

KAPITEL II

GRUNDVAND, DRIKKEVAND OG PESTICIDER

II.1 Indledning

Vi drikker grundvand

Rent vand er vigtigt for mennesket og naturen. Næsten alle steder i Danmark kan man indvinde grundvand, der er egnet til fremstilling af drikkevand, og Danmark adskiller sig fra de fleste andre lande ved, at forsyningen af drikkevand næsten udelukkende er baseret på grundvand, som kun undergår en simpel behandling (filtrering og iltning).

Konsensus om at beskytte grundvandet

Der lægges i Danmark stor vægt på, at man skal beskytte grundvandet, og princippet om forebyggelse mod forurening af grundvandet står centralt i den danske miljøpolitik, jf. Regeringen (2000), Regeringen (2004) og Regeringen (2013). Beskyttelse af grundvandet indgår også i EU's vandrammedirektiv, jf. kapitel I.

Vandets kredsløb

Grundvand indgår i et kredsløb med vandet i vandløb og søer. Beskyttelse af grundvand mod forurening er dermed også med til at sikre god vandkvalitet andre steder til gavn for mennesker, dyr og planter. Vandets kredsløb betyder imidlertid også, at indvinding af grundvand kan have negative effekter på den våde natur, hvilket giver en negativ påvirkning på dyr og planter.

Omkostninger for producenter og forbrugere

Beskyttelse mod forurening og for stor indvinding er dog ikke uden omkostninger for producenter og forbrugere, og det er vigtigt at identificere de virkemidler, der er billigst ud fra en samfundsøkonomisk betragtning.

Fokus på pesticider gennem 30 år

I den forebyggende indsats er der lagt stor vægt på at begrænse risikoen ved pesticider. Dette kommer til udtryk i en række handlingsplaner og strategier siden den første pesti-

Kapitlet er færdigredigeret den 2. februar 2015.

cidhandlingsplan blev vedtaget for næsten 30 år siden.

Nogle områder er særlig følsomme over for pesticider

Der er geografiske forskelle i risikoen for grund- og drikkevand ved at bruge pesticider. På følsomme arealer, hvor der er særlig høj risiko ved at bruge pesticider, pålægges ofte begrænsninger i arealanvendelsen for helt at fjerne risikoen ved pesticider.

Udpegning af følsomme områder

Stat og kommuner er i gang med at kortlægge de områder af Danmark, hvor der er behov for at beskytte grund- og drikkevand, og hvor bl.a. pesticider kan udgøre en særlig risiko, men denne kortlægning er langt fra tilendebragt. Det er for nyligt blevet foreslået at styrke kortlægningen af områder i Danmark, hvor brugen af pesticider kan udgøre en særlig risiko for grund- og drikkevand, jf. Natur- og Landbrugskommis-sionen (2013).

Beskyttelse af grund- og drikkevand ved arealtiltag

Der er i Danmark en række nationale målsætninger for arealanvendelsen i form af skovrejsning og øget økologisk jordbrug, som bl.a. er motiveret af hensynet til at beskytte grund- og drikkevand. Det er derfor relevant at undersøge, om arealbaserede tiltag ud fra en bredere samfundsøkonomisk betragtning kan ses som hensigtsmæssige virkemidler til beskyttelse af grund- og drikkevand og hvilke, der er de bedste.

Samfundsøkonomiske omkostninger ved arealtiltag

I kapitlet præsenteres en analyse af de samfundsøkonomiske omkostninger ved forskellige restriktioner på arealanvendelsen til beskyttelse af grund- og drikkevand i forskellige områder i Danmark, som er særlig følsomme over for pesticider. Formålet med analysen er at undersøge hvilke arealtiltag, som er billigst samfundsøkonomisk set, og om der er geografiske forskelle i de billigste tiltag. Konkret ses på følgende arealtiltag:

- Skovrejsning
- Åbne naturområder
- Økologisk landbrug
- Sprøjtetfri landbrugsdrift

Elementer i analysen

I analysen opgøres de samfundsøkonomiske omkostninger ved disse arealtiltag i forskellige følsomme områder i Dan-

mark. I opgørelsen af de samfundsøkonomiske omkostninger indgår bl.a. indtjeningstab i landbruget, men der medtages også en række positive afledte effekter i form af mindre forurening og rekreative gevinster ved ny skov og åben natur. Opgørelsen af indtjeningstab i landbruget er foretaget i samarbejde med Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi ved Københavns Universitet.

Andre emner i kapitlet

Ud over analysen af arealtiltag foretages der i kapitlet en vurdering af andre dele af den danske indsats til beskyttelse af grund- og drikkevand. Blandt andet vil følgende spørgsmål blive belyst:

- Siden 1986 er der vedtaget en række handlingsplaner for at beskytte grund- og drikkevand. Hvordan er det gået med målopfyldelsen for disse planer?
- Der bruges en lang række forskellige virkemidler til beskyttelse af grund- og drikkevand mod pesticider såsom afgifter, forbud og arealtiltag. Hvad er fordele og ulemper ved de forskellige virkemidler?
- Der er en afgift på forbruget af pesticider, som for nyligt er blevet revideret. Er denne afgift hensigtsmæssigt indrettet og overflødig? Og den anden regulering?
- Inden for miljøbeskyttelse anvendes ofte et såkaldt "forsigtighedsprincip". Hvilke konsekvenser har dette princip i forhold til at beskytte grund- og drikkevand?
- Der er afgifter på forbruget af vand. Er disse afgifter hensigtsmæssigt indrettet?

Tidligere analyser fra De Økonomiske Råds formandskab

Det er godt 10 år siden, at De Økonomiske Råd sidst havde fokus på beskyttelse af grund- og drikkevand. Analysen dengang sammenlignede omkostninger og gevinster ved f.eks. generelle afgifter og målrettede arealtiltag til beskyttelse af grund- og drikkevand. Analysen viste, at målrettede arealtiltag (sprøjtefri zoner omkring vandboringer og markskel) var et mere hensigtsmæssigt virkemiddel end generelle afgifter på pesticider, jf. Det Økonomiske Råd (2004). Analysen indeholdt imidlertid ikke en sammenligning af forskellige typer af målrettede arealtiltag, hvilket til gengæld er et centralt element i nærværende kapitel. I analysen af for-

skellige arealtiltag i dette kapitel indgår endvidere en opgørelse af værdien af rekreative gevinster ved ny natur. Opgørelsen af de rekreative gevinster er baseret på en model præsenteret i De Økonomiske Råd (2014).

Indhold i kapitlet

I det næste afsnit beskrives udviklingen i brugen af pesticider og fund af pesticider i grundvand. I afsnit II.3 gennemgås fordele og ulemper ved forskellige typer af regulering over for pesticider. I afsnit II.4 beskrives målsætninger og tiltag i den danske pesticidpolitik. Analysen af de samfundsøkonomiske omkostninger ved forskellige arealtiltag er præsenteret i afsnit II.5, og i afsnit II.6 vurderes det, om beskættningen af vand er hensigtsmæssigt indrettet. Sammenfatning og anbefalinger følger i det sidste afsnit.

II.2 Tilstand og trusler

Vandforsyningen i Danmark er baseret på grundvand

I modsætning til i de fleste andre lande anvendes i Danmark kun grundvand i vandforsyningen. Grundvand er generelt fri for sygdomsfremkaldende mikroorganismer og smitstoffer og dermed af bedre hygiejnisk kvalitet end overfladevand. Derfor kan behandlingen af grundvand til drikkevand på vandværker i Danmark oftest begrænses til en relativt simpel behandling i form af iltning og filtrering.

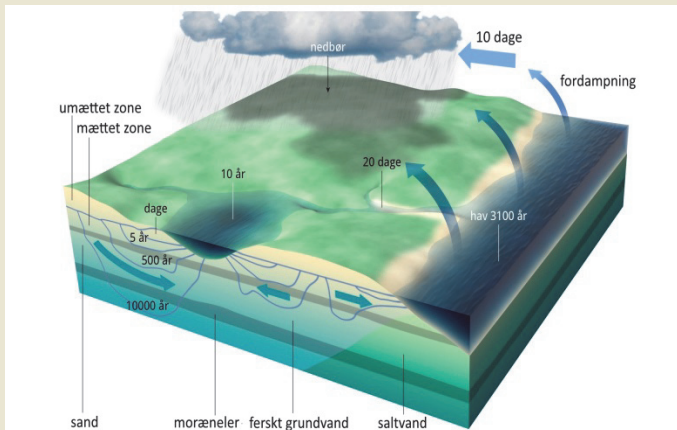
Grundvandet påvirker overfladevandet

Grundvand dannes af nedbør, som siver ned gennem jordlagene og langsomt videre mod vandløb og kyst, jf. boks II.1. Denne forbindelse mellem grundvand og overfladevand betyder, at kvaliteten og mængden af grundvand påvirker hele vandmiljøet. Der er endvidere store geografiske forskelle på grundvandsdannelsen som følge af især forskelle i nedbørsmængder og jordtyper.

Boks II.1 Dannelse af grundvand

Grundvand dannes af nedbør, der siver ned gennem jordlagene, og som ikke afstrømmer via drænrør. Hastigheden på vandets bevægelse nedad afhænger af jordtypen, hvor vandets bevægelse nedad i sandjord er cirka fire meter om året, mens den er cirka en halv meter om året i lerjord. I den øverste del af jorden er der både luft og vand tilstede (den umættede zone). Et stykke nede i jorden ligger grundvandszonen, hvor alle hulrum er fyldt med fersk grundvand (den mættede zone), som fortsætter ned til det gradvist bliver mere salt ved forskellige dybder fra 30 til 2-300 meter. Toppen af grundvandszonen kaldes grundvandsspejlet. I grundvandszonen bevæger vandet sig nedad i jorden og samtidigt mere eller mindre vandret mod områder, hvor grundvandsspejlet ligger lavere og langsomt mod vandløb og kyst, jf. figur A. Grundvandets kvalitet og mængde har således betydning for hele vandmiljøet. For eksempel består vandføringen i vandløb grundlæggende af grundvand, og for stor vandindvindning vil derfor kunne tørlægge vandløb. Afhængigt af, hvor dybt vandet når at trænge ned, inden det når et vandløb eller havet, kan det være op til flere tusinde år om at nå disse overfladevande. Meget af det grundvand, der anvendes til drikkevand, har en alder på mellem 5 og 50 år og hentes fra dybder på 20 til 150 meter.

Figur A Grundvandets kredsløb og alder



Anm.: Tallene angiver den tid vand befinder sig i de enkelte stadier.

Kilde: www.geus.dk.

Der er store geografiske forskelle på grundvandsdannelsen, som følge af forskelle i nedbørsmængder og jordtyper. For eksempel falder der relativt lidt nedbør på Sjælland, hvor den mest udbredte jordtype er ler, som medfører langsom og mindre nedstrømning til grundvandet. Mange steder i Jylland er grundvandsdannelsen til gengæld stor som følge af relativt meget nedbør og sandjord, der medfører større og hurtigere nedstrømning til grundvandet.

**Grundvands-
påvirkninger**

Der sker en menneskeskabt påvirkning af grundvandet i form af forurening og vandindvinding. Forureningen skyldes udvaskning eller udsivninger af forurenende stoffer i form af bl.a. pesticider og nitrat, der anvendes på landbrugsarealer og andre private arealer (villahaver, veje, mv.) samt kemiske stoffer fra gamle lossepladser og industrigrunde mv. Der er dog også naturskabte forureninger af grundvandet i form af udvaskning af naturligt forekommende stoffer i jorden. Vandindvindingen kan påvirke den omgivende natur, særlig hvis indvindingen er større end grundvandsdannelsen.

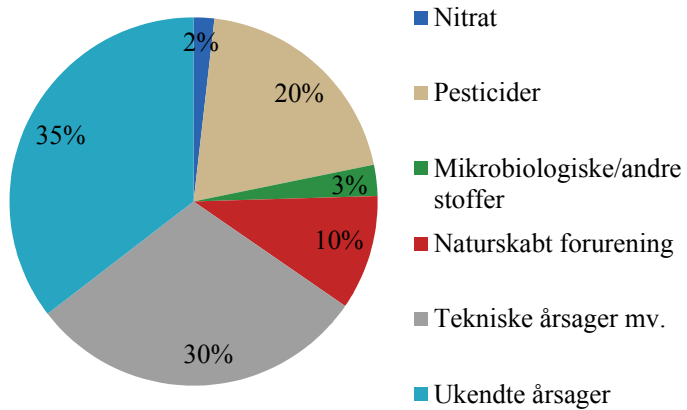
**Pesticider udgør
væsentlig årsag til
lukning af
drikkevands-
boringer ...**

Forurening af grund- og drikkevand kan både skyldes menneskeskabt forurening og naturlig forurening. En opgørelse af årsagerne til lukkede drikkevandsboringer viser, at pesticider står for den største andel af de lukkede vandforsyningsboringer sammenlignet med andre typer forurening, jf. figur II.1. Omkring en fjerdedel af lukningerne skyldes menneskeskabt forurening (pesticider, nitrat, mikrobiologiske og andre stoffer).

**... men en stor
del af årsagerne
er ukendte**

De naturskabte kvalitetsproblemer står for ca. 11 pct. af årsagerne til lukninger af boringer. De naturskabte kvalitetsproblemer består ofte af uorganiske sporstoffer, der er naturligt forekommende i grundvand (f.eks. aluminium og arsen). Derudover udgør "tekniske årsager mv." samt "ukendte årsager" hver ca. $\frac{1}{3}$ af årsagerne til lukning. Eksempler på tekniske årsager mv. kan være utætte samlinger, sammenstyrtet boring, tab af pumpe eller, at et vandværk har lukket boringen og tilsluttet sig et andet vandværk. Naturstyrelsen har styrket kravene til indberetningerne, så "ukendte årsager" kan præciseres, jf. Naturstyrelsen (2014c).

Figur II.1 Årsager til lukkede boringer ved almene vandværker i 2012



Anm.: De angivne årsager til lukning er de primære årsager for de enkelte boringer. Dermed kan en boring, der er lukket pga. tekniske årsager som primær årsag, godt have været forurenet med pesticider også. Et alment vandværk er et vandværk, der leverer vand til mindst 10 husstande. Data er for 111 lukkede vandforsyningsboringer i 2012. I perioden 1988-2009 blev der i alt lukket ca. 2.400 drikkevandsboringer med omtrent samme årsagsfordeling som for 2012, jf. Miljøstyrelsen (2011).

Kilde: Naturstyrelsen (2014c).

Vandindvinding påvirker såvel vandmiljø som grundvand

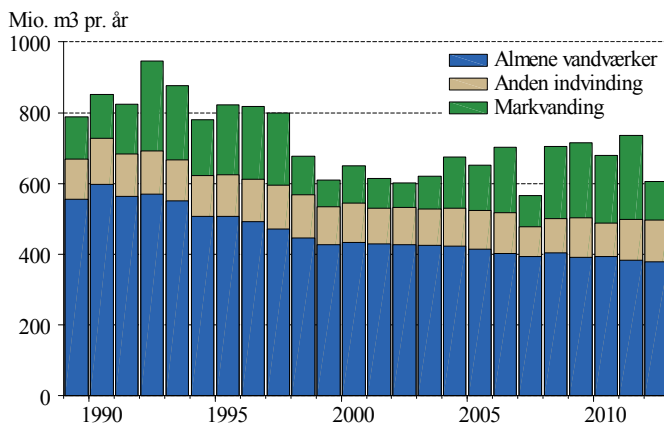
Intensiv indvinding af vand kan påvirke grundvandsspejlet og dermed også mængden af vand i vandløbene, samt øge risikoen for forurening af grundvandet med naturligt forekommende stoffer i jorden. Faldende vandstand og mindre tilførsel af rent grundvand til vandløb og søer kan påvirke dyre- og plantelivet, bl.a. gennem forringet vandkvalitet, reduceret iltindhold og øget næringsstofkoncentration. Sænkning af grundvandsspejlet kan også øge risikoen for forurening af grundvandet, da der tilføres ilt i tidligere iltfrie zoner. Herved kan jordens mineraler iltes, hvilket kan medføre, at der frigives forbindelser, som kan forurene grundvandet. For kraftig vandindvinding kan også føre til, at det dybereliggende salte grundvand trænger op og forurener det ferske vand. Det sker ofte ved kysterne, hvor det salte grundvand ligger tættere på overfladen. Endelig kan (kraf-

tig) vandindvinding medføre, at yngre grundvand trækkes ned og forurener magasinet med eksempelvis pesticidrester.

Fald i indvinding af grundvand

Indvindingen af grundvand er faldet siden 1990, hvilket indikerer et reduceret pres på vandressourcen. Vandindvindingen har været relativt uændret de seneste år og ligger på 600-700 mio. m³ om året inkl. markvanding (omkring 500 mio. m³ om året ekskl. markvanding), jf. figur II.2. Indvinding af grundvand til markvanding varierer markant fra år til år, og er især afhængig af mængden af nedbør i de pågældende år. Denne del af indvindingen har i gennemsnit udgjort ca. 20 pct. af den samlede grundvandsindvinding i perioden 1989-2013.

Figur II.2 Total årlig grundvandsindvinding



Anm.: "Anden indvinding" indeholder andre kategorier med egen indvinding bl.a. industri, erhverv, institutioner og enkelt-indvindinger til husholdninger.

Kilde: Thorling mfl. (2013).

Den bæredygtige grundvandsressource

Den såkaldte bæredygtige udnyttelige grundvandsressource er den vandmængde, der: "... med bibeholdelse af en god vandkvalitet og opretholdelse af recipient hensyn, maksimalt kan indvindes fra et grundvandsmagasin, og som gendannes naturligt uden uønskede følger", jf. Miljø- og Energiministeriet (1995). Uønskede følger er kvalitetsforringelser af grundvandsmagasiner eller uønsket påvirkning

af vådområder (f.eks. tørlægning). Den bæredygtige udnyttelige grundvandsressource for hele landet er opgjort til ca. 1 mia. m³ pr. år.

Regionale forskelle i den bæredygtige grundvandsressource

Presset på grundvandsressourcen er således ikke et problem på nationalt niveau, men i visse dele af landet er der problemer med især mængden af indvindingsbart grundvand. Dette er især tilfældet i områder med lille grundvandsdannelse og stor efterspørgsel på drikkevand (ofte områder tæt på store byer). For eksempel anvendes væsentlig mere vand i hovedstadsområdet, end hvad der er optimalt for såvel naturen som kvaliteten af grundvandsressourcen. Den store udnyttelse har bl.a. medført, at grundvandsspejlet i Nordsjælland og hovedstadsområdet er sunket flere meter (10-15 meter i nogle områder), og at nogle vandløb tørlægges i sommerperioden, jf. GEUS (2014).

Vandområdeplaner opgør grundvandets kvantitative tilstand

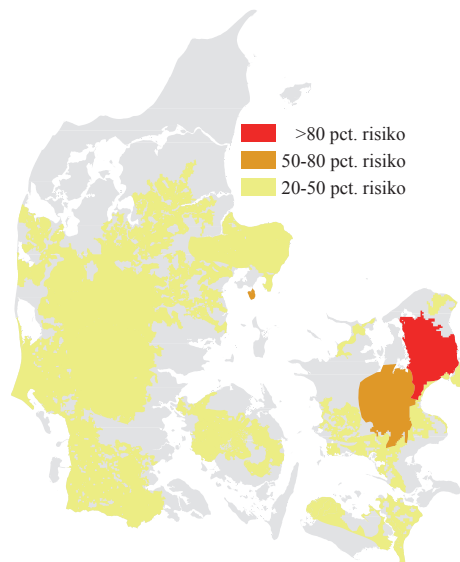
Den geografiske forskel kommer f.eks. til udtryk i udkast til vandområdeplaner og baggrundsmaterialet for disse.¹ I udkast til vandområdeplaner er grundvandets kvantitative tilstand opgjort som enten god eller ringe med hensyn til indvindingens påvirkning af vandløb og vandkvalitet, jf. Miljøministeriet (2014). Grundvandsforekomster i ringe tilstand i udkast til vandområdeplaner svarer til de røde områder i figur II.3 og II.4. Figuren viser endvidere, at nogle områder som følge af vandindvinding er i risiko for at gå fra god til ringe tilstand mht. grundvandets kvalitet, jf. de orange områder i figur II.3. I udkast til vandområdeplaner vurderes en grundvandsforekomst også som ringe, hvis der er mere end 80 pct. sandsynlighed for, at vandindvindingen medfører en tilstandsændring fra god til ikke god i de tilknyttede vandløb, jf. de røde områder i figur II.4. Figuren viser endvidere intervaller med 50-80 pct. og 20-50 pct. sandsynlighed for tilstandsændringer i vandløb.

1) Vandområdeplaner er anden generation af de danske vandplaner for perioden 2015-2021. Udkast til vandområdeplaner blev sendt i seks måneders offentlig høring den 22. december 2014.

Figur II.3 Grundvandskvalitet i intensivt udnyttede grundvandsforekomster



Figur II.4 Risiko for tilstandsændring i vandløb som følge af indvinding



Anm.: Figur II.3 viser vurderingen af 17 intensivt udnyttede grundvandsforekomster fordelt på ringe tilstand, god tilstand og i risiko for at gå fra god til ringe tilstand. Der er 402 grundvandsforekomster i alt i Danmark, men de resterende forekomster vurderes ikke at være intensivt udnyttet. Figur II.4 viser grundvandsforekomster relateret til områder med > 80 pct., 50-80 pct. og 20-50 pct. sandsynlighed for reduceret tilstand i vandløb (fra god til ikke god) som følge af vandindvinding.

Kilde: Henriksen mfl. (2014).

Effekter af pesticider

Fokus på pesticider

Sammenlignet med andre menneskeskabte forureninger er pesticider den største årsag til lukning af drikkevandsboringer, og i resten af dette afsnit fokuseres derfor på pesticider. Først beskrives effekter på naturen og potentielle sundhedsrisici ved brug af pesticider. Derefter følger en beskrivelse af udviklingen i forbruget af pesticider i landbruget og udviklingen i fund af pesticidrester i grund- og drikkevand.

Pesticider kan ende i naturen og fødevarer

Pesticider er grundlæggende udviklet til at slå skadevoldere ihjel, og er som regel kunstigt fremstillede stoffer, der ikke forekommer naturligt i miljøet. Pesticiderne rammer ikke kun skadevolderne, men kan skade naturen i almindelighed og udgøre en sundhedsrisiko for mennesker. Pesticiderne kan for eksempel sive ned til grundvandet med regnvand, og dermed forurene drikkevandet. Derudover er der også sprøjterester på afgrøder, som bruges til fødevarer, jf. Hedemand og Strandberg (2009).

Pesticider påvirker biodiversiteten negativt

Pesticider har en række u hensigtsmæssige effekter på natur og menneskers sundhed, jf. tabel II.1. Pesticider har således bidraget til tilbagegangen i diversiteten af planter og dyr i Danmark. Tilbagegangen i biodiversiteten er med til at mindske en række økosystemydelse fra naturen. Således er biodiversitet med til at sikre naturens stabiliserende funktioner, da økosystemer med høj diversitet anses for mere stabile end økosystemer med lav diversitet. Pesticider er dog ikke den eneste årsag til tilbagegangen i biodiversiteten, som også er forårsaget af blandt andet intensivning af landbrugsproduktionen, reduktion i naturområder og småbiotoper samt klimaforandringer, jf. Ejrnæs mfl. (2011) og Teknologirådet (2008).

Pesticider har forskellig nedbrydelighed

Giftigheden af et pesticid er oftest knyttet til aktivstoffet i pesticidet, men nedbrydningsprodukterne heraf kan i nogle tilfælde også være skadelige.² Der er dog også pesticider, som er svært nedbrydelige. Der findes således pesticider i naturen og grundvandet, som det i mange år har været forbudt at anvende i Danmark. Pesticider nedbrydes især i rodzonen, men hvis der f.eks. er sprækker i jorden, kan de relativt hurtigt nå grundvandet. Når pesticider først er kommet i grundvandet, vil de ofte nedbrydes meget langsomt eller i værste fald slet ikke blive nedbrudt.

2) Nedbrydningsprodukter (også kaldet metabolitter) opstår, når aktivstofferne i pesticider nedbrydes til andre forbindelser af mikroorganismer i jorden, vandløb og søer.

Tabel II.1 Væsentlige utilsigtede effekter af pesticider på natur og mennesker

Område	Påvirkning	Effekt
Planteliv	Sprøjtning med ukrudtsmidler	Mindsket artsrigdom af planter på marker og naboarealer som skel, hegn og grøfter Afledte effekter på dyreliv
Dyreliv	Sprøjtning med insektmidler	Færre insekter på land Færre insekter/krebsdyr i ferskvand Reduceret fødegrundlag for bl.a. fugle og fisk Forstyrrelse i fødekæder og balancer i økosystemer
Mennesker	Arbejde med sprøjtning Pesticidrester på fødevarer og i grundvandet	Risiko for akutte helbredseffekter (f.eks. akut forgiftning) Påvirker nervesystemets udvikling, nedsat indlæringssevne/intelligens, nedsat fertilitet og formentlig forhøjet risiko for kræft

Kilde: Boks II.2, Hedemand og Strandberg (2009) samt Bichel-Udvalget (1999).

Pesticider og sundhed

Pesticider udgør en risiko for menneskers sundhed

Pesticider udgør også en risiko for menneskers sundhed. For eksempel er der påvist en sammenhæng mellem nogle typer af pesticider og nervesystemets udvikling, hvilket kan påvirke indlæringssevne/intelligens og øge risikoen for bl.a. Parkinsons syge. Derudover kan pesticider lede til problemer i forbindelse med graviditet, mindsket fødselsvægt og påvirke udviklingen af kønsorganer. Endelig menes nogle typer af pesticider at give en forhøjet risiko for kræft. Sundhedseffekter i forbindelse med pesticider er grundigere beskrevet i boks II.2.

Boks II.2 Sundhedseffekter ved pesticider

Forskellige typer af pesticider har forskellige helbredseffekter. Der skelnes mellem akutte helbredseffekter ved eksponering med høje koncentrationer af pesticider og mere langvarige helbredseffekter relateret til eksponering med mindre doser over en længere periode. De akutte helbredseffekter er primært relevante ved uheld for personer, som arbejder med pesticiderne. Typisk fremhæves følgende helbredseffekter, jf. f.eks. Mascarelli (2013), Gilden mfl. (2010) og Hanke (2008):

Akutte effekter

- Irritation af hud og øjne
- Svimmelhed, hovedpine og kvalme
- Dødsfald i forbindelse med akut forgiftning

Langvarige effekter

- Øget risiko for Parkinsons syge
- Nedsat indlæringssevne og intelligens
- Øget risiko for abort, for tidlig fødsel, misdannelser og lav fødselsvægt
- Hormonforstyrrelser og nedsat fertilitet
- Øget kræftrisiko

Ovenstående helbredseffekter gælder ikke for alle pesticider. Der er således pesticider, hvor der er tegn på øget risiko for kræft, mens der for andre pesticider ikke har kunnet påvises en sammenhæng. Det kan være vanskeligt at fastslå, om der er en tærskelværdi, hvor pesticider slet ikke har nogen sundhedseffekt eller om effekten ved lav koncentration er så lille, at den ikke kan måles. Der er således usikkerhed om størrelsen af sundhedseffekten ved lavere eksponeringer svarende til niveauet for en almindelig dansker.

Der foretages i sagens natur ingen kontrollerede eksperimenter på mennesker, så viden om langvarige sundhedseffekter er typisk baseret på epidemiologiske undersøgelser og dyreforsøg. Epidemiologiske undersøgelser kan være foretaget ved koncentrationer, som er relativt høje i forhold til de koncentrationer en normal person eksponeres for. Det gælder f.eks. undersøgelser baseret på personer, som arbejder med pesticider i dagligdagen eller personer, som er vokset op i egne med afgrøder, som ofte sprøjtes. Epidemiologiske studier kan vise, at der er en sammenhæng mellem f.eks. personer, som formodes at være relativt højt eksponeret, og forskellige typer af sygdomme. Epidemiologiske undersøgelser har dog vanskeligere ved direkte at påvise årsag-virkningssammenhænge. *Fortsættes*

Boks II.2 Sundhedseffekter ved pesticider, fortsat

Et pesticid kan potentielt påvirke mennesker selv mange år efter brug. Således viser undersøgelser baseret på data fra 2005, at de fleste indbyggere i USA har målbare niveauer af insektbekæmpelsesmidlet dichlordiphenyltrichlorethan (DDT) i kroppen, selv om DDT blev forbudt i USA i 1972, jf. Gilden mfl. (2010).

