the European Community. Prepared by WRC and Ecologic for the European Commission. Study contract no. COMP/2002/E3/SI2.334052. Brussels.

Ørum, J.E. (2003): *Driftsøkonomisk analyse af reduceret pesticidanvendelse i dansk landbrug – en opdatering af Bicheludvalgets analyser*. Rapport nr. 163. Fødevarerøkonomisk Institut, København.