

## Analyse af omkostninger ved tiltag til beskyttelse af grund- og drikkevand i forskellige områder i Danmark

I dette notat beskrives beregninger, kilder og antagelser bag en analyse af de samfundsøkonomiske omkostninger ved forskellige typer af arealtiltag til beskyttelse af grundvand/drikkevand mod pesticider. Konkret vurderes de samfundsøkonomiske omkostninger ved pesticidfri dyrkning, økologisk jordbrug, skovrejsning og etablering af nye åbne naturområder i en række case-områder i forskellige dele af Danmark. Resultater fra analysen indgår i kapitel II i *Økonomi og Miljø, 2015*. Det fremgår af analysen, at etablering af ny natur i form af skovrejsning (eller sekundært åbne naturområder) er det foretrukne arealtiltag.

### 1. Formål

Formålet med analysen er at opgøre de samfundsøkonomiske omkostninger og sidegevinster ved forskellige arealspecifikke tiltag til beskyttelse af grundvand og drikkevand på arealer, som er følsomme overfor pesticider. De analyserede arealspecifikke tiltag består af sprøjtefrit jordbrug, økologisk jordbrug, skovrejsning og dannelse af nye åbne naturområder.

Analysen af arealspecifikke tiltag har karakter af en omkostningseffektivitetsanalyse, dvs. hvordan opnås en given grad af beskyttelse i et bestemt område på den billigste måde for samfundet. Der er således ikke tale om en egentlig samfundsøkonomisk cost-benefit analyse, hvor gevinsten ved den øgede grad af beskyttelse af grundvand og drikkevand indgår.<sup>1</sup> Værdien af en række positive afledte effekter ved tiltaget indgår imidlertid i beregningen som en negativ omkostning (sidegevinst) ved tiltaget. Konkret indgår i opgørelsen værdien af rekreative gevinster ved nye rekreative områder med offentlig adgang, mindsket udledning af drivhusgas og mindsket udvaskning af kvælstof.

---

<sup>1</sup> Der er usikkerhed om, hvor høj risikoen ved at bruge (tilladte) pesticider udgør. I princippet burde der være meget lille risiko for 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. Når det er svært at opgøre risikoen er det selvsagt også svært at opgøre gevinsten ved at afbøde denne risiko.

Omkostningseffektivitetsanalysen laves for 50 forskellige “case-områder” rundt omkring i Danmark, hvor der er en større risiko for grundvand eller drikkevand ved at bruge pesticider. Det skal bemærkes, at der ikke foreligger en samlet udpegning på nationalt plan af alle pesticidfølsomme områder. Derfor har det ikke været muligt at foretage analysen for alle pesticidfølsomme områder i Danmark.

Hensigten med analysen er, at sammenligne de samfundsøkonomiske omkostninger ved forskellige typer arealtiltag og undersøge, om der er systematiske geografiske forskelle i hvilket tiltag, som er mest hensigtsmæssigt. Det skal for en god ordens skyld bemærkes, at opgørelsen af omkostninger er lavet for relativt små arealer, der ikke uden videre kan anvendes, hvis arealtiltaget anvendes på meget store arealer. Således må det forventes, at den rekreative brugsværdi af yderligere skov og åbne naturarealer aftager, hvis der er stor tilvækst af disse områder. Ligeledes kan der være afledte effekter på prisen på input og output, hvis meget store arealer berøres.

Jørgen Dejgård Jensen fra Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet har bistået med analyser af omkostningerne i landbruget (landbrugets indtjeningsstab) i forbindelse med forskellige typer pesticidfri drift.

I de følgende afsnit beskrives hovedresultater fra analysen. I afsnit 3 beskrives kriterier for udpegningen af de case-områder, der indgår i analysen. I afsnit 4 gives en beskrivelse af overordnet tilgang i omkostningsanalysen og metodiske overvejelser. I afsnit 5 beskrives beregning og primære kilder bag opgørelsen af forskellige delelementer i analysen, f.eks. opgørelsen af omkostningerne ved de forskellige arealtiltag, beregningen af de rekreative brugsværdier mv. I afsnit 6 beskrives forskellige følsomhedsanalyser.

## 2. Sammenfatning af resultater af analysen

Resultater af analysen er sammenfattet i tabel 1, som viser de gennemsnitlige samfundsøkonomiske omkostninger af de forskellige tiltag målt som gennemsnit af omkostning pr. ha for alle case-områderne. Kilder og antagelser bag de forskellige værdier i tabellen er nærmere beskrevet senere i notatet.

De beskrevne omkostninger og sideeffekter skal tolkes som forskellen i forhold til konventionel landbrugsdrift i området. Således viser den første linje den samfundsøkonomiske omkostning 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.