I de senere år er der kommet øget fokus på såkaldte kombinationseffekter, som betyder, at effekten af kombinationer af eksponering af forskellige typer af pesticider er højere end summen af effekterne ved eksponering af hver enkelt type pesticid. Tidligere undersøgelser for dyreforsøg har typisk undersøgt hvert enkelt stof isoleret. Kombinationseffekter betyder, at risikoen ved pesticider undervurderes ved undersøgelser, som ser isoleret på enkelte pesticider. Kombinationseffekter kan også gøre det vanskeligere at afdække sundhedsrisikoen ved forskellige pesticider, da det i praksis ikke kan lade sig gøre at afdække alle kombinationer af pesticider og andre kemiske stoffer.

Eksempler på forskning i Danmark

I Danmark udføres forskning i effekten af pesticider både ved epidemiologiske undersøgelser og ved dyreforsøg.

Der er foretaget undersøgelser af effekten på børn, hvis mødre i starten af graviditeten var eksponeret for pesticider i kraft af arbejde på gartnerier. Disse undersøgelser viser, at drenge eksponeret for pesticider før fødslen i højere grad har misdannelser af kønsorganer ved fødslen og mindre kønsorganer nogle år efter, mens eksponerede piger kommer tidligere i puberteten. Børnene klarer sig generelt dårligere i tidlige sprogttest, har lavere fødselsvægt, men mere kropsfedt, når de er kommet i skolealderen. Når kvinder, der arbejder i væksthuse i gartnerier, konstateres at være gravide, får de typisk andre arbejdsopgaver, for at undgå eksponering. De beskrevne effekter formodes derfor at stamme fra eksponering tidligt i graviditeten, jf. Andersen mfl. (2012), Wohlfahrt-Veje mfl. (2011) og Andersen mfl. (2008).

Der er gennemført en række forsøg med eksponering af rotter ved relativt lave doser. For eksempel blev der givet kombinationer af pesticider til drægtige hunrotter for at undersøge effekterne på afkommet. Disse forsøg viste bl.a., at der er en effekt på rotternes indlæringsevne og fertilitet. Rotteforsøg gør det muligt under kontrollerede forhold at undersøge for kombinationseffekter for pesticider, jf. Hass mfl. (2012) og Jacobsen mfl. (2012).

**Omkostninger
ved
sundhedseffekter**

Epidemiologiske undersøgelser finder, at pesticider hæmmer udviklingen af forstres hjerne, hvilket i sidste ende kan påvirke intelligens og adfærd.³ Kontrollerede dyreforsøg finder lignende effekter på hjernens udvikling, jf. boks II.2. En helt ny undersøgelse har opgjort effekten af eksponering for pesticider før fødslen (prænatal) i EU, og hvad den lave intelligenskvotient (IQ) i sidste ende betyder for produktiviteten, jf. Bellanger mfl. (2015). I undersøgelsen anvendes eksisterende data for eksponeringen for pesticider ud fra målinger af pesticidrester i urinen. Effekternes sammenhæng med eksponeringen blev vurderet ud fra 3 primære epidemiologiske undersøgelser, jf. Engel mfl. (2011), Bouchard mfl. (2011) og Rauh mfl. (2006). Blandt de højst eksponerede i hver fødselsårgang blev fundet tab på 0,4-5,3 IQ point.

**Indtaget af
pesticider via
drikkevand
beskeden**

Der findes ikke nylige opgørelser over befolkningens indtag af pesticider via drikkevand. En tidligere undersøgelse tyder imidlertid på, at indtaget af pesticider via drikkevand udgør en meget beskeden andel af den samlede eksponering for pesticider via mad og drikke, jf. Bichel-Udvalget (1999). Det er primært pesticidrester på frugt og grønt (især udenlandsk frugt), som tegner sig for eksponering af pesticider, jf. tabel II.2. Nyere opgørelser af pesticidrester i fødevarer viser, at der fortsat er flere pesticidrester i udenlandske fødevarer end i danske, jf. Jensen mfl. (2014a). Fødevarestyrelsen vurderer, at niveauet af pesticidrester i fødevarer i Danmark ikke er et sundhedsmæssigt problem, da de ligger under de acceptable niveauer for indtagelse, jf. Jensen mfl. (2014a).

- 3) Disse undersøgelser er for organofosfater, som findes i visse insektmidler. Mens organofosfaterne er udfaset i Danmark, findes de i importeret frugt og grønt, og nogle af de i dag tilladte midler mistænkes for at kunne skade hjernens udvikling.

Tabel II.2 Estimeret gennemsnitlig pesticidindtagelse for en voksen person

Fødevarer	Indtagelse hidrørende fra ^a		
	Udland	DK	I alt
	----- µg/dag -----		
Frugt og grønt	104	58	162
Korn og kornprodukter	5	21	27
Animalske fødevarer	< 1	< 1	< 1
Fisk og fiskeprodukter	< 1	< 1	< 1
Drikkevand	< 1	< 1	< 1
Samlet pesticidindtagelse	110	80	190

a) Indtagelsen af pesticider fra fødevarer er opgjort som hidrørende fra enten dansk eller udenlandsk producerede varer.

Anm.: For drikkevand er antaget et dagligt drikkevandsforbrug på 2 liter med et pesticidindhold på op til grænseværdien, dvs. på 0,5 µg/l for summen af pesticider.

Kilde: Bichel-Udvalget (1999).

Grænseværdier i drikkevand ikke fastsat ud fra toksikologiske vurderinger

Grænseværdien for pesticider i Danmark er fastsat ud fra en målsætning om, at der slet ikke må være pesticider i drikkevandet. Den nuværende grænseværdi for pesticider tager således udgangspunkt i den laveste koncentration, der kunne måles i slutningen af 1970'erne, da målsætningen oprindeligt blev formuleret. For pesticider er grænseværdien på 0,1 µg/l for enkeltstoffer og 0,5 µg/l for summen af pesticider. I USA er der for forurenende stoffer i drikkevand fastsat grænseværdier ud fra kendte eller forventede sundhedsrisici ved de enkelte stoffer, jf. EPA (2015). For eksempel er grænseværdien for glyphosat (aktivstoffet i roundup) 700 µg/l og for Diquat (nedvisningsmiddel) 20 µg/l, dvs. væsentlig højere end grænseværdien på 0,1 µg/l som anvendes i Danmark og EU. Grænseværdien for pesticider i drikkevandet i Danmark er således væsentlig lavere end grænseværdien fastsat ud fra de toksikologiske vurderinger, som ligger til grund for grænseværdierne i USA.

Forbrug af pesticider

Forbrug af pesticider størst i landbruget

Pesticider bruges især i landbruget til at øge produktiviteten ved at bekæmpe ukrudt, insekter og svampeangreb. Derudover bruges pesticider også til at bekæmpe ukrudt mv. i private haver, på golfbaner og på offentlige arealer. Det er dog landbruget, som med ca. 93 pct. af det samlede forbrug af pesticider står for hovedparten af forbruget i Danmark, jf. Regeringen (2013).

Landbrugets anvendelse af pesticider er ikke faldet ...

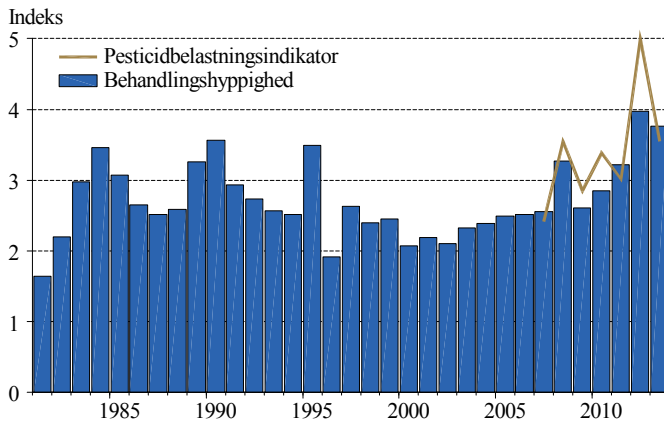
Der har gennem en længere årrække været en målsætning om at reducere forbruget og farligheden af pesticider. Som mål for forbruget af pesticider i landbruget er behandlingshyppighedsindikatoren traditionelt blevet anvendt.⁴ Udviklingen i behandlingshyppigheden har samlet set over perioden 1981-2012 ikke udvist et fald, jf. figur II.5.

... hverken målt ved behandlingshyppighed eller pesticidbelastning

Behandlingshyppigheden er i de senere år blevet suppleret med et nyt mål (pesticidbelastningsindikatoren), der bl.a. tager højde for forskelle i de anvendte pesticiders belastning af miljøet.⁵ Udviklingen i pesticidbelastningsindikatoren følger nogenlunde udviklingen i behandlingshyppighed, men det er vanskeligt at tolke på det seneste års udvikling, da noget af stigningen skyldes en hamstringseffekt som følge af en ændring i pesticidafgifterne, som trådte i kraft i løbet af 2013, jf. afsnit II.4.

- 4) Behandlingshyppigheden er en indikator for forbruget af pesticider, og opgøres som det antal gange, det konventionelt dyrkede landbrugsareal i gennemsnit kan sprøjtes med den solgte mængde pesticider udbragt i standarddoseringer.
- 5) Pesticidbelastningsindikatoren beregnes på grundlag af oplysninger om aktivstofferne miljøegenskaber og midlernes sundhedsmæssige egenskaber samt salgsdata. Pesticidbelastningsindikatoren vil således stige, hvis der f.eks. anvendes flere relativt mere giftige pesticider end året før.

Figur II.5 *Udviklingen i behandlingshyppighed og pesticidbelastningsindikator*



Kilde: Miljøstyrelsen (2014) og egne beregninger.

Pesticider og grundvand

Overvågning af pesticider i grund- og drikkevand

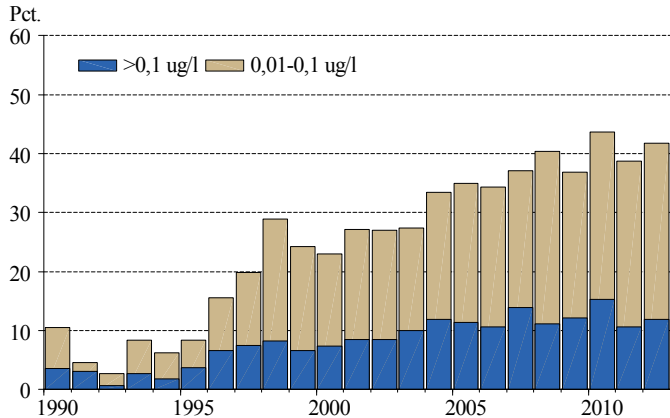
Som en konsekvens af vandmiljøplan I fra 1987 blev der iværksat en overvågning af grundvandet i Danmark. Der sker endvidere en overvågning af kvaliteten af det grundvand, som vandværkerne indvinder til drikkevand (boringskontrollen). Grundvandsovervågningen giver et datamateriale, der er uafhængig af udviklingen i vandindvindingsstrukturen, mens analyserne fra vandværkernes boringskontrol giver et billede af omfanget af pesticider i det vand, vandværkerne indvinder fra deres borer. Derfor giver grundvandsovervågningen et mere repræsentativt billede af omfanget af pesticider i grundvandet, fordi overvågningsboringer i modsætning til vandværksboringer ikke lukkes, hvis der konstateres pesticider.

I 2012 var der pesticidrester i 42 pct. af de undersøgte prøveindtag

I 2012 blev der fundet pesticider eller nedbrydningsprodukter i 42 pct. af de undersøgte prøveindtag, hvoraf 12 pct. var over grænseværdien, jf. figur II.6. Figuren viser, at der over tid er registreret flere pesticider i grundvandet. Man skal dog være forsigtig med at bruge figuren til at beskrive en udviklingstendens, da der gennem perioden er testet for flere og flere pesticider, og fordi andelen af prøveindtag i

højtliggende og mere belastet grundvand er forøget relativt til andre prøveindtag.

Figur II.6 Fund af pesticider og nedbrydningsprodukter i grundvand



Anm.: Data i figuren er fra Grundvandsovervågningen. Det hyppigst fundne stof i grundvand er BAM, som er et nedbrydningsprodukt af ukrudtsmidlet dichlobenil, som blev forbudt i 1996.

Kilde: Thorling mfl. (2013).

Mange fund i grundvandet er fra regulerede eller forbudte pesticider

Pesticider kan inddeles i tre grupper: Godkendte, regulerede og forbudte.⁶ Hovedparten af de pesticider, der er fundet i grundvandet er fra pesticider, som i dag er forbudte. I 2012 blev der fundet godkendte stoffer i ca. 1 pct. af prøveindtagene, mens regulerede stoffer blev fundet i 6 pct. og forbudte stoffer i 39 pct. At der kun sjældent findes godkendte pesticider i grundvandet kan dog delvist skyldes, at der ikke

- 6) Inden pesticider kan forhandles på markedet skal de godkendes i den såkaldte Godkendelsesordning, hvor det bl.a. ved modelberegninger vurderes, om der er en risiko for grundvandet ved pesticidanvendelsen. Regulerede midler er i denne sammenhæng stoffer, hvor der efter den oprindelige godkendelse er indført begrænsninger for anvendelsen af hensyn til en beskyttelse af grundvandet (f.eks. reduceret dosis eller hvilke afgrøder de må anvendes på).

analyseres for alle de pesticider, der anvendes i dag.⁷ Det kan heller ikke udelukkes, at de pesticider, som har erstattet de forbudte midler, endnu ikke har nået grundvandet. Dette medfører en risiko for at undervurdere forureningsrisikoen ved nutidigt pesticidforbrug, og forbud mod brug af de pesticider, der i dag findes i grundvandet, er således ikke en garanti for, at der ikke findes pesticider i grundvandet fremover.

Pesticidrester findes i alle dybder

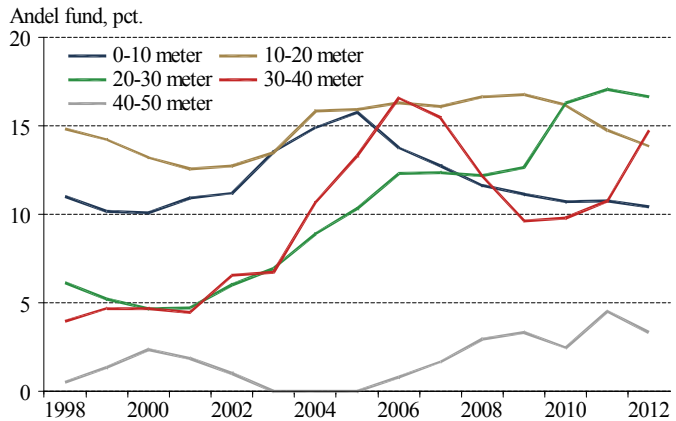
Analysen af pesticider i grundvandet opgøres også i forskellige dybdeintervaller, jf. figur II.7, der viser udviklingen af fundandele for pesticider og nedbrydningsprodukter over grænseværdien på 0,1 µg/l i forskellige dybder. Det fremgår, at andelen af fund over grænseværdien fra omkring 2003 er faldet i det øverste dybdeinterval, mens faldet indtræffer noget senere i intervallet 10-20 meters dybde. I det dybere liggende interval 20-30 meters dybde stiger andelen af fund over grænseværdien derimod gennem det meste af perioden.

Mulig forbedring af det øverste grundvand

I de senere år er der således en svag tendens til fald i andelen af fund over grænseværdien i det øverste grundvand, hvilket kan betyde, at den samlede udvaskning er ved at blive mindre, målt i koncentrationer. Dette kan ifølge GEUS være en indikation af, at den strammere regulering i anvendelsen af pesticider har medført en målbar effekt i det øvre og yngste grundvand, jf. Thorling mfl. (2013).

7) Der indgår i alt 31 stoffer (både aktivstoffer og nedbrydningsprodukter) i grundvandsanalyserne for 2012, hvoraf kun 5 stoffer er tilladte pesticider. De resterende stoffer er fordelt på 21 stoffer fra forbudte pesticider og 5 stoffer fra regulerede pesticider. Der er i dag 150 godkendte aktivstoffer i Danmark, og der kan være mange nedbrydningsprodukter fra hvert aktivstof.

Figur II.7 Pesticidfund over grænseværdi i grundvand i forskellige dybder



Anm.: Figuren viser udviklingen i koncentrationer over grænseværdien (over 0,1 µg/l) i grundvandet for 5 forskellige dybder (meter under terræn). Opgjort som 3 års glidende gennemsnit. Data er fra grundvandsovervågningen.

Kilde: Thorling mfl. (2013).

Mindre nitrat i grundvand

Det kan bemærkes, at der er en positiv udviklingstendens for nitrat i grundvandet, da overskridelser af grænseværdien for nitrat især i det øverste grundvand nu er mindre hyppige end tidligere, hvilket tilskrives det faldende kvælstofforbrug i landbruget. Der er dog visse steder i landet konstateret stigninger i antallet af fund med nitrat over grænseværdien også i det helt unge grundvand, jf. Thorling mfl. (2013).

Kontrol af drikkevandsboringer

I boringskontrollen analyseres drikkevand fra vandværksboringer. Da vandværkerne løbende nedlægger og etablerer boringer, afspejler udviklingen i antallet af fund ikke primært situationen i grundvandsmagasinerne, men i højere grad hvordan vandværkerne håndterer problemerne med pesticider i indvindingsboringer, jf. Thorling mfl. (2013).⁸ Gennem de seneste 10 år har andelen af fund af pesticider været relativt konstant, jf. figur II.8. Den stigende andel af pesticidpåvirkede boringer op gennem 90'erne kan til dels

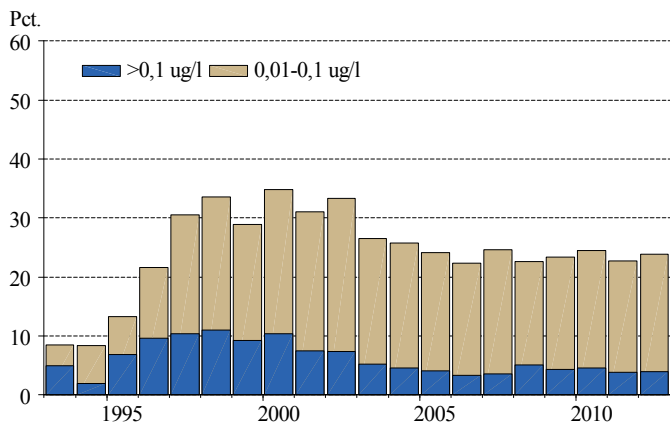
8) Vandværker tager ofte indvindingsboringer med indhold af pesticider ud af drift.

skyldes, at der er analyseret for et stigende antal pesticider og nedbrydningsprodukter gennem perioden.

Sandsynligvis oftere pesticidrester i private boringer

For små private boringer (små vandforsyningsanlæg) er der ikke noget krav om at analysere for pesticider, og udviklingstendensen for pesticidfund i små private boringer kendes ikke.⁹ I en undersøgelse af små private boringer fra 2004 blev der påvist pesticider i 58 pct. af de analyserede boringer, og i ca. 36 pct. af boringerne var grænseværdien overskredet, jf. Brusch mfl. (2004). Årsagerne til den højere andel af fund med pesticider i forhold til fund i grundvandsovervågningen kan være, at mange små vandforsyningsanlæg indvinder fra højtliggende grundvandsmagasiner, der er mere sårbare overfor forureninger, og at indvindingerne ofte ligger i nærhed til bygninger og arealer, hvor der håndteres pesticider.

Figur II.8 Fund af pesticider i vandværksboringer



Anm.: Figuren viser status for de vandværker, der var aktive de viste år. Indikatoren indeholder ikke de samme boringer fra år til år, da disse analyseres i en turnus på op til fem år.

Kilde: Thorling mfl. (2013).

9) Der findes ca. 50.000 små vandforsyninger, der hver forsyner mindre end 10 ejendomme. Langt de fleste forsyner kun en enkelt husstand, jf. www.naturstyrelsen.dk.

II.3 Fordele og begrænsninger ved forskellige tiltag og instrumenter

Formål med afsnit

I dette afsnit beskrives fordele og begrænsninger ved forskellige mulige tiltag til at beskytte grund- og drikkevand mod risikoen for pesticider. Udgangspunktet for afsnittet er, at der er mulighed for at afveje gevinster ved at beskytte grund- og drikkevand mod pesticider med omkostningen ved at begrænse brugen af pesticider. En beskrivelse af målsætninger og den faktiske regulering i Danmark følger i afsnit II.4.

Effekt af pesticider på natur og grundvand

Brug af pesticider har en række negative effekter på natur og sundhed, og medfører en risiko for, at der kommer pesticider i grund- og drikkevand, jf. afsnit II.2. Der er imidlertid ikke en simpel sammenhæng mellem brugen af pesticider og risikoen for, at pesticider havner i grundvandet. Således er der geografisk variation i risikoen afhængig af f.eks. jordbundsforhold, placeringen af grundvandsmagasiner og drikkevandsboringer. Risikoen for at pesticider spredes, afhænger også af nedbør og blæst, hvilket betyder, at risikoen også varierer over tid. Til at imødegå de forskellige risici findes overordnet set tre forskellige instrumenter; afgifter, generelle forbud og arealafgrænsede forbud.

Afgift sikrer ikke reduktion, hvor risiko er højest

At der er geografiske og tidsmæssige forskelle i risikoen ved at bruge pesticider betyder, at et generelt virkemiddel som en afgift på pesticider ikke er et ideelt instrument til at opnå lighed mellem den marginale reduktionsomkostning og den marginale skadesvirkning ved pesticidanvendelse, jf. Olmstead (2010) og Boyd (2003). Fordelen ved en afgift er, at den mindsker incitamentet til at bruge pesticider samtidig med, at den sikrer brugeren af pesticider fleksibilitet. Nogle brugere vil lade være med at bruge pesticider, hvis afgiften er højere end gevinsten ved at bruge pesticider. Andre kan – afhængig af afgiftens størrelse – forventes fortsat at bruge en vis mængde pesticider. En generel afgift sikrer imidlertid ikke, at reduktionen i brugen af pesticider sker de steder og på de tidspunkter, hvor de udgør den største risiko for natur, grund- og drikkevand.

Forbud heller ikke ideelt instrument

Som alternativ til afgifter kan f.eks. bruges generelle forbud mod (nogle typer af) pesticider eller arealbegrænsninger, hvor der ikke må bruges (nogle typer af) pesticider i særligt følsomme områder. Et generelt forbud mod pesticider er et hensigtsmæssigt instrument, hvis risikoen ved at bruge selv en mindre mængde pesticid er så høj, at gevinsten ved at bruge pesticider altid er mindre end de miljømæssige omkostninger. Et eksempel på dette er forbuddet mod anvendelsen af DDT (dichlordiphenyltrichlorethan).

Arealbegrænsning har også sine begrænsninger

Arealafgrænsede forbud kan heller ikke generelt betragtes som et ideelt målrettet instrument, som sikrer en passende tilskyndelse til at begrænse brugen af pesticider i forhold til gevinsten ved at bruge pesticider. En arealbegrænsning er således kun et hensigtsmæssigt instrument i det ekstreme tilfælde, hvor der ikke er nogen som helst risiko ved pesticidbrug uden for det pågældende areal (hvor der er fri brug af pesticider), mens der er en meget høj risiko ved at bruge selv en mindre mængde pesticider i det valgte areal (hvor pesticider slet ikke må anvendes).¹⁰ Når dette ikke er opfyldt vil et arealbegrænset forbud – i fravær af anden regulering – give et for lille incitament til at begrænse forbruget af pesticidet uden for det pågældende areal, mens der er en risiko for, at der laves en for restriktiv regulering på arealet.

Sammenligning af forskellige instrumenter

I tabel II.3 er lavet en sammenligning af forskellige egenskaber ved enten en afgift på pesticider, et generelt forbud mod brug af pesticider eller et arealbegrænset forbud på særlig udsatte arealer. Som beskrevet ovenfor er der ingen af de tre instrumenter, der sikrer en hensigtsmæssig målrettet reduktion af pesticider i forhold til geografiske forskelle i risikoen ved at bruge pesticider. En afgift kan sikre en ensartet (marginal) reduktionsomkostning i forhold til *brugen* af pesticider, men reduktionsomkostningen vil ikke afspejle den faktiske marginale skadesomkostning, som varierer afhængig af lokalitet og tidspunkt. Generelle forbud eller arealbegrænsede forbud sikrer imidlertid heller ikke en

10) Eller mere præcist: Hvis de samfundsøkonomiske marginale omkostninger ved at bruge pesticider i det pågældende areal altid er højere end den marginale gevinst ved at bruge pesticider.

marginal reduktionsomkostning, som afspejler den faktiske marginale skadesomkostning.

Forbud giver stor sikkerhed, men omkostning kan være høj

Generelle eller arealafgrænsede forbud har den fordel sammenlignet med en afgift, at de yder en stor grad af sikkerhed for at undgå, at pesticider påvirker natur og grundvand. Denne sikkerhed sker imidlertid på bekostning af fleksibilitet for brugerne af pesticider, hvilket giver en risiko for, at omkostningen bliver meget høj. For en yderligere diskussion af de forskellige virkemidler, se boks II.3.

Tabel II.3 Egenskaber ved instrumenter til at mindske risikoen for pesticider i grund- og drikkevand

	Afgift	Generelt forbud	Arealafgrænset forbud
Målrettethed	÷	÷	(+)
Fleksibilitet (for udleder)	+	÷	÷
Sikkerhed (undgå risiko)	÷	+	+

Anm.: Et “+” angiver, at instrumentet er velegnet (“(+)” angiver delvist velegnet), mens et “÷” angiver at instrumentet er mindre velegnet. Hvor hensigtsmæssigt/uhensigtsmæssigt et instrument er, vil naturligvis afhænge af den konkrete anvendelse af instrumentet.

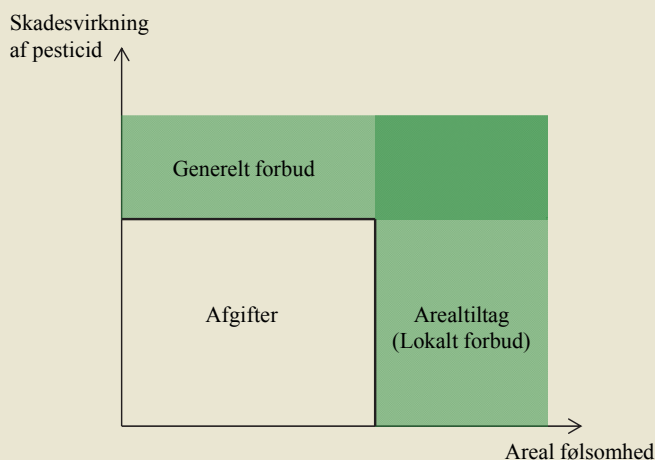
Kilde: Egen opstilling.

Boks II.3 *Hvornår er hvilke virkemidler bedst*

Miljøeffekten ved brug af pesticider er karakteriseret ved, at forureningen varierer dels geografisk og dels med typen af pesticidet. Det er derfor nødvendigt at anvende flere virkemidler i reguleringen af brug af pesticider; forbud (godkendelsesordningen), afgifter og arealtiltag.

Valg af virkemiddel afhænger overordnet set af to parametre; skadesvirkningen af et givet pesticid og arealfølsomheden i forhold til brugen af pesticider, som illustreret i figur A. I udgangspunktet vil man søge at benytte afgifter til regulering af pesticidforurening, idet afgifter mindsker incitamentet til at bruge pesticider samtidig med, at den sikrer brugeren af pesticider fleksibilitet. Skadesvirkningen af et pesticid kan dog være så høj, at den overstiger den dyrkningsmæssige gevinst (i form af bedre høst). I dette tilfælde vil et generelt forbud mod pesticidet være mere hensigtsmæssigt. Ligeledes kan et areals følsomhed være så høj, eksempelvis omkring drikkevandsboringer, at enhver form for brug af pesticider vil udgøre en risiko, som ikke står mål med gevinsten ved brugen af pesticider. På sådanne arealer vil arealtiltag, der fungerer som lokale forbud, være et fornuftigt virkemiddel til beskyttelse mod pesticider i grund- og drikkevandet. Afgifter er således det mest optimale virkemiddel til at regulere brugen af mindre skadelige pesticider, anvendt på mindre følsomme arealer.

Figur A *Anvendelse af virkemidler*



**Forskellige
pesticider**

Beskrivelsen af fordele og ulemper har lidt forenklet fokuseret på en situation, hvor der ikke skelnes mellem forskellige typer af pesticider. Overvejelserne om fordele og ulemper vil også være relevante, når der er flere forskellige typer af pesticider med forskellige grader af risiko for natur og sundhed. Således bør afgifter være differentieret mellem forskellige typer af pesticider afhængigt af risikoen for natur og sundhed af de forskellige pesticider. En således differentieret afgift kan dog ikke tage højde for, at risikoen afhænger af, hvor og hvornår pesticidet anvendes. Med hensyn til generelle eller arealspecifikke forbud kan disse gælde for en del af pesticiderne, således at kun de farligste pesticider forbydes. Omkostningen ved at forbyde de farligste pesticider vil være lille, hvis de mindre farlige pesticider er (næsten) ligeså effektive over for skadevoldere.

**Kombination af
instrumenter i
Danmark**

I Danmark bruges alle tre typer af reguleringsinstrumenter, jf. beskrivelsen i afsnit II.4. Dette harmonerer med, at ingen af de tre instrumenter isoleret set er målrettede. Det er dog vanskeligt at vurdere om doseringen af de forskellige instrumenter er optimal.

**Samspil mellem
brug af
instrumenter**

Doseringen af et instrument har betydning for, hvad der er den rette dosering af de øvrige instrumenter. Hvis der er en meget skrap politik, som forbyder alle pesticider, som vurderes at udgøre en risiko for natur og grundvand, vil det mindske behovet for arealtiltag, hvor der ikke bruges pesticider i bestemte områder, og det vil også mindske behovet for pesticidafgifter. Tilsvarende vil en øget udbredelse af arealtiltag, som forbyder brugen af pesticider på alle følsomme arealer, mindske behovet for generel regulering i form af afgifter eller forbud mod de farligste pesticider.

Forsigtighedsprincippet og vand

**Forsigtigheds-
princippet gælder
for nogle
miljøproblemer**

Inden for miljøregulering og naturbeskyttelse anvendes ofte et forsigtighedsprincip, som lægger op til en relativ stram miljøregulering for at beskytte naturen. Hvorvidt det er relevant at anvende dette princip, afhænger af, om der er usikkerhed om størrelsen af miljøpåvirkningen og af miljøpåvirkningens karakter. Nogle typer af miljøpåvirkninger er af forbigående karakter, så påvirkningen er væk i det øjeblik

den forurenende aktivitet stopper. Det gælder f.eks. ved støj, hvor den almindelige irritation over støj forsvinder, når støjen ophører. Andre typer forurening kan ophobes i omgivelserne og vil kun nedbrydes langsomt over tid, eller slet ikke nedbrydes (irreversible effekter). Når effekter på miljøet af forurening er karakteriseret ved både at være irreversible og der er usikkerhed om miljøeffekten, er det relevant at tage forsigtighedsprincippet i anvendelse, jf. f.eks. Arrow og Fisher (1974) og Dasgupta (1982).

Irreversible effekter ved brug af pesticider

Det kan tage lang tid for pesticider at nå ned til dybere liggende grundvand, og kommer pesticider først ned i grundvandet, vil de ofte kun nedbrydes meget langsomt eller i værste fald slet ikke. Pesticiders tilstedeværelse i grundvandet er således meget langvarig og måske ligefrem irreversibel. Brugen af pesticider regnes for en medvirkende faktor bag tilbagegangen i biodiversiteten. Hvis en bestemt naturtype forsvinder, vil det være meget vanskeligt at reetablere den, og det vil under alle omstændigheder tage meget lang tid. Hvis en art uddør, er det også umuligt at genskabe arten. Pesticiders effekter på naturen har således også karakter af at være langvarige og irreversible.

Usikkerhed om effekter på miljø

Selv om anvendelsen af pesticider regnes for en medvirkende årsag til tilbagegangen i biodiversiteten, så er der ikke klarhed over, hvor stor en rolle pesticider præcist har spillet. Endvidere er det også vanskeligt præcist at opgøre effekten af ændringer i biodiversiteten på økosystemers funktioner og stabilitet. Blandt andet er der usikkerhed om, hvordan ændringer i biodiversiteten påvirker naturens funktionsmåde, f.eks. hvorvidt (eller hvornår) der er "tipping points", hvor en lille ændring i biodiversiteten vil have stor betydning for et økosystem og i sidste ende for de økosystemydelse, som er til gavn for mennesket, jf. Bateman mfl. (2013), Bateman mfl. (2011) og Pearce (2007).

Usikkerhed om størrelse af sundhedseffekt

Endelig er der også usikkerhed om størrelsen af helbredseffekter af pesticider på de niveauer, den gennemsnitlige dansker er eksponeret for. Det gælder ikke mindst for pesticider i drikkevand, som udgør en meget lille del af det samlede indtag af pesticider via mad og drikke, jf. afsnit II.2.

Pesticider og brug af forsigtighedsprincipper

Da effekter på miljø og sundhed af pesticider både har karakter af at være usikre og irreversible, er det relevant at bruge forsigtighedsprincippet, som tilsiger en relativt stram regulering for at sikre sig mod, at der sker stor uoprettelig skade på miljø og mennesker. Dette kommer også til udtryk i den danske pesticidpolitik, jf. f.eks. Regeringen (2013).¹¹

Grænser for brug af forsigtighedsprincipper

Man skal dog være opmærksom på, at forsikringen mod fremtidige skader i form af en restriktiv pesticidpolitik ikke er uden omkostninger for samfundet. Det vil være forbundet med meget store omkostninger at søge at gardere sig mod alle fremtidige usikkerheder for miljø og sundhed. Der må nødvendigvis være en afvejning mellem omkostningen ved beskyttelse og en vurdering af størrelsen af fremtidige risici.

Forsigtighedsprincipper og rensning af drikkevand

Specifikt i forhold til pesticider skal man være opmærksom på, at forekomsten af pesticider i grundvandet ikke er ensbetydende med, at der også vil være pesticider i den fremtidige drikkevandsforsyning, da der er mulighed for at rense det indvundne drikkevand for pesticider. Dette gøres enkelte steder i Danmark og i mange andre lande, især når vandforsyningen er baseret på overfladevand. Isoleret set mindsker dette rationalet for at bruge forsigtighedsprincippet ud fra sundhedshensyn. Anvendelse af forsigtighedsprincippet ud fra hensyn til usikkerheden på påvirkningen af naturen er dog fortsat gældende.

Regulering nationalt og lokalt

Arealtiltag besluttet på lokalt niveau

Nogle tiltag til beskyttelse af grundvand besluttet på nationalt niveau. Det gælder for afgifter og tilladelse/forbud mod bestemte typer af pesticider. Andre tiltag besluttet på kommunalt niveau. Det gælder for arealtiltag til beskyttelse af særligt pesticidfølsomme områder. Et eksempel er de såkaldte boringsnære beskyttelsesområder, som er områder nær vandboringer, hvor der er øget behov for beskyttelse mod forurening, jf. afsnit II.4 og II.5. Det er også kommu-

11) I forordet til sprøjtemiddelstrategien fra 2013 skriver de daværende miljø- og fødevarerministre således følgende: *“Er vi det mindste i tvivl, skal naturen, miljøet og det rene drikkevand i den danske undergrund komme først. Grundvandet er en ressource, vi skal sikre for de fremtidige generationer”*, jf. Regeringen (2013).

nerne, som giver tilladelse til indvinding af vand til forskellige formål.

For lav indsats ved lokale beslutninger?

Hvorvidt beslutningen om reguleringen skal foretages på lokalt (kommunalt) niveau eller regionalt/nationalt niveau afhænger bl.a. af, hvorvidt gevinsterne ved beskyttelse af grund- og drikkevand tilfalder borgerne i de respektive kommuner eller kommer borgere i andre kommuner til gavn. I sidstnævnte tilfælde vil den enkelte kommune have et incitament til ikke at lave en tilstrækkelig indsats, og "free-ride" på de andres indsats. Da dette gælder for alle, kan indsatsen generelt blive for lav.

Grundvand kender ikke kommunegrænserne

I Danmark er der omkring 400 forskellige større grundvandsforekomster, jf. Naturstyrelsen (2014a).¹² Mange af disse forekomster har en lille geografisk udstrækning, og ligger inden for en enkelt kommune. Der er dog også en del store grundvandsforekomster, som strækker sig over mange kommuner. For de store grundvandsforekomster er der potentielt en risiko for, at de enkelte kommuner ikke gør tilstrækkeligt for at beskytte grundvandsforekomsterne, da kommunen ikke selv får det fulde udbytte af indsatsen. Ligeledes kan der være en risiko for, at kommuner, som deles om store grundvandsforekomster, tillader et for højt niveau for indvinding af grundvand i forhold til et bæredygtigt niveau, da de gerne vil have den høje indvinding i realiteten deles med andre kommuner.

Nogle bykommuner indvinder vand i andre kommuner

I hovedstadsområdet og i nogle større byer er der ikke tilstrækkelige (ikke-forurenede) grundvandsforekomster til at dække befolkningens vandforbrug. Derfor indvindes vand fra andre kommuner. Dette kan i princippet også give anledning til u hensigtsmæssig lav beskyttelse eller manglende vilje til at give tilladelse til indvinding.

12) Antallet på 400 forskellige grundvandsforekomster sammenholdt med antallet af kommuner giver umiddelbart det indtryk, at grundvandsforekomsterne er meget små i forhold til kommunerne. Grundvandsforekomsterne ligger imidlertid i forskellige dybder, og kan derfor geografisk sprede sig ud over flere kommuner end antallet af forekomster umiddelbart giver udtryk for.

Free-riding i udenlandske undersøgelser

Der findes ikke nogen undersøgelser, som vurderer, hvorvidt danske kommuner, som deler større grundvandsforekomster, eller kommuner, hvor der foretages indvinding til borgere i andre kommuner, rent faktisk gør for lidt for at beskytte grund- og drikkevand. Udenlandske undersøgelser af lignende problemstillinger finder imidlertid tegn på free-riding. For eksempel viser undersøgelser, at der er højere forurening af floder tæt ved grænseovergange sammenlignet med floder, som ikke krydser en grænse, eller hvor der er langt til en grænseovergang. Dette er fundet både for grænser mellem stater i USA og for grænser mellem forskellige selvstændige lande, jf. henholdsvis Sigman (2005) og Sigman (2002). Resultatet af disse undersøgelser tyder på, at man bør tage potentielle problemer med free-riding alvorligt.

II.4 Eksisterende mål for og regulering af pesticider

Mål om “urenset drikkevand”

I Danmark synes der at være en generel enighed om, at grundvandet ikke må forurenes, og at det skal kunne bruges til drikkevand uden at rense for pesticider mv., dvs. et princip om forebyggelse frem for rensning. Som følge af forureningsrisikoen for grundvandet og fund af pesticider og nitrat i grund- og drikkevand er der løbende reguleret overfor disse forureninger. I dette afsnit beskrives den væsentligste regulering til at opnå de fastsatte mål for mindre anvendelse af og belastning fra pesticider. I afsnit II.6 beskrives og diskuteres forhold vedrørende regulering af vandressourcen og vandanvendelsen.

Målsætninger for brug af pesticider

Fokus på at nedbringe brug af pesticider

I begyndelsen af 1980'erne kom der et øget fokus på pesticidanvendelsen i landbruget og dets følgeefferter for miljøet. Dette ledte til den første pesticidhandlingsplan i 1986, der opstillede konkrete mål for pesticidanvendelse, og som siden er blevet efterfulgt af yderligere fire handlingsplaner, jf. boks II.4.

Boks II.4 Oversigt over pesticidhandlingsplaner i Danmark

I denne boks gennemgås kort indholdet i de fire pesticidhandlingsplaner, der er vedtaget siden midten af 1980'erne.

Pesticidhandlingsplan I (1986)

Planen havde til formål at nedbringe forbruget af bekæmpelsesmidler samt at lede forbruget over mod midler, der er mindre farlige for sundhed og miljø. Målsætningen var, at forbruget (målt ved behandlingshyppigheden) skulle reduceres med 50 pct. inden 1997 målt i forhold til forbruget i perioden 1981-85 svarende til en behandlingshyppighed på 1,3. Da der var problemer med at nå målet for behandlingshyppigheden, blev der i 1995 indført en pesticidafgift på detailværdien af bekæmpelsesmidler, jf. Skatteministeriet mfl. (2001). Afgiften blev forhøjet i 1998, da målet fortsat ikke så ud til at kunne blive nået.

Pesticidhandlingsplan II (2000)

Planen fokuserede på en generel nedsættelse af brugen af pesticider, nedsættelse af eksponeringen af biotoper, samt en øget økologisk omlægning. De væsentligste målsætninger var:

- Behandlingshyppigheden på de konventionelt dyrkede arealer skulle være reduceret til under 2,0 inden udgangen af 2002. Virkemidler var bl.a. rådgivning, efteruddannelse og beslutningsstøttesystemer. Målet blev beregnet ud fra den for landbruget driftsøkonomisk optimale pesticidanvendelse. Målet blev næsten nået i 2002. Siden er behandlingshyppigheden dog steget
- Etablering af 20.000 ha randzoner på agerjord langs målsatte vandløb og søer over 100 m² ved udgangen af år 2002. I 2003 skønnedes der at mangle omkring 12.000 ha for at opfylde målet på de 20.000 ha
- Fremme det økologiske areal (via forskning og udviklingsaktiviteter)

Pesticidplan 2004-2009 (2003)

Det overordnede mål var, at anvendelsen af pesticider skulle minimeres i størst muligt omfang. De vigtigste hovedpunkter i planen var:

- Behandlingshyppigheden nedsættes (fra 2,0) til 1,7 ved udgangen af 2009
- Udlægning af 25.000 hektar sprøjtefri randzoner langs målsatte vandløb og søer over 100 m²
- Fremme af økologisk og anden pesticidfri dyrkning

Boks II.4 Oversigt over pesticidhandlingsplaner i Danmark, fortsat

I 2008 blev pesticidplanen evalueret, og konklusionen var, at på de to områder, hvor der er opstillet klare mål for udviklingen (omfanget af sprøjtefri randzoner og behandlingshyppigheden), var der ikke registreret nogen fremgang. Behandlingshyppigheden var endog steget betydeligt i perioden. På de øvrige områder var der ikke konstateret nogen klar fremgang.

Grøn Vækst Plan (2009)

Det overordnede mål i planen var “en markant reduktion af pesticiders skadevirkninger på mennesker, dyr og natur”. Dette kom bl.a. til udtryk gennem mål for behandlingshyppighed/belastningsomfang. På pesticidområdet indeholdt planen en række indsatser, som bl.a. inkluderede:

- Belastningsomfanget reduceres til 1,4 svarende til en behandlingshyppighed på 1,7 inden udgangen af 2013 (målet blev ikke nået)
- Tilskyndelse til omlægning til økologisk jordbrug (fordobling af arealet inden 2020)
- Fremme af pesticidfri dyrkningsformer
- 50.000 hektar sprøjte-, gødnings- og dyrkningsfrie randzoner langs vandløb og søer (krav til randzoner er halveret til 25.000 ha)
- Pesticidafgiften ændres, så den afspejler pesticidernes risiko for miljøet
- Indberetning af jordbrugerens sprøjtejournaler
- Øget forskning i bl.a. integreret plantebeskyttelse og pesticiders skadevirkninger

Sprøjtemiddelstrategi 2013-15

Planens overordnede mål er at reducere belastningen fra sprøjtemidler med 40 pct. ved udgangen af 2015 (i forhold til 2011). Målsætningen er baseret på pesticidbelastningsindikatoren. Endvidere nævnes det, at Sprøjtemiddelstrategien skal sikre, at Danmark kan leve op til sin forpligtelse i forhold til EU's rammedirektiv for bæredygtig anvendelse af pesticider. Af andre indsatser kan nævnes:

- Omlægning af pesticidafgiften
- Mere skrap godkendelsesordning
- Alle jordbrug skal dyrkes efter principperne om integreret plantebeskyttelse, der sikrer forebyggelse gennem sædskifte, ændrede dyrkningsmetoder og reducerede pesticiddoser
- Skærpet kontrol med ulovlig import og ulovlig anvendelse af pesticider
- “Varlingssystemet for udvaskning af pesticider til grundvand” skal styrkes

**Mål om reduceret
pesticidforbrug
aldrig opnået**

Det har generelt gennem perioden været hensigten at reducere landbrugets anvendelse af pesticider. Tidligere er dette kommet til udtryk ved en målsætning om at reducere behandlingshyppigheden.¹³ I den første pesticidhandlingsplan fra 1986 var målet, at behandlingshyppigheden skulle reduceres med 50 pct. til 1,3. Dette mål er dog aldrig blevet nået. Med "Pesticidhandlingsplan II" fra 2000 blev der fastsat en mindre ambitiøs målsætning om en reduktion til en behandlingshyppighed på 2,0 inden 2003. Dette mål var meget tæt på at blive realiseret i 2002. Med "Pesticidplan 2004-2009" fra 2003 blev målsætningen for behandlingshyppigheden reduceret til 1,7, men siden 2002 er behandlingshyppigheden steget, jf. figur II.9.¹⁴ Overordnet set må det konstateres, at tidligere mål om mindre brug af pesticider i landbruget ikke er blevet realiseret.

- 13) Se beskrivelse af behandlingshyppigheden i afsnit II.2.
- 14) Målsætningen for en behandlingshyppighed på 2,0 blev fastsat ud fra, hvad det på daværende tidspunkt blev vurderet at være muligt at reducere behandlingshyppigheden til uden væsentlige drifts- og samfundsøkonomiske tab. Målet for en behandlingshyppighed på 1,7 blev fastsat efter en opdatering af beregningsforudsætningerne for behandlingshyppigheds-målet på 2,0, jf. f.eks. Rambøll Management A/S (2008).

Fra behandlingshyppighed til indikator for pesticidbelastning

Fra 2012 er de anvendte pesticiders belastning af miljø og sundhed blevet opgjort i form af en pesticidbelastningsindikator, jf. Miljøstyrelsen (2012). I modsætning til behandlingshyppigheden tager pesticidbelastningsindikatoren højde for, om der anvendes mere eller mindre miljø- og sundhedsbelastende pesticider og for ændringer i arealanvendelse. For eksempel vil omlægning af arealer til økologi reducere pesticidbelastningsindikatoren, men ikke behandlingshyppigheden.¹⁵ Pesticidbelastningen beregnes på baggrund af følgende tre hovedindikatorer:

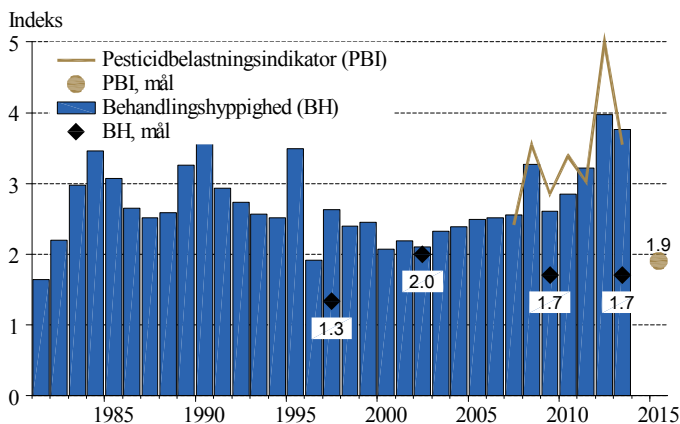
- Miljøadfærd: Pesticidernes nedbrydningstid i jord, samt deres potentiale for at ophobes i fødekæder, og for transport gennem jord til grundvandet
- Miljøeffekt: Giftighed for dyr i marken og den omgivende natur
- Sundhed: Den belastning, sprøjteføreren udsættes for ved håndtering og udbringning af pesticiderne (dvs. ikke sundhedsbelastning for befolkningen)

15) Pesticidbelastningsindikatoren beregnes ved at dividere den samlede miljø- og sundhedsbelastning med størrelsen af det samlede konventionelt dyrkede landbrugsareal i referenceåret 2007. Dermed giver pesticidbelastningsindikatoren et mål for det samlede resultat af såvel ændring i arealanvendelse (f.eks. omlægning af arealer til økologi eller udtagning) og af ændret pesticidanvendelse. Modsvarende forholder behandlingshyppigheden sig udelukkende til det enkelte års konventionelt dyrkede areal, og tager dermed ikke højde for ændringer i arealanvendelse.

Hamstringeffekt

Målsætningen for pesticidbelastningsindikatoren er fastsat i “Sprøjtemiddelstrategi 2013-15” som en 40 pct. reduktion i belastningen i 2015 set i forhold til 2011. Pesticidbelastningsindikatoren udviste en stor stigning i 2012 og 2013, jf. figur II.9. Dette skyldes antageligt en hamstringeffekt som følge af en varskoet ændring i pesticidafgiften midt i 2013 for de mest belastende pesticider. Behandlingshyppigheden steg også meget i 2012, men med en mindre stigning end for pesticidbelastningsindikatoren, hvilket understøtter antagelsen om en hamstringeffekt, hvor indkøbet af de mest belastende midler steg mest, som følge af en fremtidig høj afgift på disse.¹⁶

Figur II.9 Mål og udvikling i behandlingshyppighed og pesticidbelastning



Anm.: Figuren viser udviklingen i behandlingshyppighed og pesticidbelastningsindikator samt målsætningerne for disse (1981-2013).

Kilde: Miljøstyrelsen (2014) og egne beregninger.

16) Som supplement til de ovenfor nævnte indikatorer, der er baseret på salgstal pr. kalenderår, opgøres (siden 2011) en forbrugsstatistik baseret på landbrugerens indberettede oplysninger om pesticidanvendelsen over høstsæsonen (de såkaldte sprøjtejournaler). Hvis pesticidbelastningsindikatoren opgøres på baggrund sprøjtejournaler, udviser den et fald fra 2,97 i 2011 til 2,27 i 2013, og ligger dermed 36 pct. lavere i 2013 end opgørelsen ud fra salgstal, jf. Miljøstyrelsen (2014).

Rigsrevisionen kritiserer forvaltning af grundvandet overfor pesticider

I 2011 kom Rigsrevisionen med en vurdering af Fødevareministeriets og Miljøministeriets forvaltning af grundvands sikringen overfor pesticider og benævnte den som værende utilfredsstillende. Hovedkritikken fra Rigsrevisionen var, at ministerierne ikke havde gennemført væsentlige nye initiativer, til trods for at der var udsigt til, at målet om at reducere pesticidforbruget ikke ville blive nået. Derudover kritiseredes forvaltningen for at have været mangelfuld, bl.a. med hensyn til administration af godkendelsen af pesticider til det danske marked (godkendelsesordningen), og kravet om årligt at vurdere behovet for at ændre listen over pesticider, som vandværkerne skal teste for, jf. boks II.5.

Vandrammedirektivet og grundvand

Med EU's vandrammedirektiv fra 2000 kom der bindende mål for vandkvaliteten i overfladevand, grundvand og kystvande, som alle skal opnå det overordnede tilstandsmål om "god tilstand", jf. kapitel I om regulering af kvælstof i forhold til vandrammedirektivet. Vandrammedirektivets krav om "god tilstand" betyder for grundvands vedkommende, at vandindvinding på længere sigt ikke må overstige grundvandsdannelsen (kvantitativ tilstand), og at grundvandet skal have en god kemisk tilstand. Med hensyn til kemisk tilstand suppleres vandrammedirektivet af grundvandsdirektivet (2006), der fastsætter mere specifikke kriterier for vurdering af grundvandets kemiske tilstand, herunder grænseværdier for indhold af forskellige forurenende stoffer i grund- og drikkevand (både menneskeskabte og naturlige). På EU-niveau er der for pesticider i drikke- og grundvand fastsat en grænseværdi på 0,1 µg/l for enkeltstoffer og på 0,5 µg/l for summen af pesticider, og for nitrat er grænseværdien fastsat til 50 mg nitrat/l.¹⁷ For at opnå målene i vandrammedirektivet udarbejder staten vandplaner, hvor vandplaner 2009-2015 er første generation, og vandområdeplaner 2015-2021 er anden generation af de danske vandplaner.

17) Jævnfør afsnit II.2 er grænseværdien for pesticider politisk fastsat ud fra den laveste koncentration, som det på det pågældende tidspunkt var muligt at måle, og er således ikke fastsat ud fra en sundhedsmæssig vurdering. Til sammenligning er grænseværdien for nitrat i grundvandet på 50 mg/liter baseret på en sundhedsfaglig vurdering.

Boks II.5 Rigsrevisionens kritik af forvaltningen af grundvandssikringen

Rigsrevisionens kritik er rettet mod Miljøministeriets og Fødevarerministeriets forvaltning og er kort opridset nedenfor, jf. Rigsrevisionen (2011):

- Selv om der var udsigt til, at målet om at reducere pesticidforbruget i landbruget ikke ville blive nået, gennemførte de to ministerier ikke væsentlige nye initiativer inden for planperioden (Pesticidplan 2004-2009)
- Miljøministeriets administration af godkendelsen af pesticider til det danske marked har været mangelfuld. Forsinkelser på fornyet godkendelse af pesticider har betydet, at ni stoffer, der har vist en risiko for nedsvivning til grundvandet har været på markedet på lempeligere vilkår i en periode på mellem et halvt år til fem år
- Miljøministeriet har ikke tilvejebragt et grundlag for udpegningen af særligt pesticidfølsomme områder
- Miljøministeriet har ikke orienteret kommunerne om muligheden for at udstede påbud om ikke at anvende pesticider
- Miljøministeriet har ikke efterlevet kravet om årligt at vurdere behovet for at ændre listen over pesticider, der skal kontrolleres i drikkevandet
- Der er ikke fulgt op i forhold til om vandværkerne efterlever kravene om test af pesticider i boringskontrollen

Ministerierne har fulgt op på Rigsrevisionens kritik, og Rigsrevisionen har efterfølgende fundet opfølgningen tilfredsstillende. Dog vil Rigsrevisionen fortsat følge udviklingen for pesticidfølsomme arealer, jf. Rigsrevisionen (2012).

Indvinding må ikke forhindre målopfyldelse i overfladevand

Vandrammedirektivets kvantitative tilstandsmål betyder, at der kun må indvindes så meget vand, at påvirkningerne af overfladevand og grundvandsafhængige økosystemer i vådområder mv. ikke hindrer opfyldelse af miljømålsætningerne i disse områder, jf. også beskrivelsen af "bæredygtig udnyttelig grundvandsressource" i afsnit II.2. Der skal med andre ord stadig være vand nok til, at vandløb og våd natur ikke lider under indvindingen.

Undtagelsesbestemmelser i vandrammedirektivet

Vandrammedirektivet indeholder undtagelsesbestemmelser, der under bestemte forudsætninger giver medlemsstaterne mulighed for at udskyde tidsfristen for målopfyldelse eller fravige selve målopfyldelsen (mindre strenge miljømål). Undtagelsesbestemmelsen med hensyn til forlængelse af

tidsfristen for målopfyldelse er i Danmark anvendt i forhold til god tilstand af grundvand (forlænget til 2021). Undtagelsesbestemmelsen med hensyn til mindre strenge miljømål er ikke anvendt i Danmark endnu, men bestemmelsen giver mulighed for fravigelse, hvis opfyldelse af disse mål er uopnåelig eller forbundet med uforholdsmæssigt store omkostninger, samt en række yderligere betingelser er opfyldt.

Drikkevandsforsyning har høj prioritet

I retningslinjerne til vandplaner 2009-2015 fremgik det, at i områder, hvor vandressourcen ikke er tilstrækkelig til at tilgodese alle behov for vandindvinding og alle behov for vand i vandløb, søer og vandafhængige naturtyper på landjorden, bør følgende prioritering følges, jf. Naturstyrelsen (2012):

1. Befolkningens forsyning med drikkevand
2. Sikring af god tilstand for vandområder og tilknyttede økosystemer på landjorden
3. Øvrige behov for vand (f.eks. industri og vanding)

Halvdelen af grundvandsforekomsterne har god samlet tilstand

I forbindelse med udarbejdelse af udkast til vandområdeplaner 2015-2021 er der foretaget en revideret afgrænsning af grundvandsforekomster på baggrund af ny viden. Med denne nye afgrænsning som grundlag er grundvandsforekomsternes kvantitative og kemiske tilstand nærmere beskrevet i udkastene til vandområdeplanerne for anden planperiode. Her vurderes den kemiske tilstand opgjort for de 402 danske grundvandsforekomster at være ringe for omkring 20 procents vedkommende, mens halvdelen er i god tilstand og resten er ukendt, jf. tabel II.4.

Tabel II.4 Tilstandsvurdering af 402 grundvandsforekomster

	God tilstand	Ringet tilstand	Ukendt tilstand
	-----	Pct. -----	-----
Kemisk tilstand	50	19	31
Kvantitativ tilstand	99	1	0
Samlet tilstand ^{a)}	49	20	31

a) "Samlet tilstand" angiver om miljømålet er opfyldt. Miljømålet for grundvand er "god tilstand", og dette mål er nået, når både den kvantitative tilstand og den kemiske tilstand er god.

Anm.: Der indgår sammenlagt 402 grundvandsforekomster i vandområdeplanerne.

Kilde: Naturstyrelsen (2015).

Den kvantitative tilstand vurderes at være ringe i tre grundvandsforekomster (en pct. af grundvandsforekomsterne), mens de resterende angives at være i god tilstand.¹⁸ De tre grundvandsforekomster i ringe tilstand er illustreret ved de røde områder i figur II.3. Som det fremgår af figuren, er der stor forskel på grundvandsforekomsternes størrelse. Grundvandsforekomsterne i ringe tilstand udgør i antal en pct. af alle grundvandsforekomster i Danmark, men arealmæssigt repræsenterer de en langt større andel. Fra den største af de tre grundvandsforekomster i ringe tilstand indvindes ca. 18 pct. af den samlede indvinding på almene vandværker i Danmark.

Indsatser

Indsatser overfor pesticider i grundvandet

De væsentligste indsatser overfor pesticidbelastningen af grundvandet har været en godkendelsesordning for pesticider, pesticidafgift, arealtiltag (sprøjtefrie randzoner, dyrkningsfrie zoner omkring borer (25m), økologisk dyrket areal og skovrejsning), uddannelse og informationskampagner. Nedenfor beskrives disse tiltag kort.

Europæisk og dansk godkendelsesordning

EU's Pesticidforordning bestemmer de overordnede regler for godkendelse og anvendelse af pesticider i EU. Forordningen indebærer, at pesticider godkendes i to trin, hvor første trin er den europæiske godkendelsesordning, og andet trin er nationale godkendelsesordninger. Forordningen medfører, at medlemslandene på baggrund af særlige nationale forhold kan have strengere krav til godkendelse af pesticider end den europæiske godkendelsesordning. I den danske godkendelsesordning godkendes kun pesticider, som ved regelret brug vurderes ikke at medføre overskridelse af

18) Grundvandets tilstand kan være enten ringe, god eller ukendt. Ringe kemisk tilstand betyder, at grundvandet indeholder forurenende stoffer over grænseværdien. Ringe kvantitativ tilstand betyder, at grundvandsindvindingen overskrider den langsigtede grundvandsdannelse og/eller påvirker tilstanden i vandløb, som derved ikke kan opfylde miljømålene, jf. f.eks. Naturstyrelsen (2014b). De tre grundvandsforekomster i ringe kvantitativ tilstand er beliggende i hovedstadsområdet, Vestsjælland og Lolland. Visse andre forekomster har en høj udnyttelsesprocent og risiko for at påvirke vandløbstilstanden, selvom dette ikke betyder, at deres tilstand vurderes som ringe, jf. figur II.3 og II.4 i afsnit II.2.

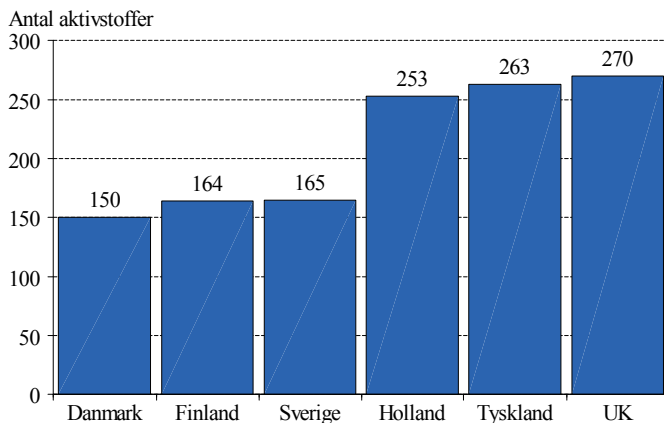
grænseværdien for grundvand. Derfor pålægges visse pesticider yderligere anvendelsesbegrænsninger i forhold til producentens oprindelige retningslinjer for anvendelse, hvis pesticiderne vurderes at medføre en risiko for grundvand mv. Vurderingen bygger bl.a. på modelberegninger af stoffernes egenskaber. Danmark synes overordnet set at have en mere restriktiv godkendelsesordning end flere af vores nabolande, jf. figur II.10 og Kjær og Juhl (2013).

**Varslingssystemet
supplerer
godkendelses-
ordningen**

Som supplement til godkendelsesordningens modelberegninger af stoffernes egenskaber testes visse af midlerne i Danmark i det såkaldte Varslingssystem for Pesticider. Varslingssystemet er et monitoringsprogram, der undersøger udvaskning af pesticider anvendt i landbrug under reelle markforhold.¹⁹ Formålet er at undersøge, om godkendte pesticider eller deres nedbrydningsprodukter udvaskes til grundvandet i koncentrationer over grænseværdien. Resultaterne danner supplerende grundlag for Miljøstyrelsens regulering af godkendte sprøjtemidler.²⁰

- 19) Varslingssystemet består af fem testmarker, der repræsenterer forskellige landbrugsarealer i Danmark med hensyn til geologi, jordbundsforhold, hydrologi og nedbør. Projektet blev vedtaget i 1998, og alle forsøgsmarker var i drift fra år 2000.
- 20) I den seneste opgørelse fra Varslingssystemet blev 16 af i alt 50 testede stoffer ikke fundet udvasket, mens de resterende 34 stoffer blev udvasket i større eller mindre grad, jf. Brüscher mfl. (2013). Om et udvasket stof giver anledning til, at Miljøstyrelsen indfører anvendelsesbegrænsninger eller forbud, afhænger af udvaskningens hyppighed og koncentration.

Figur II.10 Antal godkendte aktivstoffer i udvalgte EU-lande



Anm.: Forskellen mellem landene i antal af godkendte aktivstoffer kan udover forskellige krav i de nationale godkendelsesordninger også skyldes forskelle i afgrøder og klimaforhold (forskellige typer skadevoldere).

Kilde: *EU Pesticides database* (opgjort pr. 15. januar 2015).

Pesticidafgifter differentieret efter deres miljøbelastning ...

Den 1. juli 2013 trådte en lov om nye, differentierede afgifter for pesticider i kraft. Tidligere var afgiften pålagt pesticidernes detailværdi og var således hovedsageligt differentieret efter midlernes pris, jf. Skatteministeriet mfl. (2001). Den nye differentierede afgift fra 2013 er i højere grad baseret på midlernes miljø- og sundhedsmæssige egenskaber ud fra en tankegang om, at de mest miljø- og sundhedsbelastende sprøjtemidler bør pålægges den højeste afgift, mens de mindst miljø- og sundhedsbelastende sprøjtemidler pålægges en relativt lavere afgift. Dette skal give jordbrugerne et økonomisk incitament til at anvende de pesticider, der belaster miljø og sundhed mindst. Den tidligere omtalte pesticidbelastningsindikator og beregningsforudsætningerne for denne (pesticidbelastningen) ligger til grund for fastsættelsen af afgiften. Som beskrevet beregnes pesticidbelastningen på baggrund af de tre hovedindikatorer: Miljøadfærd, miljøeffekt og sprøjteførerens sundhed.

... men ikke efter faktiske skadesomkostninger

Man skal være opmærksom på, at ingen af de tre indikatorer giver noget præcist økonomisk mål for de faktiske skadesomkostninger, der måtte opstå som følge af den konkrete anvendelse af pesticider, jf. Miljøstyrelsen (2012). Endvidere har de tre hovedindikatorer lige stor vægt i udformningen af afgiften, hvilket ikke nødvendigvis afspejler niveauet af skadeseffekter. Pesticidafgiften repræsenterer således ikke pesticidernes faktiske marginale eksterne omkostninger, som formentlig også er vanskelige at opgøre. Det er derfor uklart, om det overordnede niveau for afgifterne og forskelle mellem afgiften for forskellige pesticider er optimale. Da der må antages at være en sammenhæng mellem pesticidernes giftighed (beregnet pesticidbelastning) og de faktiske skadesomkostninger, er pesticidafgiften formentlig fastsat på det bedst tilgængelige informationsgrundlag, der eksisterer i dag.

Ny pesticidafgift skal reducere belastningen med 40 pct.

Afgiften blev fastsat ud fra målet om en reduktion i belastningen med ca. 40 pct. i forhold til belastningen i 2011 svarende til, at den eksisterende pesticidafgift blev fordoblet, jf. Skatteministeriet (2012). Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi udførte i det forberedende arbejde driftsøkonomiske konsekvensberegninger af afgiftsændringen for gennemsnitlige bedriftstyper. Beregningerne viste, at meromkostningerne for de enkelte bedrifter ville være begrænsede, hvis landmændene vælger de mindst belastende midler og i øvrigt tilpasser produktionen efter de nye priser på pesticider, jf. Skatteministeriet (2012). Endvidere viste beregningerne, at afgiftsændringen ville medføre, at den samlede belastning med de anvendte forudsætninger om prisfølsomhed ville falde med mere end 40 pct.

Merprovenu tilbageført til landbruget

Det blev skønnet, at afgiften ville indbringe et varigt merprovenu på 150 mio. kr. årligt i forhold til den tidligere værdiafgift på pesticider, der i gennemsnit indbragte et provenu på ca. 500 mio. kr. om året. Merprovenuet fra omlægningen af pesticidafgiften bliver tilbageført ved en reduktion i grundskylden på produktionsjord. Kompensationen indgik derfor som en del af de jordskattelettelser på i alt 500 mio. kr. om året, som fik virkning fra 2011. Afgiftsordningen skal evalueres i 2017.

Afgifter på ledningsført vand skal tilskynde til reduceret forbrug

Udover pesticidafgifter, som er rettet mod risikoen for forurening af grundvandet, er der afgifter på drikkevand (ledningsført vand), som har til formål at tilskynde borgere til at spare på vandet og dermed reducere presset på grundvandsressourcen. Momsregistrerede virksomheder, der anvender ledningsført vand, kan få godtgjort drikkevandsafgiften. Ligeledes betales heller ikke afgifter af vand til markvanding, som landbrugerne selv indvinder. Det er således kun vand til privat forbrug, der betales vandafgift af. Vandværker betaler dog også afgift af differencen mellem kundernes forbrug og den oppumpede mængde, hvis differencen er større end 10 pct., hvilket tilskynder vandværker til at undgå vandspild i ledningsnettet. Afgiftssatsen på drikkevand er for 2013-14 på godt 6 kr. pr. m³ vand og provenuet var på ca. 1,6 mia. kr. i 2013.²¹ Den gennemsnitlige pris på drikkevand inkl. moms og afgifter var i 2012 på ca. 21 kr. pr. m³, jf. også afsnit II.6.

Rådgivning og information

Af andre mere generelle tiltag kan nævnes rådgivning og informationskampagner om risici ved at bruge sprøjtemidler. Rådgivningen indbefatter for eksempel undervisning af landmænd og deres rådgivere om at minimere brugen af sprøjtemidler, om at vælge de mindst belastende midler og om integreret plantebeskyttelse.

Arealtiltag og kortlægning

Arealtiltag overfor landbrugets anvendelse af pesticider

Forskellige generelle arealrelaterede tiltag er blevet anvendt til at reducere risikoen ved pesticider. Det gælder for eksempel 25 meters zoner rundt om alle indvindingsboringer til almene vandforsyninger, hvor der ikke må anvendes pesticider, dyrkes eller gødes. Af andre tiltag kan nævnes økologisk landbrug, skovrejsning og sprøjte-/dyrkningsfrie randzoner, jf. blandt andet boks II.4. En del af tiltagene anvendes dog som udgangspunkt også overfor anden forurening som f.eks. kvælstof og klimagasser.

21) Afgiftssatsen er inklusiv det såkaldte drikkevandsbidrag (0,67 kr. pr. m³), som skal finansiere den statslige grundvandskortlægning og den kommunale indsatsplanlægning, jf. Skatteministeriet (2015) og Skatteministeriet (2014).

Beskyttelse af særligt følsomme områder ...

Der er en igangværende indsats med hensyn til beskyttelse af grundvandet inden for de såkaldte *områder med særlige drikkevandsinteresser* (OSD) og i *indvindingsoplande til almene vandforsyninger uden for OSD*.²² OSD og indvindingsoplande blev påbegyndt kortlagt af amterne i 1999 med det formål at afgrænse følsomme indvindingsområder og indsatsområder, hvor der er behov for en særlig indsats til sikring af drikkevandsinteresserne. Efterfølgende har staten (Naturstyrelsen) siden 2007 videreført kortlægningen, som forventes afsluttet i 2015. Den statslige grundvandskortlægning er finansieret via det såkaldte drikkevandsbidrag på 0,67 kr. pr. m³ (svarende til ca. 185 mio. kr. om året), som tillægges vandafgiften frem til 2018.

... tager udgangspunkt i en kortlægning

I statens kortlægning udpeges *følsomme indvindingsområder* som en delmængde af OSD og indvindingsoplande. Følsomme indvindingsområder er områder, der er særlig sårbare over for en eller flere typer af forurening (det kan f.eks. være pesticid- og/eller nitratfølsomme indvindingsområder). Inden for de følsomme indvindingsområder udpeges *indsatsområder* overfor drikkevandsressourcer, hvor en særlig indsats til beskyttelse af vandressourcerne er nødvendig til sikring af drikkevandsinteresserne. I indsatsområder er det efterfølgende kommunerne, der skal udarbejde indsatsplaner, som indeholder foranstaltninger, der skal gennemføres overfor forureningskilder i indsatsområdet.²³ Indsatsplanernes foranstaltninger kan gennemføres ved frivillige aftaler eller ved påbud om forskellige arealrestriktioner.

Manglende udpegning af pesticidfølsomme indvindingsområder

Som en følge af den ovenfor beskrevne kortlægning er omkring 15 pct. af det danske areal udpeget som nitratfølsomme indvindingsområder, og i en del af disse områder er der udpeget indsatsområder. For pesticidfølsomme indvindingsområder er der ikke som for nitrat blevet færdigudviklet et koncept for udpegning af områderne, hvilket bl.a. har

- 22) Arealet af OSD og indvindingsoplande udgør ca. 40 pct. af Danmarks areal.
- 23) Kommunerne har også mulighed for at lave indsatsplaner udenfor de af staten kortlagte områder (dog skal kommunen selv afholde udgifterne til kortlægning af indsatsområderne).

affødt kritik af Miljøministeriet fra Rigsrevisionen, jf. boks II.5. I den statslige kortlægning er der således ikke på nuværende tidspunkt udpeget pesticidfølsomme indvindingsområder og dermed heller ikke indsatsområder. Naturstyrelsen skal ved bekendtgørelse fra februar 2015 udpege pesticidfølsomme sandjorder. I en analyse, der har opgjort metoder til at udpege pesticidfølsomme sandjorder, er disse sandjorder opdelt i "særligt følsomme" og "potentielt følsomme" sandjorder, som vurderes at udgøre hhv. 2 pct. (20.000 ha) og 4 pct. (godt 40.000 ha) af dyrkede sandjorder i Danmark, jf. Iversen mfl. (2012).²⁴ Tilsvarende metodik som for udpegning af pesticidfølsomme sandjorder er ikke mulig for lerjorder, hvor grundvandets sårbarhed over for udvaskning af pesticider er en funktion af andre forhold end for sand, som er vanskeligere at opgøre (f.eks. sprækker, planterødder mm.).

Boringsnære beskyttelsesområder ...

Udover de ovennævnte muligheder for regulering i indsatsområder kan kommunerne etablere såkaldte boringsnære beskyttelsesområder (BNBO) omkring indvindingsboringer, jf. miljøbeskyttelsesloven. BNBO udpeges på baggrund af, at der omkring indvindingsboringer kan opstå en form for tragteffekt, hvor for eksempel pesticider, der spredes på overfladen rundt om en boring, kan blive suget ned mod det grundvand, der pumpes op i boringen. BNBO varierer meget i størrelse afhængigt af geologiske forhold og afhængigt af, hvor meget vand der indvindes. Således er de mindste BNBO under 1 ha, men der er også store BNBO på over 100 ha. Den gennemsnitlige størrelse af et BNBO er ca. tre ha. Det skønnes, at BNBO for alle indvindingsboringer til almene vandforsyninger vil omfatte 10.000 – 20.000 ha, jf. bl.a. Teknologirådet (2011).

... giver mulighed for forbud mod anvendelse af pesticider

Cirka en tredjedel af kommunerne i Danmark har fået tilskud til arbejdet med at udpege BNBO og har dermed udpeget disse områder. Som for indsatsområderne kan der i BNBO gives påbud eller nedlægges forbud, f.eks. overfor anvendelse af pesticider i landbruget. Ejeren af det areal, der udlægges som BNBO kan søge erstatning, hvis han eller hun lider tab som følge af restriktionerne.

24) Sandjorder udgør knap halvdelen af de danske landbrugsjorder.

Kommuner er grundvandsmyndighed

Kommunerne er grundvandsmyndighed og kan udarbejde indsatsplaner for grundvandsbeskyttelse. Det er også kommunerne, som har kompetence til at udpege boringsnære beskyttelsesområder. Kommunerne forvalter endvidere udstedelse af vandindvindingstilladelser til f.eks. vandværker og markvanding. I Danmark spiller vandforsyningerne også en rolle i grundvandsbeskyttelsen, og kan efter vandforsyningsloven vedtage indsatsplaner. Flere vandforsyninger har f.eks. medvirket til skovrejsning i sårbare indvindingsområder og indgået frivillige aftaler med landmændene om pesticidfri dyrkning i sårbare indvindingsområder.

Finansiering af den kommunale indsats

Finansiering af de kommunale indsatser kan ske enten af kommunen eller vandforsyningsselskaberne. Udgangspunktet i lovgivningen er, at omkostningerne afholdes af kommunen som myndighed. Kommunen kan dog beslutte, at en erstatning skal afholdes af et vandforsyningsselskab, hvis dette har fordel af restriktionerne.

50 mio. kr. til beskyttelse af grundvand

Grundvandsbeskyttelse kan ifølge Vandsektorloven finansieres over vandprisen, og dermed kan vandforsyningsselskabers udgifter til grundvandsbeskyttelse indregnes i vandprisen som tillæg til prisloftet.²⁵ Kompensationer til grundejere for pålagte restriktioner kan således brugerfinansieres, i det omfang konkrete vandforsyningsselskaber har fordel af det. Ellers skal omkostningerne afholdes af kommunen, jf. Naturstyrelsen (2013). Konkurrence- og Forbrugerstyrelsen har godkendt tillæg til prisloftet i 2015 for kommunernes budgetterede driftsomkostninger til grundvandsbeskyttelse på godt 51 mio. kr., jf. Konkurrence og Forbrugerstyrelsen (2014).

Rensning af drikkevand i Danmark

Kommunen kan ifølge bekendtgørelse om vandindvinding og vandforsyning give vandværker tilladelse til videregående vandbehandling (rensning), hvis det ikke er tilstrækkeligt med en normal behandling af drikkevandet. Vandværket

25) Et prisloft er den samlede indtægtsramme af de forskellige indtægter selskabet må have i prisloftsåret. Prisloftet fastsættes og tildeles af Forsyningssekretariatet under Konkurrence- og Forbrugerstyrelsen.

skal give en teknisk, økonomisk og miljømæssig begrundelse for, at valget af vandbehandling er den bedste løsning. Overordnet set er hovedprincippet, at grundvandet skal beskyttes, så der ikke opstår forurening. Det gælder også for de områder, hvor videregående vandbehandling tillades, jf. Miljøministeriet (2010). I de tilfælde, hvor der er tale om menneskeskabte forureninger, er praksis, at tilladelsen gives midlertidigt (op til fem år), mens tilladelsen oftest er længelevende eller permanent ved geologisk betingede forureninger, jf. også Cowi (2012a).

En pct. af det samlede drikkevand renses for pesticider

Videregående vandbehandling er aktuelt ved forskellige forureninger som bl.a. aggressiv kuldioxid, jern, arsen, pesticider og bakterier. Behandlingerne kan for eksempel være anvendelse af forskellige slags filtre, tilsætning af kemikalier eller desinfektion af vandet med UV-lys. I 2012 var der således 74 vandforsyningsanlæg med tilladelse til at foretage videregående vandbehandling, jf. Cowi (2012a).²⁶ Den behandlede vandmængde på disse anlæg udgjorde godt 50 mio. m³ svarende til lidt over 10 pct. af den samlede vandindvinding fra almene vandværker i Danmark. Der renses hovedsageligt for naturligt forekommende stoffer og mikrobiologiske forureninger. Fem vandværker havde i 2012 tilladelse til at rense for pesticider svarende til, at knap en pct. af den samlede drikkevandsindvinding renses for pesticider.²⁷

II.5 Omkostninger ved forskellige arealtiltag til beskyttelse af grund- og drikkevand

Analyse af arealtiltag

Der anvendes i Danmark en række forskellige virkemidler til at begrænse belastningen med pesticider. Virkemidler som pesticidafgifter og forbud mod farlige pesticider sigter mod at mindske belastningen generelt. Andre tiltag fokuse-

26) Der er ca. 2.500 almene vandforsyninger i Danmark.

27) Tilladelserne er generelt givet til rensning for BAM, som er et nedbrydningsprodukt af ukrudtsmidlet dichlobenil, som blev forbudt i 1996. BAM er det hyppigst fundne pesticid i grundvand.

rer på at undgå pesticider på bestemte særligt følsomme arealer. I dette afsnit præsenteres en analyse af omkostningerne ved forskellige arealtiltag.

Baggrund

Boringsnære beskyttelsesområder

Der er i de senere år kommet øget fokus på arealtiltag, som virkemiddel til at beskytte grund- og drikkevand. For eksempel har kommunerne fået mulighed for at udpege såkaldte boringsnære beskyttelsesområder (BNBO), hvor brug af pesticider vurderes at udgøre en særlig risiko. Når områderne er udpeget, skal kommunerne udarbejde indsatsplaner med en vurdering af behov for tiltag. Tiltag kan være forbud, men ofte bliver der indgået aftaler med landmændene om, at de ikke sprøjter på de relevante arealer mod at modtage en kompensation. Det er frivilligt for kommunerne, om de vil udpege BNBO. Omkring en tredjedel af kommunerne har eller er i gang med at udpege BNBO, jf. afsnit II.4. Det har været foreslået at gøre udpegningen af BNBO obligatorisk, og Natur- og Landbrugskommissionen anbefalede at styrke kortlægningen af BNBO og øvrige pesticidfølsomme områder, jf. Natur- og Landbrugskommissionen (2013).

Skovrejsning og økologi beskytter drikke- og grundvand

Der er også nationale målsætninger om, at der skal være mere økologisk landbrugsdrift og rejses mere skov i Danmark. Disse målsætninger er bl.a. motiveret ud fra et ønske om at mindske brugen af pesticider og beskytte grund- og drikkevand. Skovrejsning og økologisk landbrugsdrift kan således også betragtes som arealtiltag til at beskytte grund- og drikkevand.

Tidligere analyse peger på arealtiltag

En tidligere analyse fra Det Økonomiske Råds formandskab fandt, at målrettede arealtiltag (sprøjtefrie randzoner omkring vandboringer og skel) var et mere hensigtsmæssigt virkemiddel ud fra en samfundsøkonomisk betragtning end en øget pesticidafgift, som ikke tager højde for, at der er geografiske forskelle i miljøbelastningen, jf. Det Økonomiske Råd (2004). I analysen indgik miljøgevinster som beskyttelse af grund- og drikkevand samt en indikator for påvirkningen af biodiversiteten. Pågældende analyse sammenlignede imidlertid ikke fordele og ulemper ved for-

skellige typer af arealtiltag. Det er til gengæld i fokus i dette afsnit.

Tilgang

I afsnittet foretages en sammenligning af de samfundsøkonomiske omkostninger ved følgende arealtiltag:

- Skovrejsning²⁸ (med offentlig adgang)
- Etablering af åbne naturområder (med offentlig adgang)
- Økologisk landbrug
- Sprøjtefri landbrugsdrift

Sammenligning med konventionel landbrugsdrift

Udgangspunktet for sammenligningen er, at tiltaget sker på arealer, hvor der er almindelig konventionel landbrugsdrift. Sammenligningen viser således den samfundsøkonomiske omkostning set i forhold til almindelig landbrugsdrift.

Sammenligning af omkostninger og sidegevinster

Analysen af arealspecifikke tiltag har karakter af en omkostningseffektivitetsanalyse, dvs. en analyse af hvilket af de medtagne arealtiltag, der er det billigste. Det antages, at arealtiltagene giver den samme grad af beskyttelse af grund- og drikkevand, men selve gevinsten ved at sikre grund- og drikkevand mod risikoen fra pesticider indgår ikke i analysen.²⁹ Til gengæld indgår værdien af en række positive afledte effekter ved tiltagene i beregningen, som en negativ omkostning (sidegevinst). Konkret indgår i opgørelsen værdien af rekreative gevinster ved nye rekreative områder med offentlig adgang, mindsket udledning af drivhusgas og mindsket udvaskning af kvælstof og ammoniakfordampning.

- 28) Det er i beregningerne antaget, at skovrejsning også indeholder åbne naturområder på en fjerdedel af arealet.
- 29) Der er usikkerhed om, hvor høj risikoen er ved at bruge (tilladte) pesticider. I princippet burde der kun være meget lille risiko for forurening af grundvand ved tilladte pesticider, når de anvendes på en korrekt måde. Der er dog eksempler på, at typer af pesticider, som man ud fra modelbaserede analyser mente kunne bruges uden risiko, alligevel er havnet i grundvandet. Derudover er der også en risiko for, at pesticider ikke anvendes korrekt, eller at der sker uheld. Da det er svært at opgøre risikoen, er det også svært at opgøre gevinsten ved at afbøde denne risiko.

**Åbne natur-
områder og
rekreative
muligheder**

Etablering af åbne naturområder med offentlig adgang kan ses som en variant af tiltaget med skovrejsning. I begge tilfælde etableres nye naturområder, men der vil typisk være forskelle i omkostningen ved at etablere disse områder. Etablering af åben natur adskiller sig fra de mindre vidtgående tiltag som braklægning eller ekstensiv landbrugsdrift, idet etablering af ny åben natur her er antaget at medføre offentlig adgang til arealet.

**Nogle tiltag
beskytter
også mod
nitratforurening**

I nogle områder af Danmark udgør nitratforurening af grundvandet også en risiko. Skovrejsning og etablering af åbne naturområder vil også reducere risikoen for nitratforurening. Disse to tiltag giver således en ekstra beskyttelse af grund- og drikkevand i forhold til de andre tiltag. Økologisk dyrkning giver i et vist omfang også mindre risiko for nitratforurening af grundvandet, da der anvendes mindre kvælstof end ved konventionel landbrugsdrift.

50 case-områder

Omkostningseffektivitetsanalysen udføres for 50 forskellige "case-områder" rundt omkring i Danmark, hvor der er en forøget risiko for forurening af grund- eller drikkevand ved at bruge pesticider. Case-områderne består dels af BNBO og dels af områder på særligt pesticidfølsomme sandjorde. Beliggenheden af case-områderne er vist i figur II.11.

**Udpegning af
case-områder**

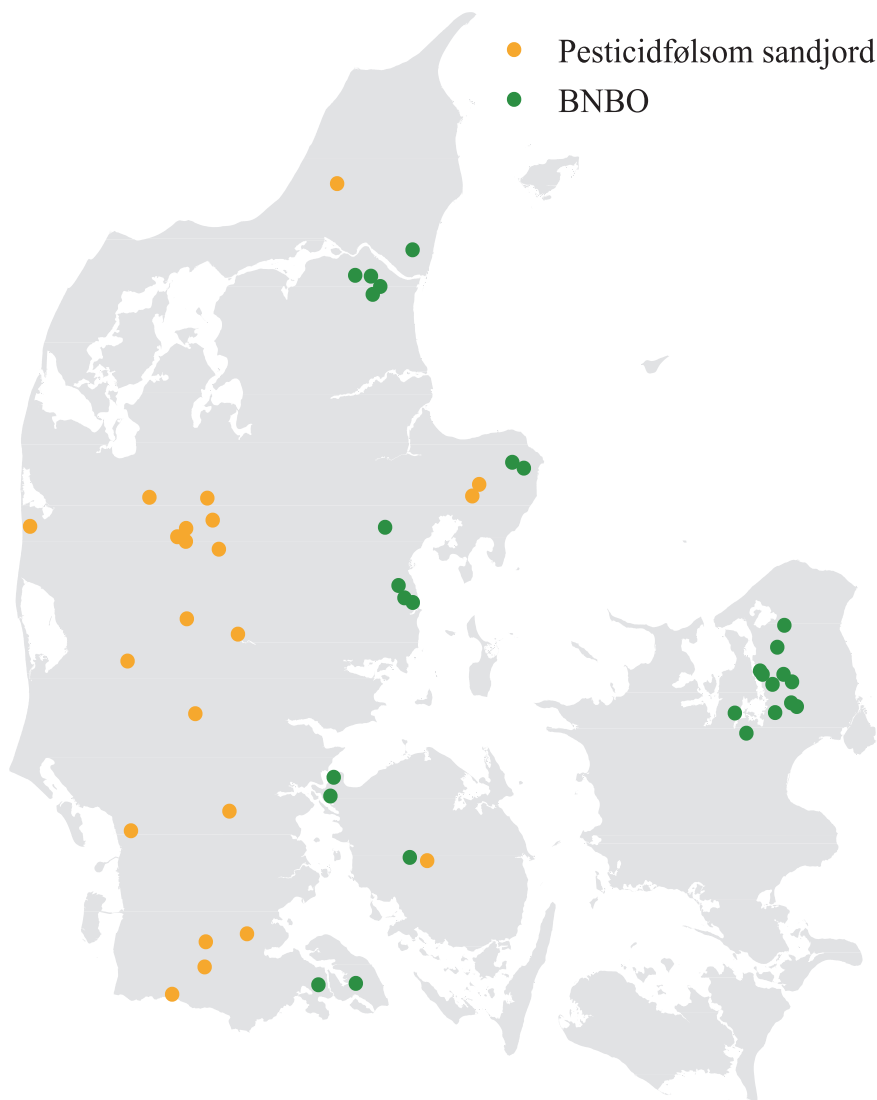
Det er så vidt muligt forsøgt at udpege case-områder, som ligger i forskellige dele af Danmark, men det har ikke altid været muligt. Således er der relativt få case-områder på Sjælland, og disse ligger tæt på hovedstadsområdet. Denne skævhed afspejler bl.a., at der ikke foreligger en samlet national udpegning af alle BNBO og alle andre pesticidfølsomme arealer i Danmark, hvilket har lagt en begrænsning på udvælgelsen af case-områder. Udpegningen af områder er nærmere beskrevet i boks II.6.

**Beregning skal
undersøge
geografiske
forskelle**

Formålet med at opgøre omkostningen ved forskellige tiltag i forskellige områder er at undersøge betydningen af geografiske forskelle i de samfundsøkonomiske omkostninger og sidegevinster, mens det ikke har været et hovedsigte at give anbefalinger til hvilke tiltag, der skal laves i et helt konkret område. Der kan således være særlige lokale for-

hold eller allerede eksisterende arealtiltag på dele af arealet i case-områderne, som har betydning for, hvad der helt konkret er mest hensigtsmæssigt.

Figur II.11 Geografisk placering af case-områder



Anm.: Markeringerne på kortet er større end de faktiske case-områder. Derfor ser det ud som om, at områderne overlapper hinanden, men alle case-områder er geografisk adskilte.

Kilde: Egen udvælgelse af områder ud fra oplysninger leveret af en række kommuner og Iversen mfl. (2012).

Boks II.6 Udvalgelse af case-områder

De 50 case-områder ligger på arealer, hvor pesticider udgør en særlig risiko for grundvand og i områder op til (større) drikkevandsboringer, hvor pesticider også kan udgøre en øget risiko. Der er lagt vægt på at udpege områder, som hovedsagelig består af landbrugsjord og som ikke overlapper med eksisterende større naturområder. De fleste af case-områderne er på 40 til 100 ha. Der er ikke udført analyser for mindre områder, fordi den anvendte model til beregning af brugsværdien af ny natur med offentlig adgang ikke er velegnet til at opgøre værdien på mindre arealer. Det ville derfor medføre større usikkerhed at sammenligne mindre arealer. Der er primært anvendt områder bestående af/beliggende på:

- Boringsnære beskyttelsesområder (BNBO) udpeget i nogle kommuner
- Særlig pesticidfølsomme sandjorde

Boringsnære beskyttelsesområder er områder, som kommunerne kan udpege på baggrund af retningslinjer udarbejdet af Naturstyrelsen. Omkring en tredjedel af kommunerne har udpeget (eller er i gang med udpegning af) BNBO. Der er indhentet oplysninger om placeringen af de udpegede BNBO ved direkte kontakt til de relevante kommuner. Det har dog ikke været muligt at få oplysninger fra alle de pågældende kommuner, f.eks. fordi nogle kommuner ikke havde afsluttet udpegningen af områderne på tidspunktet for dataindsamlingen. I nogle kommuner er der udelukkende relativt små BNBO (bl.a. i kommuner med sandjorde). Derfor var det ikke muligt at medtage et BNBO for alle de kommuner, som leverede oplysninger om placeringen af deres BNBO.

Med hensyn til pesticidfølsomme sandjorde er udvalgt et antal case-områder på arealer, som i Iversen mfl. (2012) karakteriseres som "særligt pesticidfølsomme". Der er som nævnt i afsnit II.4 ikke en metode til national udpegning af pesticidfølsomme arealer på lerjorde, jf. Gravesen mfl. (2014). Derfor har det ikke været muligt at udpege case-områder på lerjorde (ud over de BNBO som ligger på lerjorde).

De 50 case-områder har tilsammen et areal på knap 4.000 ha, svarende til ca. 0,1 pct. af Danmarks samlede areal. Det skønnes, at BNBO på landsplan udgør ca. 10-20.000 ha, mens de særlig pesticidfølsomme sandjorde udgør ca. 20.000 ha, dvs. tilsammen ca. 30-40.000 ha.

Opgørelse af omkostninger og sidegevinster

I det følgende beskrives omkostningerne ved de forskellige tiltag. Overordnet opgøres omkostningerne som den samlede ændring i jordrenten ved at ændre produktionsform eller tage jord ud af landbrugsdrift til andet formål (skov og natur). Værdien af en række positive afledte effekter ved tiltaget indgår som sidegevinster i beregningerne. Konkret indgår i opgørelsen værdien af rekreative gevinster ved nye rekreative områder med offentlig adgang, mindsket udledning af drivhusgas og mindsket udvaskning af kvælstof.

Tiltag giver lavere indtjening i landbruget

I opgørelsen af omkostninger ved de forskellige arealtiltag indgår mistet indtjening i landbruget ved ikke at måtte bruge pesticider, ved at skulle producere økologisk eller ved slet ikke at have landbrugsproduktion, fordi der skal rejses skov eller etableres nye åbne naturområder med offentlig adgang.

Økonomisk model for landbruget

Opgørelsen af den ændrede indtjening ved pesticidfri dyrkning og økologisk drift er baseret på analyser med ESME-RALDA, som er en økonomisk model for landbrugssektoren. Disse analyser er foretaget af Jørgen Dejgård Jensen, Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, København Universitet. Mistet indtjening ved udtagning af landbrugsjord til skovrejsning og åben natur er baseret på en opgørelse af gennemsnitlige årlige forpagtningsafgifter på landbrugsjord, jf. boks II.7.

Udgangspunkt for analyser

Udgangspunktet for analyserne er, at arealtiltagene skal foregå på relativt små case-områder, men at beliggenheden af disse case-områder ikke er sammenfaldende med en enkelt bedrift. Et case-område kan således bestå af arealer, som udgør en del af en bedrift (eller flere bedrifter). I beregningerne med ESME-RALDA er det konkret antaget, at pesticidfri dyrkning kun skal implementeres på halvdelen af en bedrifts areal.

Boks II.7 Beregning af tab af indtjening i landbruget ved arealtiltagene

Opgørelsen af tab af indtjening i landbruget ved pesticidfri dyrkning og økologisk landbrug er baseret på analyser foretaget med ESMERALDA-modellen af Jørgen Dejgård Jensen, Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet, jf. Jensen (2014). Som mål for indtjeningstab er anvendt beregnet fald i jordrenten. Jordrenten er aflønning af produktionsfaktoren jord. Denne opgøres som restindkomsten efter aflønning af alle øvrige produktionsfaktorer inklusive landmandens egen arbejdskraft og forrentning af kapitalapparat (ud over jorden). På baggrund af ESMERALDA beregnes således tab i jordrente for pesticidfri dyrkning og økologi. Som indikator for tab af jordrente ved helt at ophøre med landbrugsproduktion er anvendt gennemsnitlige forpagtningsafgifter.

Modelgrundlag

ESMERALDA er en partiel ligevægtsmodel for den danske landbrugssektor. Modellen beskriver landbrugets produktion, anvendelse af forskellige produktionsfaktorer (f.eks. arbejdskraft, maskiner, jord, gødning og pesticider), arealanvendelse og husdyrhold, samt hvordan disse variable påvirkes af ændringer i priser eller restriktioner på anvendelsen af faktorer, som f.eks. anvendelsen af pesticider og arealanvendelsen. Modellen er bygget op om bedrifter opdelt i 15 overordnede bedriftstyper (f.eks. stor konventionel plantebedrift på sandjord, stor økologisk plantebedrift på sandjord, lille konventionel svinebedrift, lille økologisk svinebedrift osv.). I disse bedriftstyper kan indgå forskellige kombinationer af i alt 37 produktionsgrene/afgrøder (f.eks. vårbyg, hvede, spisekartofler, græs, malkekøer, slagtekalve osv.). Således er der indenfor hver af bedriftstyperne mulighed for at substituere mellem forskellige afgrøder.

Modellens parametre er estimeret ud fra paneldata på bedriftsniveau eller baseret på jordbrugsvidenskabelig forskning (gælder f.eks. effekten af ændringer i brugen af gødning og pesticider). Strukturelle og økonomiske data for de 15 bedriftstyper er baseret på oplysninger om ca. 2.000 bedrifter fra Danmarks Statistiks Regnskabsstatistik for Jordbrug 2011. Omkostningerne ved tiltagene på kommuneniveau er estimeret på basis af sammensætningen af bedriftstyper på kommuneniveau i Danmarks Statistiks Landbrugstælling fra 2010 og mere detaljeret opdelte data om bedriftstyper på regionsniveau fra 2011.

Pesticidfri dyrkning og økologi

I beregningen af jordrentetabet er det antaget, at en bedrift ikke skifter bedriftstype som resultat af tiltaget (bortset fra når tiltaget er økologisk jordbrug). Opgørelsen af jordrentetabet har endvidere karakter af en statisk komparativ analyse, og tilpasningsomkostninger indgår således ikke. Når en bedrift ikke "må" skifte bedriftstype i analysen, kan det potentielt medføre, at tab af indtjening overvurderes. At tilpasningsomkostninger ikke indgår, vil til gengæld lede til en undervurdering af tab af indtjening. Dette gælder formentlig især for overgang til økologisk drift for nogle bedriftstyper.

Boks II.7 Beregning af tab af indtjening i landbruget ved arealtiltagene, fortsat

Subsidier indgår ikke i opgørelsen af jordrentetab, men i den senere opgørelse i afsnittet er beregnet omkostninger ved tiltag både med og uden subsidier fra EU. De beregnede gennemsnitlige årlige jordrentetab pr. ha er beskrevet i tabel A. For pesticidfri dyrkning er regnet på to scenarier, hvor det antages at hhv. 10 pct. og 50 pct. af en bedrifts areal skal dyrkes pesticidfrit. Det fremgår, at omkostningen pr. berørt ha er højere, når det er en stor andel af bedriftens areal, hvor der ikke må bruges pesticider.

Tabel A Tab af jordrente ved pesticidfri og økologisk dyrkning

Pesticidfri 10 pct. af bedrifts areal	Pesticidfri 50 pct. af bedrifts areal	Økologi
-----	Kr. pr. ha pr. år	-----
220	450	1.200

Kilde: Jensen (2014).

I de videre beregninger af omkostningerne ved pesticidfri dyrkning er anvendt jordrentetabet på 450 kr. pr. ha pr. år, svarende til at der ikke må bruge pesticider på halvdelen af en bedrifts areal. Dette beløb er lavere end andre opgørelser af jordrentetabet ved pesticidfri dyrkning. Dette kan dog afspejle, at andre opgørelser har set på pesticidfri dyrkning på hele en bedrifts areal, hvilket giver den enkelte landmand mindre fleksibilitet i forhold til allokering af forskellige afgrøder. Det beregnede jordrentetab ved økologisk drift er i samme størrelsesorden som de gennemsnitlige årlige subsidier til økologisk drift, jf. Jensen (2014). Ovenstående jordrentetab er gennemsnit for hele landet. I opgørelsen af jordrentetab på kommuneniveau er jordrentetabet ved pesticidfri dyrkning generelt lavere på Sjælland og især på Østsjælland. Dette afspejler, at der på Østsjælland er relativt mange mindre deltidslandbrug, hvor indtjeningen generelt er lavere sammenlignet med større heltidslandbrug.

Udtagning af landbrugsjord til skov og natur

Jordrentetabet ved at undlade landbrugsdrift, så der i stedet kan rejses skov eller etableres åbne naturområder, er ikke opgjort på baggrund af ESMERALDA-beregninger. Det skyldes, at en empirisk opgørelse af jordrenten på baggrund af regnskabsdata (som i ESMERALDA) ikke er uproblematisk, jf. beskrivelsen i Jensen (2014). Som mål for jordrenten på landbrugsjord (uden bygninger) er i stedet anvendt de gennemsnitlige årlige forpagtningsafgifter (fratrullet hektar støtte fra EU). Disse er på ca. 1.600 kr. pr. ha pr. år på landsplan, jf. Jensen (2014). Forpagtningsafgiften varierer mellem 900 og 3.000 kr. pr. ha for forskellige regioner. De gennemsnitlige forpagtningsafgifter er opgjort ud fra Danmarks Statistiks regnskabsstatistik for landbruget fra 2013.

**Tiltag på del af
bedrift billigere
pr. ha end tiltag
på hele bedriften**

Det har betydning for omkostningen pr. ha, at tiltaget kun berører en del af en bedrifts areal. Hvis en landmand skal undlade at sprøjte på halvdelen af sit dyrkede areal (i stedet for hele arealet), giver det ham i en vis udstrækning mulighed for at placere afgrøder, som ikke er så afhængige af pesticider, på de pesticidfri arealer, mens afgrøder, som i højere grad afhænger af pesticider, kan placeres på de arealer, hvor der fortsat godt må bruges pesticider. Det må således forventes, at være billigere pr. ha ikke at skulle bruge pesticider på en del af en bedrifts areal end på hele arealet.

**Analyser af
økologisk drift**

Ved opgørelse af omkostningen ved økologisk drift er det antaget, at det er hele bedriftens areal, som skal dyrkes økologisk og ikke kun en andel af bedriften. Dette skyldes, at det er svært at forestille sig en bedrift, som er "blandet" med halvt økologisk og halvt konventionel landbrugsdrift. De opgjorte ændringer i indtjeningen er pr. ha af omlagt areal. Beregningen af opgørelsen af indtjeningstab i landbruget ved pesticidfri dyrkning og økologisk jordbrug er nærmere beskrevet i boks II.7.

**Omkostning ved
ikke at dyrke
jorden**

Ved skovrejsning og etablering af åbne naturområder vil der være et samfundsøkonomisk tab i forbindelse med ophør af landbrugsproduktionen. Dette tab kan opgøres på forskellige måder. En måde er ud fra prisen på jord, som afspejler det forventede fremtidige afkast af jorden (jordrenten). En anden måde er ud fra beregninger af indtjeningen ved landbrugsdrift. En tredje måde er baseret på de årlige forpagtningsafgifter, som må forventes at afspejle jordrenten ved landbrugsdrift.

Jordrente ikke baseret på jordprisen

Principielt set er prisen på jord den bedste metode til at opgøre den samfundsøkonomiske værdi af jorden, da den må ventes at afspejle den forventede fremtidige gevinst ved jorden ved alle fremtidige anvendelser af jorden. En opgørelse af jordrenten baseret på jordprisen er dog ikke uden opgørelsesmæssige udfordringer, fordi der i prisen for salg af landbrugsejendomme også indgår bolig og bygninger mv., og fordi der indgår den kapitaliserede værdi af forventede fremtidige landbrugssubsidier fra EU.³⁰

Forpagtningsafgift på 1.600 kr. pr. ha

Det er derfor valgt at basere opgørelsen af indtjeningsabet ved ikke at dyrke jorden på data for de årlige forpagtningsafgifter. Den gennemsnitlige årlige forpagtningsafgift efter korrektion for hektar-baseret støtte fra EU er på ca. 1.600 kr. pr. ha, jf. Jensen (2014). De gennemsnitlige årlige forpagtningsafgifter varierer fra ca. 900 til 3.000 kr. pr. ha for de forskellige regioner, jf. boks II.7.

Sammenligning af forskellige opgørelser af jordrenten

De årlige forpagtningsafgifter ligger overordnet i samme størrelsesorden som opgørelser af jordrenten ud fra ejendomspriser og ud fra indtjening ved landbrugsdrift. Således er det i Bjørner mfl. (2014) søgt at opgøre en jordrente ud fra priser på landbrugsejendomme. Her findes en gennemsnitlig jordrente på 1.000 kr. pr. ha ved en diskonteringsrate på 3 pct.. Jordrenten varierer fra ca. 400 til 2.000 kr. pr. ha mellem forskellige landsdele. Anvendes i stedet en diskonteringsrate på 5 pct. fås jordrenter mellem 2.000 til 4.900 kr. pr. ha. Til sammenligning præsenterer Dubgaard mfl. (2013) opgørelser af indtjening ved landbrugsdrift svarende til jordrenten på mellem 900 og 4.000 kr. pr. ha afhængig af jordtype.

30) For at opgøre den "rene" jordpris er det således nødvendigt at trække værdien af boliger og bygninger fra den samlede ejendomspris. Da der kan være forskel på den regnskabsmæssige værdi og den faktiske værdi af boliger og bygningskapitel giver dette usikkerhed i opgørelsen. I jordprisen vil også indgå den kapitaliserede værdi af forventede fremtidige subsidier fra EU i ejendomspriserne. For at trække denne værdi fra er det nødvendigt at kende aktørernes forventninger til den fremtidige EU-støtte. Endelig vil omregning til en årlig jordrente afhænge af valget af diskonteringsrate.

Udgifter til skovrejsning og åbne naturområder

Ud over tab af jordrente ved landbrugsdriften vil der i forbindelse med skovrejsning og etablering af åbne naturområder med offentlig adgang være omkostninger til selve skovrejsningen og til pleje af arealerne. Udgifterne til skovrejsning vil i et vist omfang blive modregnet af, at der er driftsindtægter ved skovdriften. Ved skovrejsning går der imidlertid mange år, før der kommer driftsindtægter, og nutidsværdien af disse driftsindtægter er relativ beskedent. Opgørelsen af omkostningen ved skovrejsning er baseret på Dubgaard mfl. (2013) og Damgaard mfl. (2001), mens omkostningerne ved pleje af åbne naturområder er baseret på Dubgaard mfl. (2012).³¹ Det bemærkes, at der ikke indgår etableringsomkostninger vedrørende etablering af åbne naturområder.³² Arealændringer kan også have betydning for indkomsten ved at drive jagt på arealet. Ændringer i jagtlejen ved arealændringer er baseret på Lundhede mfl. (2010).

Sidegevinster

Positive sideeffekter

Der er en række positive sideeffekter ved nogle af arealtiltagene i form af mindre drivhusgaseffekt, mindsket udledning af kvælstof til vandmiljøet mv. Derudover vil skovrejsning og etablering af åbne naturområder (med offentlig adgang) give øgede rekreative muligheder. Værdien af disse sideeffekter indgår i sammenligningen af de forskellige arealtiltag.

Opgørelse af værdien af sideeffekter

Opgørelsen af den rekreative gevinst er grundlæggende baseret på et egentligt værdisætningsstudie ud fra den såkaldte rejseomkostningstilgang, som blev udviklet i forbindelse med analyser præsenteret i De Økonomiske Råd (2014). Til sammenligning er værdien af mindsket udledning af drivhusgas og mindsket udvaskning af kvælstof baseret på opgørelser af reduktionsomkostningen ved at nå

31) Omkostningerne ved skovrejsning er ikke helt identiske med de omkostninger, der kan findes i Dubgaard mfl. (2013), fordi der her er lavet en genberegning med en diskonteringsrate på 3 pct. Dubgård mfl. anvender en diskonteringsrate på 4 pct.

32) Den opgjorte omkostning for nye naturområder har dermed karakter af et underkantskøn.

politisk fastlagte målsætninger for udledningen af CO₂ og reduktioner i kvælstofbelastningen af vandmiljøet.

**Geografiske
forskelle i
sideeffekter**

I opgørelsen af gevinsterne tages højde for, at der er betydelig geografisk variation i især den rekreative værdi af nye naturområder og også i et vist omfang i reduktionsomkostningen for udledningen af kvælstof. Sidstnævnte varierer mellem forskellige dele af Danmark, fordi der er geografiske forskelle i behovet for at reducere kvælstof for at nå målene i vandrammedirektivet, jf. kapitel I. Opgørelsen af værdien af sideeffekter er nærmere beskrevet i boks II.8.

Boks II.8 Opgørelse af sideeffekter ved tiltag

I opgørelsen indgår sidegevinster i form af øgede rekreative muligheder i forbindelse med skovrejsning og etablering af nye åbne naturområder med offentlig adgang, CO₂-binding og mindsket udledning af drivhusgasser, mindsket kvælstofudvaskning og mindsket ammoniakfordampning.

Opgørelse af den rekreative brugsværdi af hvert område

Den årlige rekreative brugsværdi af hvert af case-områderne beregnes ved hjælp af en (multiple-site) rejseomkostningsmodel udviklet af DØRS i samarbejde med Mette Termansen, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet, jf. De Økonomiske Råd (2014) og Bjørner mfl. (2014). I forbindelse med den konkrete analyse i herværende kapitel har Toke Emil Panduro, Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi bistået med beregninger af transportafstande mellem hvert case-område og alle nærliggende beboede områder i nærheden af hvert case-område.

Rejseomkostningsmodellen bruges til at beregne den forventede rekreative værdi af nye naturområder, som i modellen afhænger af (især) nærhed til potentielle brugere (befolkningstæthed), hvorvidt der er andre rekreative områder i nærheden (substitution) og endelig karakteristika ved de forskellige områder (indikatorer for kvalitet af områderne). Ved opgørelse af den rekreative brugsværdi opgøres værdien af hvert område betinget af den eksisterende mængde og lokalisering af allerede eksisterende naturområder, dvs. at den beregnede rekreative værdi kan opfattes som den marginale værdi af et yderligere rekreativt område. Ved opgørelse af værdien tages der højde for, at etablering af det nye naturområde isoleret set kan mindske brugsværdien af andre nærliggende områder.

Den anvendte rejseomkostningsmodel beregner i første omgang den "endelige" brugsværdi, når skoven eller det åbne naturområde fremstår lige så udviklet som eksisterende skove og åbne naturområder. I praksis må det forventes, at den rekreative værdi er væsentlig lavere lige efter etablering af området, og at den endelige rekreative værdi først realiserer sig efter en årrække. Erfaringer fra statslige skovrejsningsprojekter peger i retning af, at der ret hurtigt kommer nogle besøgende, når der plantes skov på tidligere landbrugsjord, fordi adgangsforholdene ændres, idet det ikke er tilladt at færdes på dyrkede landbrugsarealer. Konkret er det i beregningerne antaget, at brugsværdien lige efter plantning af skoven udgør 30 pct. af den endelige brugsværdi, og at den endelige brugsværdi ved skovrejsning først nås efter 50 år. I den mellemliggende periode antages stigningen i brugsværdi at være aftagende over tid, dvs. at brugsværdien stiger mest i de første år. Med de givne antagelser svarer den tilbagediskonterede annuiterede årlige brugsværdi til 82 pct. af den endelige brugsværdi.

Boks II.8 Opgørelse af sideeffekter ved tiltag, fortsat

Der er betydelig geografisk variation i de beregnede årlige (annuiserede) brugsværdier. Værdien af skovrejsning i de 50 områder varierer fra under 1.000 til ca. 35.000 kr. pr. ha pr. år. For åbne naturområder fås lidt lavere rekreative brugsværdier. Det antages, at den endelige brugsværdi for åbne naturområder opnås efter 20 år. For et givet område er den årlige (annuiserede) brugsværdi af et åbent naturområde beregnet til at være 7 pct. lavere end for skov.

CO₂-binding og mindsket udledning af drivhusgasser

Skovrejsning på landbrugsjord reducerer udledningen af drivhusgasser dels ved at lagre kulstof i ved- og rodmassen og dels indirekte ved, at udledningen af drivhusgas i forbindelse med dyrkning af jorden elimineres. Ved etablering af åbne naturområder på landbrugsjord er der også en reduktion i drivhusgasudledningen, men denne er mindre. Der er også en mindre reduktion i udledningen af drivhusgasser ved økologisk jordbrug, mens der ikke antages at være nogen effekt ved overgang til pesticidfri dyrkning, jf. Dubgaard mfl. (2013), Vesterdal (2014) og Jensen mfl. (2014b). CO₂-reduktionen ved tiltagene er uden for kvotesektoren. For at opgøre værdien af CO₂-reduktionerne er anvendt en marginal reduktionsomkostning for ikke-kvotesektoren på ca. 450 kr. pr. ton CO₂ (opgjort i forbrugerpriser), som er baseret på beregninger i De Økonomiske Råd (2009).^{a)}

Kvælstofudledning og ammoniak

Ved ophør af landbrugsdrift er der en positiv miljøeffekt i form af reduceret kvælstofudvaskning til vandmiljøet og mindre ammoniakfordampning. Ved omlægning til økologisk drift er der også en lidt mindre udvaskning af kvælstof sammenlignet med konventionelt landbrug, jf. Jensen mfl. (2014b). Det fremgår af kapitel I, at der er betydelig geografisk variation afhængig af vandopland i behovet for at mindske udledningen af kvælstof, hvis målene i vandrammedirektivet skal nås. Da de marginale reduktionsomkostninger må ventes at stige med den ønskede reduktion kan de marginale reduktionsomkostninger forventes at variere mellem vandoplande. På baggrund af Jacobsen (2014) er beregnet gennemsnitslige reduktionsomkostninger ved yderligere reduktion af kvælstof, som afspejler de forskellige reduktionsbehov i de 23 vandoplande, som det på daværende tidspunkt vurderedes for nødvendige for at opfylde vandrammedirektivet. Disse marginale reduktionsomkostninger varierer mellem 0-85 kr. pr. kg. N (i rodzonen). Ophør af landbrugsproduktionen giver en reduktion i ammoniakfordampning. Der er anvendt en omkostning på ammoniakfordampning på 41 kr. pr. kg ammoniakkvælstof, jf. Dubgaard mfl. (2013). En nærmere beskrivelse af opgørelsen af værdien af sideeffekter er tilgængelig i et dokumentationsnotat.

a) Selvom kvoteprisen kan synes høj, ville en markant lavere kvotepris ikke medføre den store forskel i resultater. Bemærk at kvoteprisen i kapitel I er opgjort i faktorpriser og derfor lavere.

Resultater

Resultater af analysen er sammenfattet i tabel II.5, som viser de samfundsøkonomiske omkostninger af de forskellige tiltag målt som gennemsnit af den årlige omkostning pr. ha for alle case-områderne.

Tabel II.5 Samfundsøkonomiske omkostninger ved arealtiltag opgjort som gennemsnitsværdier for de 50 områder

Gennemsnit for alle 50 områder	Skov	Åben natur	Pesticidfri	Økologi
	----- Kr. pr. ha pr. år (2013-priser) -----			
Omkostning ved tabt landbrugsproduktion	-2.400 ^{a)}	-2.400	-600	-1.700
Omkostning ved etablering af skov og åben natur	-1.600	-1.400	0	0
Ændret jagtleje	200	100	0	0
Omkostninger i alt	-3.800	-3.700	-600	-1.700
Drivhusgasreduktion	2.500	900	0	300
Kvælstofreduktion	1.300	1.300	0	700
Rekreative gevinster	11.200	10.400	0	0
Sideeffekter i alt	15.000	12.600	0	1.000
Samlet værdi i alt (ekskl. EU-tilskud)	11.200	8.900	-600	-700
Ændringer i EU-tilskud	-500 ^{b)}	-1.900	0	700
Samlet værdi i alt (inkl. EU-tilskud)	10.700	7.000	-600	0

a) Nutidsværdi af driftsindtægter indgår i beløbet.

b) Ændring i EU-tilskud ved skovrejsning er ved privat skovrejsning. Ved statslig skovrejsning vil der være større reduktion i det årlige tilskud på 1.100 kr. pr. ha pr. år.

Anm.: Værdierne i tabellen er de gennemsnitlige værdier for alle 50 case-områder. Faktorpriser er omregnet til forbrugerpriser med den af Finansministeriet hertil anbefalede nettoafgiftsfaktor på 1,325.

Kilde: Egne beregninger.

Forskel i forhold til konventionel landbrugsdrift

De beskrevne omkostninger og sideeffekter skal tolkes som forskellen i forhold til konventionel landbrugsdrift i området. Således viser den første linje den gennemsnitlige samfundsøkonomiske omkostning (jordrentetab) i landbruget ved at skulle dyrke sprøjtefrit, økologisk eller at nedlægge produktion, så der i stedet kan rejses skov eller etableres åbne naturområder med offentlig adgang. Den næste linje viser omkostningerne i forbindelse med skovrejsning og vedligeholdelsesomkostninger for åbne naturområder. Skovrejsning og åbne naturområder vil give nogle forbedrede jagtmuligheder som kan give en øget jagtleje. Den forøgede jagtleje er dog relativ beskedent.

Høj omkostning ved skove og åbne naturområder ...

Det fremgår af tabellen, at omkostningerne ved skovrejsning og etablering af nye åbne naturområder – inden inddragelse af sideeffekter – er betydeligt større end omkostningerne ved pesticidfri dyrkning og økologisk landbrugsdrift. Umiddelbart tilsiger dette, at pesticidfri eller økologisk landbrugsproduktion er de billigste tiltag til at undgå pesticider i case-områderne.

... men endnu højere sidegevinster

De højere omkostninger ved skovrejsning og åbne naturområder bliver imidlertid mere end udlignet af, at der er betydelige positive sidegevinster ved disse tiltag i form af rekreative gevinster og mindsket udledning af drivhusgasser og kvælstof mv. Tages der højde for disse effekter, er skovrejsning efterfulgt af etablering af åbne naturområder (med offentlig adgang) det bedste tiltag.

Omkostning bliver til gevinst

De positive sideeffekter ved skovrejsning og etablering af åben natur er generelt væsentlig højere end de samfundsøkonomiske omkostninger. Isoleret set betyder dette, at fjernelsen af pesticidrisikoen for grund- og drikkevand i de pågældende områder ikke koster samfundet noget, men tværtimod genererer en gevinst for samfundet.

EU-støtte især til landbrugsdrift af jorden

Der gives årlig støtte til landbrugsjord fra EU (grundbetaling). Ved de pågældende arealtiltag påvirkes støtten fra EU. Ved økologisk drift stiger støtten fra EU, da denne type landbrugsproduktion opnår øget støtte delvis finansieret af EU. Hvis der etableres natur på landbrugsjord (skov eller åbne naturområder), således at landbrugsdrift ikke er den primære

re aktivitet på arealet, vil den årlige støtte bortfalde. Der er dog (delvist) EU-finansieret støtte til skovrejsning, som betyder, at tab af EU-tilskud ikke er lige så højt ved skovrejsning som ved etablering af åbne naturområder (med offentlig adgang).

EU-støtte udligner tab ved økologisk dyrkning

Det fremgår af tabellens nederste rækker, at indregning af tab af tilskud gør skovrejsning og etablering af åbne naturområder lidt mindre attraktive. Samlet set er der dog stadig en betydelig samfundsøkonomisk gevinst ved at etablere ny natur sammenlignet med pesticidfri dyrkning eller økologisk jordbrug. Indregnes tilskud fra EU leder det også til, at der ikke er nogen samfundsøkonomisk omkostning ved at dyrke økologisk sammenlignet med konventionel landbrugsproduktion. Omkostningen ved økologisk produktion har dog karakter af underkantskøn, da der ikke indgår direkte udgifter til omlægning til økologisk produktion, jf. boks II.7.

EU-støtte ændrer ikke på resultatet

I tilskuddene er kun medregnet den del, som er finansieret af EU. For nogle tilskud er der også en dansk medfinansiering, men disse er ikke medtaget i sammenligningen, da de ud fra en dansk synsvinkel alene er udtryk for en intern omfordeling. Indregning af EU-tilskud i analysen ændrer ikke væsentlig på, at skovrejsning og åbne naturområder oftest er de mest hensigtsmæssige arealtiltag. Tab af EU-tilskud (grundbetaling) vil dog reducere gevinsten ved disse tiltag en smule, mens arealtiltag med fortsat landbrugsproduktion (og dermed grundbetaling) ikke påvirkes.

Giver EU-støtten rette anvendelse af jorden?

Grundlæggende afspejler dette, at EU-tilskud til opretholdelse af landbrugsproduktion giver en forvriddning i arealanvendelsen. Ideelt set burde tilskuddet være højest til den type arealanvendelse, som genererer de højeste ikke-markedsomsatte goder. Dette er ikke tilfældet i dag, hvor der i stedet gives et tilskud til produktion, som genererer negative eksterne effekter.

EU-støtte giver mindre natur

Overordnet set vil den generelle støtte til landbrugsmæssig drift slå ud i højere priser på landbrugsjord, som gør, at prisen på ny natur og rekreative områder bliver kunstig høj. jf. De Økonomiske Råd (2010). Der har været argumenteret

for, at EU's støtte til landbrugsmæssig drift af jorden bidrager til en negativ miljøpåvirkning, fordi det bidrager til, at der dyrkes for meget jord, hvilket giver afledt forurening af vandmiljø og klima, jf. f.eks. Bragadóttir mfl. (2014) og Konjunkturinstitutet (2014).

Geografiske forskelle i gevinst ved skov

Ses der på de enkelte områder er det i alle 50 case-områder skov, der er mest fordelagtigt efterfulgt af enten åben natur (42 områder) eller økologisk produktion (8 områder). De otte områder med økologi ligger i Midt-, Vest- og Sønderjylland, dvs. relativt tyndt befolkede områder.

Høj værdi af skov i tæt befolkede områder

Der er væsentlig forskel i den samfundsøkonomiske værdi pr. ha af skovrejsningen, som varierer fra 1.400 til 33.000 kr. pr. ha. Denne variation afspejler primært de geografiske forskelle i rekreativ gevinst ved skovrejsning. Det er især i nærheden af tætbefolkede områder, at der fås de højeste gevinster ved skovrejsning i case-områderne, dvs. i nærheden af hovedstadsområdet og tæt på Århus, Odense og Aalborg. De laveste gevinster findes ved skovrejsning i case-områder, som ligger i tyndtbefolkede områder, jf. figur II.12.

Også knaphed på vand i tæt befolkede områder

Det forekommer vigtigst at forebygge mod forurening af drikke- og grundvand, der hvor vandressourcen er knappet. Der er høj grad af sammenfald mellem de områder, hvor der er den højeste gevinst ved at rejse skov for at beskytte grund- og drikkevand og de områder, hvor der er størst forbrug af vand i forhold til den bæredygtige ressource, jf. afsnit II.2.

Tidligere analyse når andet resultat

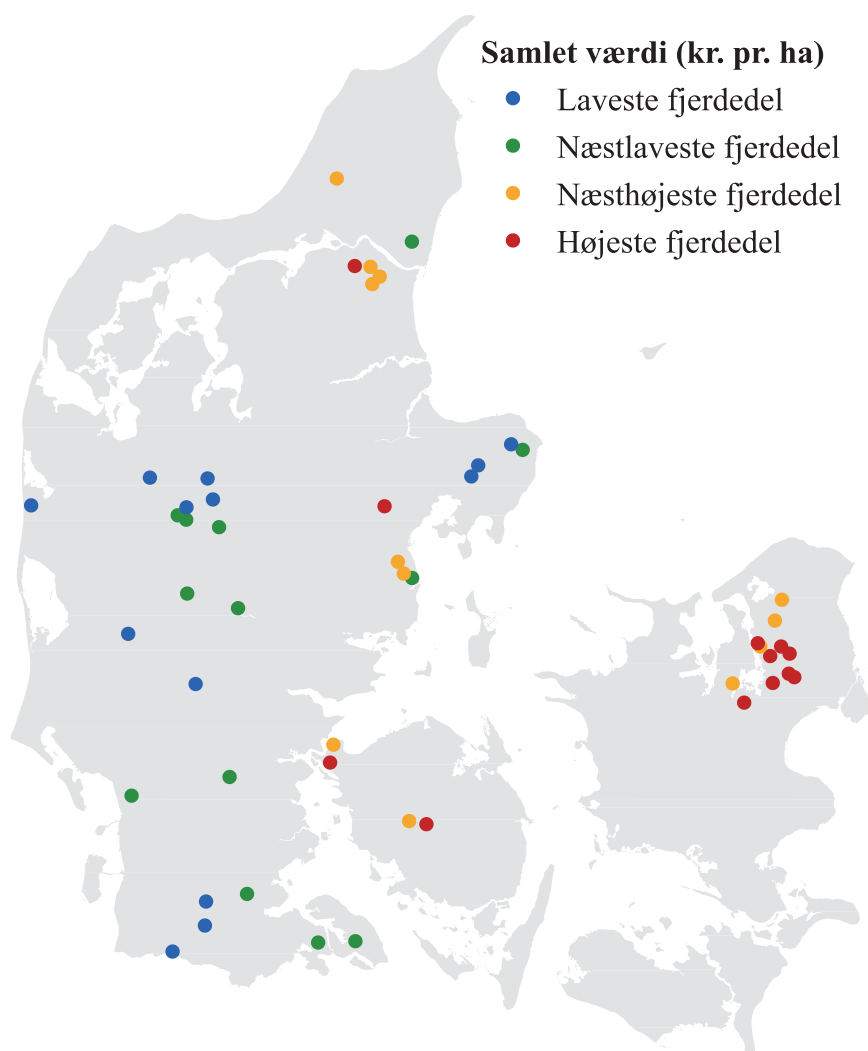
Der er tidligere lavet en lignende analyse til vurdering af de samfundsøkonomiske omkostninger ved beskyttelse af drikkevandet ved arealtiltagene skovrejsning og braklægning, jf. Schou (2003). Braklægning kan ses som en ekstenivering af landbrugsdriften, der ikke giver anledning til rekreative brugsværdier. Konklusionen på denne analyse var, at der var en større samfundsøkonomisk omkostning ved skovrejsning end ved braklægning, dvs. den modsatte konklusion sammenlignet med analysen præsenteret i dette afsnit.

Skyldes væsentlig lavere sideeffekter

Forskellen skyldes især, at værdien af medtagne sideeffekter ved skovrejsning i Schou (2003) var meget mindre sammenlignet med analysen præsenteret her. Forskellen skyldes bl.a., at der blev anvendt en væsentlig lavere skyggepris på CO₂, og at den opgjorte rekreative værdi af skovrejsningen var meget lav. Den lave rekreative værdi afspejler i et vist omfang, at de analyserede arealtiltag var i Bjerringbro og Hvorslev kommuner, dvs. relativt tyndtbefolkede områder, hvor den rekreative værdi af ny natur generelt er lav.³³

33) Den rekreative gevinst i Schou (2003) var baseret på en huspris-analyse, der kun medtager gevinster for personer, som bor meget tæt på skovrejsningsområderne. Dette tilsiger, at der er tale om et underkantskøn for den rekreative værdi.

Figur II.12 Værdi af skovrejsning i case-områder



Anm.: Figuren viser niveauer af den samfundsøkonomiske værdi inklusive sideeffekter. “Laveste fjerdedel” er 1. kvartil, svarende til 1.400-4.200 kr. pr. ha pr. år. “Højeste fjerdedel” er 4. kvartil, svarende til 17.000-33.000 kr. pr. ha pr. år.

Kilde: Egne beregninger.

Følsomhedsanalyser

Er resultaterne robuste?

De ovenfor præsenterede samfundsøkonomiske omkostninger og sidegevinster er behæftet med usikkerhed. Der er derfor lavet en række følsomhedsanalyser for at vurdere robustheden af resultaterne.

Størst usikkerhed om sideeffekter

Der er formentlig større usikkerhed om størrelsen af sideeffekterne end om størrelsen af omkostninger for landbruget ved de forskellige tiltag. Derfor er der lagt vægt på følsomhedsanalyser af sideeffekterne. Der er dog også lavet en følsomhedsanalyse med højere omkostningstab ved overgang til økologisk produktion, dels fordi tilpasningsomkostningen ved overgang til økologi ikke er medtaget, dels fordi det kan være nødvendigt at lave økologisk produktion på arealer, som strækker sig ud over de forskellige case-områder.

Der er gennemført følgende følsomhedsanalyser:

- Rekreative gevinster halveres
- Alle sidegevinster halveres (dvs. også værdien af reduktionen i drivhusgas og kvælstofudledning)
- Rekreative gevinster reduceres til en fjerdedel
- Jordrentetab ved økologi fordobles
- Diskonteringsrate på 2 hhv. 4 pct.

Fokus på rekreativ værdi

De opgjorte rekreative værdier udgør hovedparten af sideeffekterne. Der er forhold, som taler for, at de opgjorte rekreative værdier er overvurderet, men der er også forhold, som taler for at værdierne er undervurderede. Dette beskrives kort nedenfor, men en grundigere diskussion findes i De Økonomiske Råd (2014).

Overkantskøn?

Der er to forhold, som tilsiger, at de beregnede rekreative værdier kan være overvurderede. For det første har der været argumenteret for, at personer i sådanne typer af undersøgelser overvurderer antallet af ture, de foretager til rekreative områder. Hvis der er en sådan overvurdering vil det slå ud i en for høj beregnet rekreativ brugsværdi. For det andet indgår i den anvendte rejseomkostningsmodel ikke små rekreative områder. Det vil også kunne betyde, at de opgjor-

te værdier kan være overvurderede, fordi modellen “over-ser” nogle substitutionsmuligheder for at foretage rekreati-on.

Underkantskøn?

Omvendt er der også forhold, som tilsiger, at de rekreative værdier er undervurderede ud fra rejseomkostningsmetoden. Således må det forventes, at personer, som er glade for natur i højere grad bosætter sig tæt på naturområder, hvilket kan lede til en undervurdering af brugsværdien ud fra rejseomkostningstilgangen. Der kan således være rekreative værdier, som kapitaliseres i huspriserne, men som ikke i fuldt omfang indgår i de værdier, som måles ud fra rejseomkostningsmetoden. Derudover medtager rejseomkostningsmodellen kun brugsværdier, men der kan også være såkaldte eksistensværdier knyttet til natur.³⁴

Resultater for et gennemsnitsområde og hvert enkelt område

Resultatet af følsomhedsanalyserne er sammenfattet i tabel II.6 og sammenlignet med resultaterne fra basisanalysen beskrevet i tabel II.5. Følsomhedsanalyserne beskriver dels den gennemsnitlige samfundsøkonomiske omkostning/gevinst (inklusive ændringer i EU-tilskud) for alle 50 case-områder, og dels fordelingen af “førstepladser” og “andenpladser” målt i forhold til hvilket tiltag, som er mest fordelagtigt. Således fremgår det, at skovrejsning er det mest fordelagtige tiltag i alle 50 case-områder, mens åben natur og økologisk landbrug er det næstmest fordelagtige virkemiddel i henholdsvis 42 og 8 case-områder.

Skovrejsning typisk det bedste tiltag

Det fremgår af følsomhedsanalyserne, at skovrejsning for gennemsnitsområdet altid har den højeste samfundsøkonomiske værdi selv med meget markante reduktioner i rekreativ gevinst og andre sideeffekter. I disse scenarier er der dog enkelte områder, hvor økologisk landbrug bliver det foretrukne tiltag i stedet for skov. Det er f.eks. tilfældet i 8 case-områder, hvis alle sideeffekter halveres. Disse 8 områder

34) Selv om der også kan argumenteres for højere rekreative gevinster eller andre positive sidegevinster ved ny natur, er der alene lavet følsomhedsanalyser med lavere sidegevinster. Dette skyldes, at øgede positive sidegevinster ikke vil ændre på hovedkonklusionen om, at ny natur (skov eller åbne naturområder) er de bedste tiltag.

ligger alle i Vestjylland, hvor værdien af skovrejsning er relativ lav, jf. figur II.12.

**Pesticidfri
dyrkning ligger
generelt lavt**

Det fremgår også af de sidste søjler i tabel II.6, at det generelt er åben natur, som har den næsthøjeste værdi af de forskellige tiltag. Pesticidfri dyrkning kommer til gengæld aldrig ind på en førsteplads og kun i få tilfælde ind på en andenplads.

**Diskonteringsrate
har beskedent
betydning i disse
analyser**

Der er også foretaget følsomhedsanalyser med højere og lavere diskonteringsrente. Diskonteringsrenten har betydning for omkostningen ved skovrejsning samt størrelsen af den rekreative gevinst og nutidsværdien af CO₂-reduktioner ved skovrejsning og nye åbne naturområder, jf. boks II.8. Ændring af diskonteringsrate har dog kun beskedent betydning for den samlede værdi af tiltagene.

**Ekstra gevinster
ved skov og åben
natur**

Samlet set er skovrejsning efterfuldt af etablering af åbne naturområder de foretrukne tiltag. Følsomhedsanalyserne viser, at der skal være endog meget store ændringer i beregningsforudsætningerne for, at der rokkes ved denne konklusion. Derudover er det formentlig især ved skovrejsning og etablering af nye åbne naturområder, at der er de største yderligere sidegevinster ud over dem, som indgår i beregningen. Det er f.eks. i forhold til biodiversitet og ved yderligere beskyttelse af drikke- og grundvand over for nitratforurening.

**Analysen ikke
lavet for små
områder**

Analysen er lavet for store BNBO. Der er også mange små BNBO. For små BNBO er det ikke sikkert, at der kan etableres nye naturområder (skov eller åben natur), som giver en rekreativ gevinst. For små BNBO kan pesticidfri dyrkning i højere grad være et hensigtsmæssigt instrument.

Tabel II.6 Følsomhedsanalyser

	Samfundsmæssig værdi af tiltag			Områder fordelt på bedste og næstbedste tiltag						
	Skov	Natur	Økologi	Bedste tiltag			Næstbedste tiltag			
				Skov	Natur	Økologi	Skov	Natur	Økologi	
	----- Kr. pr. ha -----									
Basisscenarie	10.700	7.000	-600	50	0	0	0	42	0	8
Rekreativ værdi, 50 pct. ned	5.100	1.800	-600	46	0	0	4	4	28	18
Alle sideeffekter, 50 pct. ned	3.200	700	-600	42	0	0	8	3	23	16
Rekreativ værdi, 75 pct. ned	2.300	-800	-600	43	0	0	7	3	16	24
Økologi, jordrente 100 pct. op	10.700	7.000	-600	50	0	0	0	0	45	0
Diskonteringsrate, 4 pct.	9.900	6.800	-600	50	0	0	0	0	42	8
Diskonteringsrate, 2 pct.	11.500	7.200	-600	50	0	0	0	0	42	8

Anm.: De angivne værdier er inklusive ændringer i EU-tilskud.

Kilde: Egne beregninger.

Hvad gør kommunerne?

Kommunerne har bolden

Det er kommunerne, som skal udarbejde indsatsplaner og tage beslutning om valg af indsatser i deres BNBO, men kommunerne kan samarbejde med vandselskaber og Naturstyrelsen om f.eks. skovrejsning. Det er også kommunerne, som skal udarbejde indsatsplaner, når/hvis staten får udpeget pesticidfølsomme områder på ler- og sandjord, jf. afsnit II.4.

BNBO kan styrke forebyggende indsats

Som allerede beskrevet er det ikke alle kommuner, som har valgt at udpege BNBO, og de kommuner, som har foretaget en udpegning, har gjort det i 2013 og 2014. Formentlig vil mange kommuner anvende de udpegede BNBO forebyggende forvaltningsmæssigt, således at der ikke tillades potentielle punktkilder inden for BNBO.

Focus på pesticidfri dyrkning i stedet for mere natur?

De kommuner, der har udpeget BNBO, har ofte fået ekstern hjælp til udpegningen og opgørelse af omkostninger ved tiltag til beskyttelse i de respektive områder. Resultaterne er dokumenteret i baggrundsrapporter, hvor der ofte er set på omkostninger ved mindre pesticidintensiv landbrugsdrift (inklusive pesticidfri dyrkning), jf. f.eks. Rambøll (2014a), Rambøll (2014b) og Aarhus Kommune (2013). Baggrundsrapporterne er ikke nødvendigvis udtryk for de endelige beslutninger i de berørte kommuner, men de kan afspejle hvilket fokus, der er i de lokale beslutningsprocesser. Selvom der mangler konkret viden om, hvad kommunerne vil gøre i praksis, er det på baggrund af de nævnte rapporter indtrykket, at der i høj grad kan være fokus på pesticidfri landbrugsdrift eller landbrugsdrift med reduceret brug af pesticider.

Risiko for at kommunerne træffer forkerte valg

Der synes således at være en risiko for, at kommunerne er på vej til at vælge tiltag, som har en samfundsmæssig omkostning (mindre pesticidintensiv dyrkning) i stedet for tiltag, som genererer en samfundsøkonomisk gevinst ud over beskyttelsen af drikkevand. Mindre pesticidintensiv dyrkning er det tiltag, som er billigst for kommunerne at gennemføre, hvis der kun skal ses på direkte omkostninger ved tiltag i form af kompensation til de respektive landmænd. Etablering af ny natur (skov eller åben natur) har

som nævnt store sidegevinster i form af mindre forurening og rekreative gevinster mv. Disse sidegevinster ligger helt eller delvist uden for de enkelte kommuner. Jævnfør afsnit II.3 giver dette en risiko for, at de ikke i tilstrækkeligt omfang indgår i den lokale beslutningsproces.

Sammenfatning og diskussion

Gevinst ved beskyttelse af grund- og drikkevand

Analysen viser, at skovrejsning og etablering af åbne naturområder med offentlig adgang ud fra en samfundsøkonomisk betragtning er de bedste tiltag til beskyttelse af grund- og drikkevand på følsomme arealer. Der er så store positive sidegevinster i form af øgede rekreative muligheder samt mindsket udledning af drivhusgas og kvælstof til vandmiljøet, at dette overskygger omkostningerne ved disse tiltag. Således giver disse tiltag en samfundsøkonomisk gevinst ud over beskyttelsen af grund- og drikkevand. En række følsomhedsanalyser tyder på, at dette er et meget robust resultat.

Størst gevinst ved at beskytte vand i områder, hvor der er knaphed

Der er geografisk variation i gevinsten ved at rejse skov. Således er gevinsten størst tæt på hovedstadsområdet og tæt på andre større byer. Det er også her, hvor der er størst behov for at beskytte grund- og drikkevand, fordi der kun er lidt grundvand i forhold til forbruget.

EU-tilskud fremmer ikke den bedste anvendelse af jorden

Det fremgår også af analysen, at der vil være et tab af tilskud fra EU ved at rejse skov eller etablere åbne naturområder på landbrugsjord. EU-tilskud giver således ud fra en samfundsøkonomisk betragtning et incitament til, at for meget areal bruges til landbrugsdrift. Dermed vil der komme for lidt natur og for meget udledning af drivhusgas og kvælstof til vandmiljøet.

Risiko for at vælge forkerte tiltag

Det er kommunerne, som skal tage beslutning om valg af indsatser i pesticidfølsomme BNBO. Mange kommuner har ikke udpeget disse BNBO eller har først foretaget udpegningen for nylig. Der mangler derfor konkret viden om hvilke tiltag, som kommunerne vil vælge. Der er dog indikationer på, at kommunerne har fokus på pesticidfri dyrkning, som også er det umiddelbart billigste tiltag, i stedet for etablering af ny skov eller åbne naturområder. Der er såle-

des risiko for, at kommunerne er ved at træffe beslutninger, som er uhensigtsmæssige ud fra en bredere samfundsøkonomisk betragtning. Det skal dog understreges, at mange BNBO er ret små, og for små områder er det ikke oplagt, at der kan etables skov eller åbne naturområder, som giver en rekreativ gevinst.

II.6 Regulering af vandressourcen

Forvaltning af grundvand Forvaltning af grundvand

I mange lande er der mangel på vand, som begrænser landbrugsproduktionen og gør det svært at skaffe rent drikkevand. Regulering og beskyttelse af vandressourcen er derfor vigtig både af hensyn til at opnå en effektiv landbrugsproduktion og af fordelingsmæssige årsager, fordi adgang til drikkevand er et afgørende livsvilkår. Fra naturens side er Danmark begunstiget med en stor mængde nedbør og grundvand, og regulering af vandressourcerne i Danmark er måske ikke helt så væsentlig som i lande, hvor der er stor mangel på vand. Det er dog stadig vigtigt at vurdere, om vi i Danmark forvalter grundvandsressourcen på en hensigtsmæssig måde. Dette belyses i dette afsnit, som indeholder en diskussion af, om rensning af forurenede vand er hensigtsmæssig. Afsnittet bygger videre på afsnit II.2 og afsnit II.4.

Beskatning og regulering af vandforbrug i Danmark

Afgift på vandforbrug

Der har i en årrække været en afgift på ledningsført vand for husholdninger. Afgiften er på knap 6 kr. pr. m^3 og indbringer et provenu på ca. 1,6 mia. kr. Derudover betales fra 2012-17 et øremærket bidrag til drikkevandsbeskyttelse på 0,67 kr. pr. m^3 , som finansierer den statslige grundvandskortlægning. Endelig betales også over vandprisen omkostninger ved afledning af spildevand, som udgør over halvdelen af forbrugernes samlede gennemsnitslige vandpris på ca. 62 kr. pr. m^3 , jf. tabel II.7.

Tabel II.7 Vandprisen sammensætning i 2013

	Kr. pr. m ³	Pct.
Vandværkets andel	11	18
Moms (drikkevand)	4	7
Afgifter (drikkevand)	6	10
I alt drikkevand	21	35
Spildevandsselskabets andel	33	52
Moms (spildevand)	8	13
Afgifter (spildevand)	0,4	1
I alt spildevand	41	65
I alt vandpris	62	100

Anm.: Priserne er opgjort for en gennemsnitlig husstand i Danmark.

Kilde: DANVA (2014).

Vandafgift udgør 15-20 pct. af alle miljøafgifter

Afgiften på husholdningernes vandforbrug udgjorde i 2013 og 2014 ca. 15-20 pct. af det samlede provenu fra miljøafgifter, men kun under 0,2 pct. af de samlede skatter og afgifter i Danmark.³⁵ Afgiften udgør således en meget lille del af de samlede skatter og afgifter i Danmark, men en ikke uvæsentlig del af prisen på husholdningernes vandforbrug. I prisen på vand indgår også i et mindre omfang udgifter, som vandværkerne afholder til at beskytte drikkevandsboringer mod forurening. Dette omfatter medfinansiering af skovrejsning og kompensationer til landmændene for at undlade at sprøjte, jf. afsnit II.4.

Prisen på vand

Principielt set bør prisen på vand afspejle både de langsigtede (marginale) omkostninger ved at producere vand og de marginale eksterne miljøomkostninger ved indvinding af vand, jf. Olmstead og Stavins (2009), OECD (2013) og European Environment Agency (2013). At vandprisen skal afspejle omkostningerne ved at producere vand er oplagt. En væsentlig problemstilling vedrørende dette er, hvordan vandforsyningsselskaber, som ofte har karakter af naturlige monopoler, bør reguleres, så de minimerer omkostningerne.

35) Når miljøafgifter er "snævert" defineret og ikke inkluderer energi- og transportafgifter.

I Danmark håndteres dette ved en prisfastsættelse bestemt ud fra en kombination af hvile-i-sig-selv principper og målestokskonkurrence. Hvorvidt den nuværende regulering af vandforsyningselskaberne er hensigtsmæssig behandles ikke i kapitlet.

Stor indvinding påvirker naturen

Vandprisen skal også afspejle miljøomkostningen ved indvinding af vand. Indvinding af vand påvirker naturen, fordi det kan sænke grundvandspejlet, hvilket kan medføre en negativ påvirkning af den våde natur til skade for dyre- og planteliv og i sidste ende befolkningen. Stor indvinding kan også øge risikoen for (naturlig) forurening af grundvand. Dette tilsiger, at en grøn afgift på vand skal have et niveau, der svarer til de marginale eksterne omkostninger.

Afgift sikrer ensartede reduktionsomkostninger

En afgift vil give et incitament til at mindske forbruget af vand. En afgift sikrer, at alle vandbrugere har et ensartet incitament til at mindske deres vandforbrug, således at reduktioner i vandforbruget foretages af de vandbrugere, der har de laveste reduktionsomkostninger. Både teoretisk og empirisk er der belæg for, at dette samlet set sikrer den billigste reduktion af vandforbruget sammenlignet med kvantitative reguleringer, jf. Olmstead og Stavins (2009) og Mansur og Olmstead (2012). En ensartet marginal reduktionsomkostning sikrer dog ikke generel lighed mellem marginal reduktionsomkostning og marginal skadesomkostning, da sidst nævnte varierer geografisk. Dermed sikres en omkostningseffektiv indsats ikke.

De marginale skadesomkostninger ved indvinding

Det er dog ikke ligetil at opgøre de marginale eksterne miljøomkostninger ved indvinding. Som eksempel er det vanskeligt, at opgøre effekten på dyre- og planteliv af at fjerne en kubikmeter vand fra et vandløb, og hvilket velfærdstab denne påvirkning i sidste ende svarer til. Der er således ikke foretaget egentlige opgørelser af miljøomkostningen ved vandindvinding i Danmark, jf. Vogdrup-Schmidt og Jacobsen (2014). Der findes opgørelser af den miljømæssigt bæredygtige udnyttelse af grundvandsressourcen, som kan sammenlignes med den faktiske indvinding. Ligeledes er der også i forbindelse med implementering af vandrammedirektivet opgjort områder i Danmark, hvor den "kvantitative tilstand" af grundvandet er dårlig, jf. afsnit II.2. Dette

giver en indikation af geografiske forskelle i de marginale skadesomkostninger i forskellige dele af Danmark.

Vandforbrugets prisfølsomhed

Hvis forbruget af vand skal påvirkes gennem afgifter, skal vandprisen påvirke efterspørgslen efter vand. Internationalt set er der gennemført mange undersøgelser af vandforbrugets prisfølsomhed. Disse undersøgelser viser, at forbruget af vand afhænger af vandprisen. Således finder en oversigt baseret på 64 forskellige primære undersøgelser en gennemsnitlig priselasticitet for forbruget af vand på $-0,4$, jf. Dalhuisen mfl. (2003).³⁶ Nyere studier og oversigter finder priselasticiteter i samme størrelsesorden, jf. f.eks. Mansur og Olmstead (2012), Musolesi og Nosvelli (2010), Schleich og Hillenbrand (2009) og European Environment Agency (2013).

Større prisfølsomhed på langt sigt

Der er stor variation i priselasticiteter fra forskellige studier, men i langt de fleste undersøgelser er priselasticiteten mellem 0 og -1 . Priselasticiteten for husholdningers brug af vand inde i huse og lejligheder er ofte relativt lave, mens priselasticiteten for brug uden for huse (f.eks. til havevanding) er højere. Langsigtede priselasticiteter er typisk noget højere end kortsigtede priselasticiteter, fordi der er flere tilpasningsmuligheder på langt sigt end på kort sigt. I en undersøgelse baseret på danske data findes en relativ lille priselasticitet på knap $-0,1$, jf. Hansen (1996). Den relativt lille priselasticitet i denne undersøgelse kan dog afspejle, dels at der er tale om en kortsigtselasticitet, dels at undersøgelsen er på data for Københavns Kommune, hvor der kun i beskedent omfang anvendes vand til udendørs brug.

Geografisk differentierede afgifter på vand

Hensigtsmæssigt indrettede vandafgifter er et godt instrument til at mindske vandforbruget, når dette giver anledning til negative miljøeffekter. Til gengæld vil uhensigtsmæssigt indrettede afgifter på vand også give anledning til forvridende adfærdseffekter. De nuværende afgifter og prissætning på drikkevand afviger på en række områder fra principperne om, at vandprisen bør afspejle de marginale produktions- og miljøomkostninger ved indvinding. I Danmark

36) En priselasticitet på $-0,4$ betyder, at en stigning i vandprisen på 10 pct. mindsker forbruget med 4 pct.

som helhed er forbruget af vand mindre end den bæredygtige udnyttelige grundvandsressource, men der er betydelige regionale forskelle. I hovedstadsområdet og dele af øvrige Sjælland forbruges væsentlig mere vand end det, der er bæredygtigt, mens der i dele af Jylland bruges væsentlig mindre vand end det bæredygtige niveau, jf. afsnit II.2. Dette tilsiger, at der bør være tilsvarende regionale forskelle i afgiften på indvinding af grundvand.

Alle skal betale grønne afgifter

Den nuværende vandafgift gælder som nævnt kun for husholdninger, mens erhverv og landbrug er fritaget. Generelt bør miljøbetingede afgifter betales af både husholdninger og erhverv og ikke afhænge af anvendelsen (f.eks. markvanding).

Afgift på vandindvinding – ikke vandforbrug

Det er mest hensigtsmæssigt, at en differentieret afgift afhænger af, hvor indvindingen foretages og ikke, hvor vandet forbruges. En geografisk differentieret indvindingsafgift vil give vandselskaberne et incitament til at indvinde vand, hvor afgiften er lav, dvs. hvor der er rigeligt med vand.

Niveau for afgift

De store geografiske forskelle i forholdet mellem vandforbrug og den bæredygtige udnyttelse gør det ret oplagt, at en afgift på vandindvinding bør være geografisk differentieret. Det er imidlertid ikke oplagt, hvad niveauet for en sådan afgift bør være.

Lavere afgift i områder med rigeligt grundvand

Det må formodes, at de marginale eksterne miljøomkostninger stiger med forskellen mellem den bæredygtige udnyttelige vandressource og den faktiske vandindvinding, men det er ikke klart, hvor høj den marginale eksterne miljøomkostning er ved forskellige niveauer af vandindvinding. Det forekommer dog plausibelt, at de marginale eksterne miljøomkostninger er tæt på nul, når indvindingen af vand er væsentlig lavere end den bæredygtige udnyttelse, sådan som det er tilfældet i dele af Jylland. Om de marginale eksterne miljøomkostninger svarer til den nuværende afgift, når vandforbruget er større end den bæredygtige udnyttelse, er som nævnt vanskeligt at vurdere. Såfremt dette er tilfældet, vil der dog være gevinster ved at reducere vandindvindingen i de dele af Danmark, hvor vandforbruget er væsentligt højere end den bæredygtige udnyttelige ressource. Dette vil kunne opnås ved en højere vandafgift i disse dele af landet.

Kloakering og spildevand udgør det meste af vandprisen

En meget stor del af den samlede vandpris er relateret til kloakering og spildevand. Det er hensigtsmæssigt, at disse udgifter afholdes over vandprisen, hvis der er en meget tæt sammenhæng mellem udgifterne til kloakering og rensning af spildevand. Det er dog langt fra alle udgifter til kloakering og spildevand, som er knyttet til vandforbruget. Således er dimensioneringen af kloakker i høj grad bestemt af behovet for afledning af regnvand, dvs. noget som er uafhængigt af vandforbruget. Finansiering over vandprisen giver et incitament til at mindske vandforbruget, som ikke afspejler de marginale eksterne miljøomkostninger ved indvinding af vand. Finansieringen over vandpriserne giver således anledning til nogle u hensigtsmæssige forvridninger, og det kunne derfor overvejes, om disse udgifter i stedet burde finansieres på anden vis. Hvordan udgifter til kloakering og spildevandsbehandling bør finansieres, behandles dog ikke yderligere her.

Øremærket afgift

I prisen på vand indgår også udgifter til at beskytte drikkevandet i form af den tidsbegrænsede øremærkede afgift og i kraft af, at udgifter til nogle beskyttende aktiviteter betales over vandtaksterne. I det følgende diskuteres, om dette er en hensigtsmæssig finansiering af omkostningerne til beskyttelse.

Forurening og overindvinding er forskellige problemer

Overordnet set er der to menneskeskabte miljøproblemer knyttet til grundvand: Forurening og overindvinding (i nogle områder). Der er her tale om to separate problemer, som kræver hver deres løsninger i form af henholdsvis reduktion af forurening og geografisk differentierede indvindingsafgifter. Den nuværende øremærkede afgift og afholdelsen af udgifter til kompensationer til lodsejere over vandprisen giver en sammenkobling mellem disse to separate problemer, som strider mod princippet om, at vandprisen ud over produktionsomkostninger alene bør afspejle de marginale eksterne miljøomkostninger relateret til indvindingen. Omkostninger til forebyggelse og til at beskytte grundvandet mod pesticider er imidlertid ikke knyttet til indvindingen. Afholdes disse omkostninger over vandprisen, giver det en utilsigtet forvridning i vandforbruget.

Problemer med øremærkede afgifter

Generelt er der en række problemer med øremærkede afgifter. Hvis øremærkede miljøafgifter bliver meget udbredte, kan det gøre det vanskeligt at skaffe finansiering til at løse miljøproblemer, hvor der ikke er en nært knyttet skattekilde. Øremærkede afgifter lægger også op til en cigarkassetænkning, hvor der er risiko for, at man i højere grad fokuserer på at bruge det øremærkede provenu end på at overveje, om der er et hensigtsmæssigt niveau for aktiviteterne. Øremærkning giver således en risiko for, at der anvendes for mange økonomiske ressourcer på nogle områder og for få på andre. Øremærkede afgifter kan dog have en fordel i kraft af, at de formentlig er mere acceptable for den brede befolkning, hvis de går til at fremme miljømål, som der er bred konsensus om.

Grønne afgifter bør indrettes efter miljøeffekt – ikke provenu

Øremærkede grønne afgifter indrettet med henblik på at skaffe finansiering kan let give anledning til uhensigtsmæssige adfærdseffekter. Generelt set bør grønne afgifter afspejle miljøeffekter og mål i miljøpolitikken relateret til den afgiftspålagte aktivitet og ikke finansieringsbehov. For at mindske forvriddningstab bør offentlige udgifter så vidt muligt finansieres ved afgifter på en så bred skattebase som mulig (f.eks. indkomstskat) i stedet for en relativt høj afgift på udvalgte varer og ydelser.

Kompensation til forurenere?

Inden for miljøbeskyttelse anlægges normalt et forurenere-betaler-princip. Lodsejere, som i forbindelse med arealtiltag bliver pålagt at undlade at bruge pesticider for at fjerne risikoen for forurening af drikkevand, bliver imidlertid i Danmark kompenseret for omkostningerne ved disse tiltag, og i et vist omfang bliver disse kompensationer finansieret via vandpriserne, jf. afsnit II.4. Dette harmonerer ikke med forurenere-betaler-princippet, og når finansieringen foregår over vandtaksten, er det dem, som lider skade i tilfælde af forurening, der betaler udlejerne for ikke at forurene. Den danske praksis med at kompensere lodsejere for arealrestriktioner findes også i f.eks. Tyskland, men i lande som Sverige og Holland bliver der typisk ikke givet erstatning ved arealrestriktioner for at beskytte drikkevand, jf. Kjær og Juhl (2013).

Beskyttelse versus rensning

Nogle steder renses for pesticider

Der er i Danmark en målsætning om, at grundvandet skal beskyttes, og at drikkevand kan fremstilles af grundvand efter, at der kun er foretaget en simpel behandling (iltning og filtrering). Vandforsyningsselskaber kan dog få en (tidsbegrænset) tilladelse til videregående vandbehandling med rensning for f.eks. pesticider, hvis økonomiske, miljømæssige eller tekniske hensyn taler for det. Det er kommunerne, som giver tilladelse til rensning mod pesticider.

Få ansøgninger om at rense for pesticider

En kortlægning af kommunernes tilladelser til videregående vandbehandling viser, at der kun er få vandværker, som søger om tilladelse til at rense for pesticider set i forhold til antallet af borer, som skal lukkes på grund af forurening med pesticider. Fra 2007 til foråret 2012 fik kun 5 vandværker (beliggende i Hvidovre, Gladsaxe, Hjørring, Svendborg og Ærø kommuner) tilladelse til at rense for pesticidnedbrydningsproduktet BAM med kulfilter, mens ét vandværk fik afslag på rensning, jf. Cowi (2012b).³⁷ At der er relativt få ansøgninger om rensning i forhold til antallet af lukkede borer på grund af pesticider kan være udtryk for, at vandværkerne er tilbageholdende med at søge om tilladelse givet målsætningen om, at drikkevandsforsyningen skal baseres på ikke-forurenede grundvand. I stedet for at rense etableres nye drikkevandsboringer eller der indvindes mere vand fra eksisterende borer. I nogle tilfælde "fortyndes" vand fra forurenede borer med vand fra ikke-forurenede borer for at komme under den politisk fastlagte grænseværdi.

Forebyggelse og/eller rensning?

Der lægges, som nævnt, i Danmark vægt på, at vandforsyningen skal baseres på ikke-forurenede grundvand, således at man skal forebygge forurening frem for at rense. Forebyggelse og rensning fremstår ofte som en "enten eller"-beslutning, selv om der i praksis anvendes en "både og"-tilgang – knap 1 pct. af drikkevandet renses for pesticider. Meget af den forurening af grundvandet, som findes nu,

37) Indvindingerne i de 5 værker udgør under 1 pct. af det samlede vandforbrug i Danmark. Der gives et større antal tilladelser til rensning for naturligt forekommende skadelige stoffer (f.eks. arsen).

skyldes aktiviteter, som er foregået for mange år siden. En høj grad af grundvandsbeskyttelse mindsker i sagens natur ikke problemerne med de grundvandsmagasiner, som allerede er blevet forurenede med pesticider. Der kan derfor argumenteres for en adskillelse af beslutningen om beskyttelse af de ikke-forurenede grundvandsmagasiner (forebyggende tiltag) og beslutningen om, hvordan man på et givet tidspunkt sikrer drikkevand til befolkningen i en situation, hvor nogle drikkevandsmagasiner er forurenede over den politisk fastsatte grænseværdi. En isoleret beslutningsproces tilsiger, at hvis en boring bliver forurenede, vælges den billigste måde at levere sikkert drikkevand på (rensning for pesticider eller at flytte en boring). Her forudsættes det naturligvis, at grundvand, som er rensede for pesticider ikke sundhedsmæssigt eller på anden måde adskiller sig fra grundvand, som aldrig har været forurenede.

Omkostninger ved at flytte en boring og ved at rense vand

Omkostningerne ved at flytte borerer afhænger i høj grad af, hvor langt en boring skal flyttes, da omkostningerne ved nye transportledninger er store i forhold til omkostningerne ved at oprette nye borerer. Således peger beregningseksempler på, at omkostningen ved at flytte en boring 10 km væk svarer til ca. 1,6 kr. pr. m³. For hver yderligere kilometer en boring skal flyttes stiger omkostningen med 0,1 kr. pr. m³, jf. Naturstyrelsen (2011) og Arbejdsgruppen for vandindvinding i hovedstadsregionen (2011).³⁸ Til sammenligning er udgifterne til avanceret vandbehandling, som renser for pesticider, på 0,4-1,3 kr. pr. m³ afhængig af rensningsmetode og forureningsgrad, jf. Orbicon (2013).³⁹

- 38) Disse beregninger er lavet for en boring med en årlig indvinding på 1 mio. m³ vand. Der er ikke præsenteret beregningseksempler for andre niveauer af indvinding, men det må formodes, at omkostningen pr. m³ indvundet vand er højere ved små borerer, og lavere når borerer er store.
- 39) Til sammenligning er den gennemsnitlige produktionsomkostning på ca. 11 kr. pr. m³ og den samlede vandpris, inklusive afgifter og bidrag til spildevandsselskaber, på ca. 62 kr. pr. m³, jf. afsnit II.4.

Ofte billigere at rense for pesticider end at flytte en boring

Sammenligningen af omkostningerne ved at flytte boringer med omkostningerne ved rensning for pesticider tyder således på, at det ofte er billigere at rense for pesticider end at flytte boringer. Hvad der ud fra en snæver økonomisk betragtning er mest fordelagtigt vil dog bl.a. afhænge af, hvor langt en boring skal flyttes og hvilken type vandbehandling, som er nødvendig.

Kan føre til mindre beskyttelse over tid

Der kan imidlertid også argumenteres for, at det ikke er meningsfyldt at foretage en sådan snæver økonomisk sammenligning. En anke mod sammenligningen er, at hvis det i højere grad tillades at rense drikkevand, så er der risiko for, at dette leder til en "glidebane", således at man over tid slækker på beskyttelsen af (ikke-forurenede) grundvand.

Drikkevand fra grundvand uden pesticider

Som nævnt er der i Danmark en målsætning om, at vi skal kunne drikke grundvand, som ikke er rensede for pesticider, og der synes at være bred opbakning til dette. Dette kan være udtryk for, at en positiv betalingsvillighed for at drikke vand, som ikke er rensede for pesticider, dvs. at forbrugerne tillægger rent grundvand en eksistensværdi, som ikke indgår i den snævre sammenligning mellem omkostningerne ved at rense grundvand og ved at flytte boringer. En undersøgelse af danskeres præferencer for drikkevand fra rent grundvand i forhold til rensede grundvand tyder da også på, at danskere har en betalingsvillighed for vand fra rent grundvand i forhold til rensede, jf. Hasler mfl. (2005).

Højere betalingsvillighed for drikkevand fra rent grundvand

Undersøgelsen er en spørgeskemabaseret værdisætningsundersøgelse. Med udgangspunkt i undersøgelsen vurderer Hasler mfl. (2005), at danskerne har en årlig betalingsvillighed for drikkevand baseret på rent grundvand, som er 200 eller 1.000 kr. højere pr. husstand end betalingsvilligheden for at få vand, som er renset for pesticider. De to forskellige beløb afspejler forskellige værdisætningsmetoder. Disse beløb svarer til henholdsvis 2 og 12 kr. pr. m³ for en gennemsnitlig husstand. I det ene af disse beløb indgår også gevinster ved bedre vandmiljø generelt i forbindelse med de tiltag, som sikrer grundvandet.⁴⁰

Risiko for overvurdering af betalingsvillighed

Ovennævnte resultater tyder på en betydelig betalingsvillighed for drikkevand baseret på rent grundvand i forhold til renset grundvand. Det bør imidlertid understreges, at de opgjorte betalingsvilligheder er overvurderet eller i hvert fald meget usikre. Generelt er der en tendens til, at de fundne betalingsvilligheder i sådanne hypotetiske spørgeskemaundersøgelser er overvurderede (hypotetisk bias). I den konkrete undersøgelse lægges op til, at man ikke fremover fortsat kan få drikkevand fra rent (ikke-forurenset) grundvand. Dette vil formentlig lede til relativt høje udtrykte betalingsvilligheder.⁴¹

Metodiske udfordringer

Generelt kan der argumenteres for, at hypotetiske værdisætningsundersøgelser især giver mening, når de anvendes til at opgøre værdien af goder, som er veldefinerede og klart forståelige for respondenterne. Betydningen af forurening af grundvand samt rent og renset grundvand er meget abstrakte goder, som respondenterne næppe har veldefinerede præferencer for på forhånd. For eksempel henvises der i spørge-

40) Det er (noget kontraintuitivt) i den lave betalingsvillighed (2 kr. pr. m³), at der både indgår gevinsten ved rent grundvand og gevinsten ved bedre vandmiljø generelt. De relativt store forskelle i resultater afspejler forskellige værdisætningsmetoder, hvor det høje beløb er fundet i et choice experiment design, mens det lave beløb er fundet i et contingent valuation design.

41) Således beskrives som udgangspunkt for spørgsmålene om betalingsvillighed, at *“det er usikkert, om rent drikkevand kan fremkaffes...i fremtiden. Der er derfor en risiko for, at vandet i vandhanerne i fremtiden vil overskride de nuværende grænseværdier for indholdet af sprøjtemidler...”*.

skemaet til overskridelser af grænseværdien for pesticider. De fleste vil nok regne med, at det er farligt at overskride en grænseværdi, men som tidligere beskrevet er grænseværdien i Danmark ikke fastlagt ud fra en sundhedsfaglig vurdering. Generelt er der tale om et område, hvor der er svære metodiske udfordringer ved at lave hypotetiske værdisætningsundersøgelser, og der må ventes at være større usikkerhed om resultaterne af værdisætningsundersøgelser på dette område, end det normalt er tilfældet.⁴²

II.7 Sammenfatning og anbefalinger

Rent vand vigtigt

Rent vand er vigtigt for mennesket og for naturen. Danmark adskiller sig fra de fleste andre lande ved, at forsyningen af drikkevand næsten udelukkende er baseret på grundvand, som ikke behøver at blive rensset for pesticider.

Forurening og indvinding

Grundvand indgår i et kredsløb med vand fra vandløb og søer. Beskyttelse af grundvand mod forurening er derfor også med til at sikre god vandkvalitet til gavn for naturen. Sammenhængen mellem grundvand og overfladevand betyder imidlertid også, at indvinding af grundvand kan have negative effekter på den våde natur.

To centrale problemer

Overordnet set er der således to forskellige potentielle miljøproblemer knyttet til grundvand. Det ene problem er forurening af grundvandet med f.eks. pesticider og nitrat. Det andet er for høj indvinding af grundvand, som er relevant i dele af Danmark. Kapitlet har beskæftiget sig med begge disse problemer, men med særlig fokus på pesticider.

42) En udvidet diskussion af metodiske problemstillinger ved hypotetiske værdisætning for rent vand og pesticider kan findes i Det Økonomiske Råd (2004).

**Vigtigste
konklusioner**

Kapitlet leder frem til følgende hovedkonklusioner og anbefalinger:

- I de sidste 30 år har en række handlingsplaner opstillet mål om at reducere brugen af pesticider i landbruget, men disse mål er ikke nået
- Pesticidafgiften er for nyligt omlagt, så der kommer højere afgifter på de mest belastende pesticider. Denne omlægning er et skridt i den rigtige retning
- Der er en stor gevinst ved at beskytte grund- og drikkevand ved at skabe ny natur (skov eller åbne naturområder), bl.a. fordi ny natur giver mindre forurening (CO₂ og kvælstof) og åbner op for nye rekreative muligheder
- Udpegning af særligt pesticidfølsomme grund- og drikkevandsområder er en forudsætning for at kunne realisere gevinsten ved arealtiltag. Udpegningsprocessen bør derfor styrkes
- Gevinsten ved ny natur er især høj tæt ved de største byer. Det er derfor vigtigt at starte en indsats her, hvor der også indvindes meget vand
- De nuværende afgifter på vandforbrug bør omlægges, så de gøres geografisk differentierede efter indvindingsområde og fremover også betales af landbruget og andre erhverv

I det følgende gives en udvidet beskrivelse af konklusioner og anbefalinger.

Pesticider og beskyttelse af grund- og drikkevand

**Der er ikke
opnået en
forbedring hidtil**

I den danske miljøpolitik lægges der stor vægt på at begrænse forekomsten af pesticider i grundvandet. Da pesticider kan være mange år om at trænge ned i grundvandet, er der usikkerhed om effekten af tiltag til at begrænse risikoen for pesticider i grundvandet. Set over en længere periode er der imidlertid ikke klare tegn på, at det går fremad. Det gælder både over jorden (brugen af pesticider) og under jorden (fund af pesticider i grundvand).

Målsætninger er ikke nået

Således har der været målsætninger om at begrænse brugen af pesticider i en række handlingsplaner i næsten 30 år. Hvorvidt niveauet for disse mål egentligt er hensigtsmæssige, er ikke vurderet i kapitlet. Det må imidlertid konstateres, at målsætningerne for landbrugets brug af pesticider ikke er blevet realiseret.

Mål om 40 pct. reduktion i belastning i 2015

Det nuværende mål er en 40 pct. reduktion i belastningen af pesticider i 2015 i forhold til 2011. Det er endnu for tidligt at vurdere, om dette mål kan realiseres, da en nylig afgifts-omlægning gør det vanskeligt at konkludere på udviklingen i brugen af pesticider. Erfaringerne med målopfyldelse i de sidste årtier giver imidlertid anledning til skepsis.

Fremskyndelse af udpegningsprocessen

Om indsatsen i øvrigt gælder, at Danmark har en relativ restriktiv godkendelsesordning, mens udpegningen af pesticidfølsomme områder, hvor der er behov for særlig høj grad af beskyttelse, ikke er kommet særlig langt.

Pesticidrester i grundvand

Fund af pesticider i grundvandet er steget over tid, og i godt 40 pct. af prøverne i overvågningen af grundvandet findes pesticidrester (dog kun i 12 pct. af prøverne over grænseværdien). Det er imidlertid vanskeligt at konkludere håndfast på udviklingen, da der over tid testes for flere pesticider, og da andelen af prøver fra højtliggende og mere udsat grundvand er forøget. Der er sket et lille fald i antallet af fund af pesticider i det højtliggende grundvand, hvor effekten af tiltag først vil kunne spores. Derudover er mange af de pesticider, der nu findes i grundvandet, blevet forbudt. Dette kan give håb om, at problemer med fund af pesticider i grundvandet vil blive mindre i fremtiden, men det kan ikke udelukkes, at de pesticider, som har erstattet de forbudte midler, blot endnu ikke har nået grundvandet. Forbud mod brug af de pesticider, der nu findes i grundvandet, er således ikke en garanti for, at der ikke vil blive fundet pesticider i grundvandet fremover.

Grænseværdi er politisk fastsat

Der opereres med en grænseværdi for pesticider i grund- og drikkevand, som ikke må overskrides. Denne grænseværdi er noget arbitrært fastsat ud fra den laveste koncentration, der kunne måles i 1970'erne, da målsætningen om, at der ikke måtte være pesticider i grundvandet, oprindeligt blev

formuleret. Grænseværdien for pesticider i drikkevand er således ikke fastlagt efter sundhedsfaglige/toksikologiske vurderinger eller ud fra opgørelser af, hvad naturen kan tåle. På trods af usikkerhed om de præcise sundhedsskadelige niveauer af pesticider i drikkevand, så ligger de fastsatte grænseværdier med stor sandsynlighed langt under disse.

**Forsigtigheds-
princippet tilsiger
stram regulering**

De negative effekter på miljø og sundhed ved brug af pesticider har karakter af at være langvarige og irreversible. Der er også usikkerhed om størrelsen af de negative effekter. Kombinationen af irreversibilitet og usikkerhed gør det relevant at bruge forsigtighedsprincippet, som tilsiger en forholdsvis stram regulering af brugen af pesticider. I forhold til sundhedseffekter og drikkevand skal man være opmærksom på, at de pesticider vi indtager i langt overvejende grad er pesticidrester fra (især importeret) frugt og grønt, mens indtag ved drikkevand udgør under 1 pct.

Regulering og tiltag mod pesticider

**Godt at
kombinere
forskellige
virkemidler**

Miljøeffekten ved brug af pesticider er karakteriseret ved, at skaden ved at bruge pesticider varierer geografisk. Regulering af brug af pesticider foregår ved en blanding af forskellige virkemidler som forbud (godkendelsesordningen), afgifter og arealtiltag. Der er som udgangspunkt ikke ét instrument, som er ideelt til at løse reguleringsproblemet, jf. diskussionen i afsnit II.3. Et generelt forbud er hensigtsmæssigt i forhold til særligt skadelige pesticider, hvor gevinsten ved at bruge pesticidet aldrig står mål med skadesomkostningerne. Arealtiltag fungerer som lokale forbud og er et fornuftigt virkemiddel til beskyttelse af særligt pesticidfølsomme områder. Afgifter egner sig bedst i grænselandet mellem de to typer af forbud, idet afgifter mindsker incitamentet til at bruge pesticider samtidig med, at den sikrer brugeren af pesticider fleksibilitet. Det forekommer derfor fornuftigt at kombinere forskellige virkemidler.

**Omlægning af
afgift et skridt i
den rigtige
retning**

Pesticidafgiften blev omlagt i 2013, så der er højere afgifter på de mere miljøbelastende pesticider end på de mindre miljøbelastende pesticider. Overordnet set er dette en fornuftig omlægning, som også harmonerer med tidligere anbefalinger fra Det Økonomiske Råds formandskab.

Arealtiltag på følsomme områder

Nogle arealer er særlig følsomme overfor pesticider, fordi der er større risiko for, at pesticider udledt på arealerne ender i grundvandet, eller fordi arealerne er tæt på drikkevandsboringer. Man er ikke kommet så langt med at identificere de mest pesticidfølsomme områder i Danmark. Det gør det svært at lave en målrettet indsats, selv om en tidligere analyse har peget på, at det er bedre at styrke en målrettet indsats i pesticidfølsomme områder end at stramme generel regulering som f.eks. pesticidafgifter. Natur- og Landbrugskommissionen lagde også vægt på arealtiltag, idet de foreslog at styrke indsatsen med at udpege pesticidfølsomme områder.

Sammenligning af forskellige arealtiltag

I kapitlet er præsenteret en ny analyse af de samfundsøkonomiske omkostninger ved forskellige arealtiltag, som beskytter grund- og drikkevand i forskellige pesticidfølsomme områder rundt omkring i Danmark. Konkret er der set på følgende arealtiltag:

- Skovrejsning
- Åbne naturområder
- Økologisk landbrug
- Pesticidfri landbrugsdrift

Både omkostninger og gevinster ved tiltag

I analysen opgøres de samfundsøkonomiske omkostninger, hvis disse arealtiltag udføres i områder med konventionel landbrugsproduktion. I opgørelsen af omkostninger indgår bl.a. indtjeningstab i landbruget, men der indgår også en række gevinster i form af mindre forurening (mindre drivhusgasudledning og bedre vandmiljø) og øgede rekreative gevinster ved skovrejsning og etablering af nye åbne naturområder.⁴³ Selve gevinsten ved at afbøde risikoen for pesticidforekomster i grund- og drikkevand er svært at opgøre, hvorfor denne ikke er indregnet i analysen.

Skov og åben natur de bedste tiltag ...

Analysen viser, at skovrejsning og etablering af åbne naturområder generelt er de samfundsøkonomisk bedste arealtiltag. Der er så store positive sidegevinster i form af øgede

43) Opgørelsen af indtjeningstab i landbruget er foretaget i samarbejde med Institut for Fødevare- og Ressourceøkonomi ved Københavns Universitet

rekreative muligheder samt mindsket udledning af drivhusgas og kvælstof til vandmiljøet, at dette overskygger omkostningerne i form af tabt indtjening ved landbrugsdrift. Ud over at beskytte grund- og drikkevand på følsomme arealer, vil disse tiltag således give en gevinst i sig selv. En række følsomhedsanalyser tyder på, at dette er et robust resultat selv i forhold til markante ændringer i beregningsforudsætningerne.

... især tæt på de største byer

Der er geografisk variation i gevinsten ved at rejse skov eller etablere åbne naturområder. Således er gevinsten størst tæt på de største byer. Der kan argumenteres for, at det også er her, hvor der er størst behov for at beskytte grund- og drikkevand, fordi der bruges meget vand her. Det anbefales derfor, at det i første omgang er i hovedstadsområdet og tæt på andre større byer, at der sættes i gang med skovrejsning og etablering af åbne naturområder på pesticidfølsomme områder.

Den rekreative værdi af mere natur er aftagende

Beregningerne er foretaget for en række "case-områder", som kun udgør en meget lille del af Danmarks areal (ca. 0,1 pct.). Den rekreative værdi af yderligere skov eller åbne naturområder vil imidlertid aftage, hvis der laves skovrejsning og åbne naturområder i stor stil. At der er en stor samfundsøkonomisk gevinst ved skovrejsning og åbne naturområder på en lille del af Danmarks areal betyder således ikke automatisk, at der også vil være en samfundsøkonomisk gevinst ved at rejse skov eller etablere åbne naturområder på en stor del af Danmarks areal.

EU-tilskud fører til for lidt natur

Ved etablering af skov eller åben natur mistes tilskud fra EU i forhold til en situation med pesticidfri dyrkning, økologisk drift eller fortsat konventionel landbrugsdrift. De nuværende EU-tilskud giver således ud fra en samfundsøkonomisk betragtning et incitament til, at for meget areal anvendes til landbrugsdrift. EU-tilskud bidrager således til, at der kommer for lidt natur og for meget udledning af drivhusgas og kvælstof.

Risiko for at kommuner træffer forkerte valg

Det er i høj grad kommunerne, der står for indsatsen med at udpege pesticidfølsomme områder og skal tage beslutning om indsatser i disse områder. Der mangler endnu konkret viden om, hvilke typer arealtiltag kommunerne vil vælge, men der synes at være fokus på pesticidfri dyrkning, hvor de direkte udgifter (ikke medregnet miljøgevinsterne) er lavest. Der er med andre ord risiko for, at kommunerne er ved at træffe beslutninger, som er uhensigtsmæssige ud fra en bredere samfundsøkonomisk betragtning. Der bør derfor tilskyndes til, at kommunerne i større udstrækning anlægger ny natur ved arealtiltag. Det kan endvidere overvejes, om det er hensigtsmæssigt, at beslutninger vedrørende drikkevandsbeskyttelse ligger hos kommunerne.

Udpegning bør fremskyndes

Cirka en tredjedel af kommunerne i Danmark enten har udpeget eller er i gang med at udpege boringsnære beskyttelsesområder (BNBO) omkring drikkevandsboringer. Udpegningen af BNBO og pesticidfølsomme områder er en forudsætning for en effektiv arealbaseret indsats, hvorfor udpegningsprocessen bør fremskyndes. Det kan f.eks. ske ved at gøre udpegningen af BNBO obligatorisk for kommunerne.

Regulering af vandforbruget

Negative miljøeffekter ved indvinding af vand

Indvinding af grundvand giver anledning til eksterne negative miljøeffekter, da indvinding kan være til skade for den våde natur, hvilket påvirker dyre- og planteliv. Stor indvinding øger også risikoen for (naturlig) forurening af grundvandsressourcen. Der er geografisk variation i de eksterne miljøomkostninger ved indvinding. Indvindingen af vand er større end det bæredygtige niveau i især hovedstadsområdet og på dele af Sjælland, mens indvindingen er relativt lav i forhold til det bæredygtige niveau i store dele af Jylland.

Vandafgift skal differentieres geografisk og betales af alle

Afgifter på vand bør indrettes, så de søger at korrigere for disse negative eksterne effekter. De nuværende afgifter på vand lever ikke op til dette, da der er samme afgift i hele landet, og da landbrug og øvrige erhverv ikke betaler afgiften. Afgiften bør differentieres afhængigt af hvor indvindingen foregår og betales af både husholdninger og erhverv, inklusive vandforbrug til markvanding.

Afgift skal afhænge af overindvinding

Der er ikke lavet egentlige opgørelser af de marginale eksterne omkostninger ved indvinding, som kan anvendes til præcist at fastlægge det mest hensigtsmæssige niveau for afgiften forskellige steder i Danmark. På det spinkle grundlag, der er til rådighed i dag, vurderes det dog, at afgiften bør hæves væsentligt, hvor der sker væsentlig overindvinding i forhold det bæredygtige niveau, mens afgiften kan sænkes eller ligefrem fjernes i andre dele af Danmark.

Beskyttelse betales over vandprisen

Nogle udgifter til at beskytte drikkevandet finansieres over vandprisen dels i form af en tidsbegrænset øremærket afgift og dels i kraft af udgifter til nogle beskyttende aktiviteter såsom dyrkningsaftaler (f.eks. kompensationer til landmænd for ikke at bruge pesticider). Denne kobling mellem prisen på vand og finansiering af forureningsbekæmpelse er ikke hensigtsmæssig. Niveauet for miljøafgifter bør alene afspejle miljøeffekter og miljømål og ikke finansieringsbehov. Finansieres udgifter til forureningsbekæmpelse over vandprisen vil det give utilsigtet forvriddning af vandforbruget. Det anbefales derfor, at den nuværende (tidsbegrænsede) øremærkede afgift ikke forlænges, og at de aktiviteter, der var finansieret af denne afgift, indgår i den almindelige prioritering af de offentlige udgifter. Ligeledes anbefales det, at udgifter til at beskytte grund- og drikkevand fremover ikke finansieres over vandprisen.

Noget grundvand renses for pesticider

Vandværker kan få en (tidsbegrænset) tilladelse til at rense vand for pesticider, hvis økonomiske, miljømæssige eller tekniske hensyn taler for det. Generelt er der dog kun få vandværker, som søger om tilladelse til at rense set i forhold til antallet af boringer, der lukkes på grund af pesticider. Dette afspejler formentlig, at vandværkerne flytter boringer i stedet for at ansøge om tilladelse til at rense. Eksempelberegninger tyder på, at det ud fra en snæver økonomisk betragtning tit er billigere at rense forurennet vand end at flytte boringer. Hvad der er mest fordelagtigt vil dog bl.a. afhænge af, hvor langt en boring skal flyttes og hvilken type rensning, der skal foretages. Isoleret set tilsiger dette, at man i højere grad burde rense for pesticider og i mindre grad flytte boringer.

**Bedre at rense
end at flytte en
boring?**

Der kan imidlertid også argumenteres for, at pågældende snævre økonomiske sammenligning ikke er hensigtsmæssig. En anke mod sammenligningen er, at det kan lede til at man fremover slækker på beskyttelsen af (ikke-forurenede) grundvand. En anden anke er, at befolkningen kan have en reel positiv betalingsvillighed for at drikke rent urensede grundvand i stedet for rensede grundvand. Således tyder en dansk undersøgelse på en højere betalingsvillighed for drikkevand baseret på rent grundvand sammenlignet med rensede forurenede grundvand. Dette kan være udtryk for, at danskerne tillægger rent grundvand en eksistensværdi. Man skal dog være opmærksom på, at der er særlige metodiske udfordringer ved at lave undersøgelser af betalingsvillighed på et sådant område. Samlet set giver dette ikke noget belæg for at anbefale en strammere eller en mere lempelig praksis i forhold til at give tilladelse til at rense drikkevand for pesticider.

Litteratur

Aarhus Kommune (2013): Indsatsplan Beder. En plan for beskyttelse af drikkevandet i Beder indsatsområde. Teknik og Miljø.

Andersen, H.R., I. Schmidt, P. Grandjean, T.K. Jensen, E. Budtz-Jorgensen og M.B. Kjaerstad (2008): Impaired reproductive development in sons of women occupationally exposed to pesticides during pregnancy. *Environmental Health Perspective*, 116, s. 566-572.

Andersen, H.R., C. Wohlfahrt-Veje, F. Debes, F. Nielsen, T.K. Jensen, P. Grandjean og K.M. Main (2012): Langtidseffekter af prænatal pesticideksponering. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen nr. 140. Miljøstyrelsen.

Arbejdsgruppen for vandindvinding i hovedstadsregionen (2011): Arbejdsrapport om Vandindvinding i hovedstadsregionen. Naturstyrelsen.

Arrow, K.J. og A.C. Fisher (1974): Environmental Preservation, Uncertainty, and Irreversibility. *Quarterly Journal of Economics*, 88 (2), s. 312-319.

Bateman, I.J., D.J. Abson, N. Beaumont, A. Darnell, C. Fezzi, N. Hanley, A. Kontoleon, D. Maddison, P. Morling, J. Morris, S. Mourato, U. Pascual, G. Perion, A. Sen, A. Tinch, K. Turner og G. Valatin (2011): Economic Values from Ecosystems. The UK National Ecosystem Assessment Technical Report.

Bateman, I.J., A.R. Harwood, G.M. Mace, R.T. Watson, D.J. Abson, B. Andrews, A. Binner, A. Crowe, B.H. Day, S. Dugdale, C. Fezzi, J. Foden, D. Hadley, R. Haines-Young, M. Hulme, A. Kontoleon, A.A. Lovett, P. Munday, U. Pascual, J. Paterson, G. Perino, A. Sen, G. Siriwardena, D. van Soest og M. Termansen (2013): Bringing Ecosystem Services into Economic Decision-Making: Land Use in the United Kingdom. *Science*, 341 (6141), s. 45-50.

Bellanger, M., B. Demeneix, P. Grandjean, R.T. Zoeller, R. Bertollini og L. Trasande (2015): Neurobehavioral Deficits, Diseases and Associated Costs of Exposure to Endocrine Disrupting Chemicals in the European Union. Upubliceret manuskript.

Bichel-Udvalget (1999): Rapport fra underudvalget om Miljø og Sundhed. Miljøstyrelsen.

Bjørner, T.B., C.U. Jensen og M. Termansen (2014): Den rekreative værdi af naturområder i Danmark. Arbejdsrapport 2014:1. De Økonomiske Råds Sekretariat.

Bouchard, M.F., J. Chevrier, K.G. Harley, K. Kogut, M. Vedar, N. Calderon, C. Trujillo, C. Johnson, A. Bradman, D.P. Barr og B. Eskenazi (2011): Prenatal Exposure to Organophosphate Pesticides and IQ in 7-Year-Old Children. *Environ Health Perspect*, 119, s. 1189-1195.

Boyd, J. (2003): Water Pollution Taxes: A Good Idea Doomed to Failure. Discussion Paper 03-20. Resources for the Future.

Bragadóttir, H., C.v.U. Danielson, R. Magnusson, S. Seppänen, A. Stefansdotter og D. Sundén (2014): The Use of Economic Instruments in Nordic Environmental Policy 2010-2013. TemaNord 2014:549. Nordic Council of Minister.

Brüsch, W., A.E. Rosenbom, R.K. Juhler, L. Gudmundsson, C.B. Nielsen, F. Plauborg og P. Olsen (2013): The Danish Pesticide Leaching Assessment Programme. Monitoring results 1999-June 2012. GEUS.

Brüsch, W., J. Stockmarr, N. Kelstrup, F.v. Platen-Hallermund og P. Rosenberg (2004): Pesticidforurennet vand i små vandforsyninger. GEUS.

Cowi (2012a): Videregående vandbehandling. Naturstyrelsen.

Cowi (2012b): Videregående vandbehandling. Naturstyrelsen.

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

Damgaard, C., E. Erichsen og H. Huusom (2001): Samfundsøkonomisk projektvurdering af skovrejsning ved Vollerup. Wilhjelmudvalget, Skov- og Naturstyrelsen.

DANVA (2014): Vand i tal 2014.

Dasgupta, P. (1982): *The Control of Resources*. Harvard University Press.

De Økonomiske Råd (2009): Økonomi og Miljø 2009.

De Økonomiske Råd (2010): Økonomi og Miljø 2010.

De Økonomiske Råd (2014): Økonomi og Miljø 2014.

Det Økonomiske Råd (2004): Dansk Økonomi, efterår 2004.

Dubgaard, A., H.M.L. Jespersen, F.M. Laugesen, B. Hasler, L.P. Christensen, L. Martinsen, M.N. Källström og G. Levin (2012): Økonomiske analyser af naturplejemetoder i beskyttede områder Nr. 211. Fødevarøkonomisk Institut.

Dubgaard, A., F.M. Laugesen, E.E. Ståhl, J.R. Bang, E. Schou, B.H. Jacobsen, J.E. Ørum og J.D. Jensen (2013): Analyse af omkostningseffektiviteten ved drivhusgas-reducerende tiltag i relation til landbruget. IFRO Rapport 221. Institut for Fødevar- og Ressourceøkonomi.

Ejrnæs, R., P. Wiberg-Larsen, T.E. Holm, A.B. Josefson, B. Strandberg, B. Nygaard, L.W. Andersen, A. Winding, M. Termansen, M.D.D. Hansen, M. Søndergaard, A.S. Hansen, S. Lundsteen, A. Baattrup-Pedersen, E. Kristensen, P.H. Krogh, V. Simonsen, B. Hasler og G. Levin (2011): *Danmarks biodiversitet 2010. Status, udvikling og trusler, Faglig rapport fra DMU*, 815.

Engel, S.M., J. Wetmur, J. Chen, C. Zhu, D.P. Barr, R.L. Canfield og M.S. Wolf (2011): Prenatal Exposure to Organophosphates, Paraoxonase 1, and Cognitive Development in Childhood. *Environ Health Perspect*, 119, s. 1182-1188.

EPA (2015): *U.S. Environmental Protection Agency*. water.epa.gov.

European Environment Agency (2013): Assessment of cost recovery through water pricing. EEA Technical report 16/2013. European Environment Agency.

GEUS (2014): *De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland*. www.geus.dk.

Gilden, R.C., K. Huffling og B. Sattler (2010): Pesticides and Health Risks. *Journal of Obstetric, Gynecologic, & Neonatal Nursing*, 39 (1), s. 103-110.

Gravesen, P., I.M. Balling, G. Vignoli, K.E.S. Klint, W. Brusch, B. Nilsson, C.L. Larsen, R.K. Juhler og A.E. Rosenbom (2014): Vurdering af mulighederne for udpegning af pesticidfølsomme lerområder (SFO-ler) på baggrund af eksisterende data. GEUS.

Hanke, J.J. (2008): Prenatal and childhood exposure to pesticides and neurobehavioral development: review of epidemiological studies. *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*, 21 (2), s. 121-132.

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

Hasler, B., T.H. Lundhede, L. Martinsen, S. Neye og J.S. Schou (2005): Valuation of groundwater protection versus water treatment in Denmark by Choice Experiments and Contingent Valuation. NERI Technical Report No. 543. National Environmental Research Institute.

Hass, U., J. Boberg, S. Christiansen, P.R. Jacobsen, A.M. Vinggaard, C. Taxvig, M.E. Poulsen, S.S. Herrmann, B.H. Jensen, A. Petersen, L.H. Clemmensen og M. Axelstad (2012): Adverse effects on sexual development in rat offspring after low dose exposure to a mixture of endocrine disrupting pesticides. *Reproductive Toxicology*, 34 (2), s. 261-274.

Hedemand, T. og M. Strandberg (2009): Pesticider - påvirkninger i naturen. Miljøbiblioteket 15. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.

Henriksen, H.J., J. Rasmussen, M. Olsen, X. He, L.F. Jørgensen og L. Trolborg (2014): Implementering af modeller til brug for vandforvaltning. Delprojekt: Effekt af vandindvinding. Konceptuel tilgang og validering samt tilstandsvurdering af grundvandsforekomster. Miljøministeriet.

Iversen, B.V., M.H. Greve og R.K. Juhler (2012): Validering af jordbundsdata. Pesticidfølsomme sandjorder - Værkstedsområde Grindsted. Naturstyrelsen.

Jacobsen, B.H. (2014): Analyse af omkostningerne ved scenarier for en yderligere reduktion af N-tabet fra landbruget i relation til Vandplan 2.0. Fødevareøkonomisk Institut.

Jacobsen, P.R., M. Axelstad, J. Boberg, L.K. Isling, S. Christiansen, K.R. Mandrup, L.O. Berthelsen, A.M. Vinggaard og U. Hass (2012): Persistent developmental toxicity in rat offspring after low dose exposure to a mixture of endocrine disrupting pesticides. *Reproductive Toxicology*, 34 (2), s. 237-250.

Jensen, B.H., J.H. Andersen, A. Petersen, G. Hilbert, A. Grossmann og M. Kirkegaard (2014a): Pesticidrester i fødevarer 2012. Resultater fra den danske pesticidkontrol. Fødevarestyrelsen. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

Jensen, J.D. (2014): ESMERALDA - pesticidanalyser til DØRS. Baggrundsnotat. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi.

Jensen, P.N., G. Blicher-Mathiesen, A. Rasmussen, F.P. Vinther, C.D. Børgesen, K. Schelde, G. Rubæk, P. Sørensen, J.E. Olesen og L. Knudsen (2014b): FASTSÆTTELSE AF BASELINE 2021. Effektvurdering af planlagte virkemidler og ændrede betingelser for landbrugsproduktion i forhold til kvælstofudvaskning fra rodzonen for perioden 2013-2021. Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi 43. DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

Kjær, J. og M.M. Juhl (2013): Projekt om grundvandsbeskyttelse i andre lande mht. pesticider. Naturstyrelsen.

Konjunkturinstitutet (2014): Miljø, økonomi og politik, 2014.

Konkurrence og Forbrugerstyrelsen (2014): *Personlig meddelelse*.

Lundhede, T.H., J.B. Jacobsen og B.J. Thorsen (2010): *Jagtlejens niveau - beregningsmodel, Videnblade Skov og Natur*, 9.10-10. Skov & Landskab.

Mansur, E.T. og S.M. Olmstead (2012): The value of scarce water: Measuring the inefficiency of municipal regulations. *Journal of Urban Economics*, 71 (3), s. 332-346.

Mascarelli, A. (2013): Growing Up With Pesticides. *Science*, 341 (6147), s. 740-741.

Miljø- og Energiministeriet (1995): *Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen*. Miljøstyrelsen.

Miljøministeriet (2010): *Handlingsplan til sikring af drikkevandskvaliteten 2010-2012*. Miljøministeriet.

Miljøministeriet (2014): *Udkast til vandområdeplanernes MiljøGIS 2015-2021. Grundvand. Kvantitativ tilstand*.

Miljøstyrelsen (2011): *Redegørelse om jordforurening 2009*. Miljøministeriet.

Miljøstyrelsen (2012): Pesticidbelastningen fra jordbruget 2007-2010. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 1 2012. Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2014): Bekæmpelsesmiddel-statistik 2013.

Musolesi, A. og M. Nosvelli (2010): Long-run water demand estimation: habits, adjustment dynamics and structural breaks. *Applied Economics*, 43 (17), s. 2111-2127.

Natur- og Landbrugskommissionen (2013): Natur og Landbrug - en ny start.

Naturstyrelsen (2011): *Virkemiddelkatalog*. Naturstyrelsen.

Naturstyrelsen (2012): Retningslinjer for udarbejdelse af indsatsprogrammer. Vandplaner 2010 - 2015. Miljøministeriet.

Naturstyrelsen (2013): Vejledning om indsatsplaner. Naturstyrelsen.

Naturstyrelsen (2014a): Basisanalyse for Vandområdeplaner 2015-2021. Naturstyrelsen.

Naturstyrelsen (2014b): Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplaner 2015-2021. Miljøministeriet.

Naturstyrelsen (2014c): *Status for drikkevandsboringer*. Miljøministeriet.

Naturstyrelsen (2015): *Personlig meddelelse*.

OECD (2013): Water Security for Better Lives. OECD Studies on Water. OECD Publishing.

Olmstead, S.M. (2010): The Economics of Water Quality. *Review of Environmental Economics and Policy*, 4 (1), s. 44-62.

Olmstead, S.M. og R.N. Stavins (2009): Comparing price and nonprice approaches to urban water conservation. *Water Resources Research*, 45 (4), s. W04301.

Orbicon (2013): Optimering af vandbehandling af pesticidforurennet grundvand. Naturstyrelsen.

Pearce, D.W. (2007): Do we really care about biodiversity? I: Kontoleon, A., U. Pascual, og T. Swanson (*Biodiversity Economics*. Cambridge University Press.

Rambøll (2014a): Beregning af BNBO Odense og Assens Kommuner. Rambøll.

Rambøll (2014b): Beregning af BNBO Roskilde Kommune. Rambøll.

Rambøll Management A/S (2008): Evaluering af målopfyldelse og virkemidler i Pesticidplan 2004-2009. Miljøprojekt 1247. Miljøstyrelsen.

Rauh, V.A., R. Garfinkel, F.P. Perera, H.F. Andrews, L. Hoepner, D.P. Barr, R. Whitehead, D. Tang og R.W. Whyatt (2006): Impact of Prenatal Chlorpyrifos Exposure on Neurodevelopment in the First 3 Years of Life Among Inner-City Children. *Pediatrics*.

Regeringen (2000): *Pesticidhandlingsplan II 2000-2004*. Miljøministeriet.

Regeringen (2004): *Pesticidhandlingsplan 2004-2009*. Miljøministeriet.

Regeringen (2013): *Beskyt vand, natur og sundhed: Sprøjt middelstrategi 2013-2015*. Miljøministeriet.

Rigsrevisionen (2011): Beretning til Statsrevisorerne om statens sikring af grundvandet mod pesticider. Rigsrevisionen.

Rigsrevisionen (2012): Notat til Statsrevisorerne om beretning om statens sikring af grundvandet mod pesticider. Rigsrevisionen.

Schleich, J. og T. Hillenbrand (2009): Determinants of residential water demand in Germany. *Ecological Economics*, 68 (6), s. 1756-1769.

Schou, J.S. (2003): Miljøøkonomisk analyse af skovrejsning og braklægning som strategier til drikkevands-beskyttelse. Faglig rapport fra DMU, nr. 443. Danmarks Miljøundersøgelser.

Sigman, H. (2002): International Spillovers and Water Quality in Rivers: Do Countries Free Ride? *American Economic Review*, 92 (4), s. 1152-1159.

Sigman, H. (2005): Transboundary spillovers and decentralization of environmental policies. *Journal of Environmental Economics and Management*, 50 (1), s. 82-101.

Skatteministeriet (2012): *Forslag til Lov om ændring af lov om afgift af bekæmpelsesmidler*. Folketinget.

Skatteministeriet (2014): *Afgifter - provenuet af afgifter og moms 2007-2015*. www.skm.dk.

Skatteministeriet (2015): *E.A.7.5.5 Afgiftens størrelse og beregning*. www.skat.dk.

Skatteministeriet, Fødevareministeriet, Miljøstyrelsen, Dansk Planteværn, Dansk Erhvervsgartneriforening, De Danske Landboforeninger, Dansk Familielandbrug, Landbrugsraadet og Danmarks Jordbrugsforskning (2001): Rapport om muligheden for at omlægge pesticidafgiften til en afgift på behandlingshyppighed. Skatteministeriet.

Teknologirådet (2008): Biodiversitet 2010 - hvordan når vi målene? Katalog over forslag til initiativer Teknologirådets rapporter 2008/3.

Teknologirådet (2011): *Drikkevand - rent vand, men hvordan?* Teknologirådet.

Thorling, L., W. Brüsch, B. Hansen, C.L. Larsen, S. Mielby, L. Trolborg og B.L. Sørensen (2013): Grundvand.

Status og udvikling 1989 - 2012. Teknisk rapport. GEUS 2013.

Vesterdal, L. (2014): *Personlig meddelelse*. Seniorforsker ved Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Skov, natur og biomasse. Københavns Universitet.

Vogdrup-Schmidt, M. og B.H. Jacobsen (2014): Økonomisk analyse af vandanvendelsen: del af basisanalyse for Vandplan 2015. Naturstyrelsen.

Wohlfahrt-Veje, C., K. Main, I. Schmidt, M. Boas, T. Jensen, P. Grandjean, N. Skakkebaek og H. Andersen (2011): Lower birth weight and increased body fat at school age in children prenatally exposed to modern pesticides: a prospective study. *Environmental Health*, 10 (1), s. 79.