Drift af skov og åbne naturområder (med offentlig adgang) kan i princippet give en indtægt, som kunne kompensere for tabet af landbrugsproduktion. Ved skovrejsning er der udgifter ved at plante skov, og efter en årrække vil der være en indtægt ved salg af træ mv. De tilbagediskonterede indtægter ventes imidlertid at være mindre end omkostningen ved at rejse skoven, og dette giver sig udslag i en yderligere omkostning ved skovdrift, som skal lægges oven i omkostningen ved at ophøre med landbrugsproduktion. For åbne naturområder vil der være løbende udgifter til pleje, som ligeledes giver et yderligere tab ved pågældende arealanvendelse. Skovrejsning og åbne naturområder vil give nogle forbedrede jagtmuligheder som – i det omfang der ønskes jagt på områderne – kan give en øget jagtleje. Den forøgede jagtleje er dog relativ beskedent.

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.

De højere omkostninger ved skovrejsning og åbne naturområder udlignes imidlertid fuldstændig 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.

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.

Tabel 1 Samfundsøkonomiske omkostninger og sidegevinster ved tiltag opgjort som gennemsnit for alle case-områder, 2013-priser

Gennemsnit for alle 50 områder	Skov <sup>a)</sup>	Åben natur	Pesticidfri	Økologi
	----- Kr. pr. ha pr. år -----			
Omkostning i landbrug	-2.400	-2.400	-600	-1.700
Omkostning ved 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
Drivhusgas	2.500	900	0	300
Kvælstof	1.300	1.300	0	700
Rekreative gevinster	11.200	10.400	0	0
Sideeffekter i alt	15.000	12.600	0	1.000
<b>Samlet værdi i alt (eksl. EU tilskud)</b>	<b>11.200</b>	<b>8.900</b>	<b>-600</b>	<b>-700</b>
Ændringer i EU tilskud	-500 <sup>b)</sup>	-1.900	0	700
<b>Samlet værdi i alt (inkl. EU tilskud)</b>	<b>10.700</b>	<b>7.000</b>	<b>-600</b>	<b>0</b>

a) Ved tiltaget "skovrejsning" antages, at der kommer skov på 75 pct. af arealet, mens der er åben natur på de resterende 25 pct. af arealet.

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.: Faktorpriser er omregnet til forbrugerpriser med den af Finansministeriet hertil anbefalede nettoafgiftsfaktor på 1,325. EU tilskud er baseret på støttebeløb og støttemuligheder, som træder i kraft i 2015.

Kilde: Egne beregninger.

### Effekt af EU tilskud

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

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.

Selv om indregning af EU tilskud ikke ændrer væsentlig på, hvilke tiltag der er mest hensigtsmæssige, så fremgår det, at tab af EU tilskud gør de mest attraktive

arealændringer mindre attraktive i forhold til de mindre attraktive arealtiltag, hvor der fortsat er landbrugsproduktion på arealet. Grundlæggende afspejler dette, at EU tilskud til opretholdelse af landbrugsproduktion giver en forvridding i arealanvendelsen. Ideelt set burde tilskuddet være højest til den type arealanvendelse, som genererer de højeste ikke markedsomsatte goder.

#### *Ikke medtagne sidegevinster*

Det er oplagt, at der er andre positive sideeffekter end de her medtagne. Således vil tiltagene kunne have positive afledte effekter på biodiversitet og natur. Effekter på biodiversitet og natur må formodes at være klart størst ved skovrejsning og etablering af nye åbne naturområder. Der kan til gengæld argumenteres for, at man ved sprøjtefrit landbrug og økologisk jordbrug producerer sundere fødevarer, som har en afledt positiv effekt på befolkningens sundhedstilstand. Det er dog ikke oplagt, at en sådan sundhedseffekt har karakter af en egentlig eksternalitet.

### 3. Udvælgelsen af områder i analysen

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. De fleste af case-områderne er på 40 til 100 ha. Det er fravalgt at lave analyser for mindre områder, fordi den anvendte model til beregning af rekreative brugsværdier ved f.eks. skovrejsning ikke er velegnet til at opgøre brugsværdien af skovrejsning på små arealer, jf. Bjørner mfl. (2014).

Konkret er anvendt områder bestående af/beliggende på:

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

Boringsnære beskyttelsesområder er områder, som kommunerne kan udpege på baggrund af retningslinjer udarbejdet af Naturstyrelsen. Efter udpegningen skal kommunerne tage stilling til om der er behov for indsatser overfor f.eks. pesticider, og der skal udarbejdes en indsatsplan. Størrelsen af de boringsnære beskyttelsesområder kan variere betydeligt afhængig af f.eks. geologiske forhold og hvor meget vand, der indvindes. 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 var dog ikke muligt at få oplysninger fra alle de pågældende kommuner, f.eks. fordi nogle kommuner ikke havde afsluttet udpegningen af områderne. 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.<sup>2</sup>

Med hensyn til pesticidfølsomme sandjorde er udvalgt et antal case-områder på arealer, som i Iversen mfl. (2012) karakteriseres som særligt pesticidfølsomme. Der er ikke foretaget en 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).

Case-områder er udvalgt ud fra følgende kriterier:

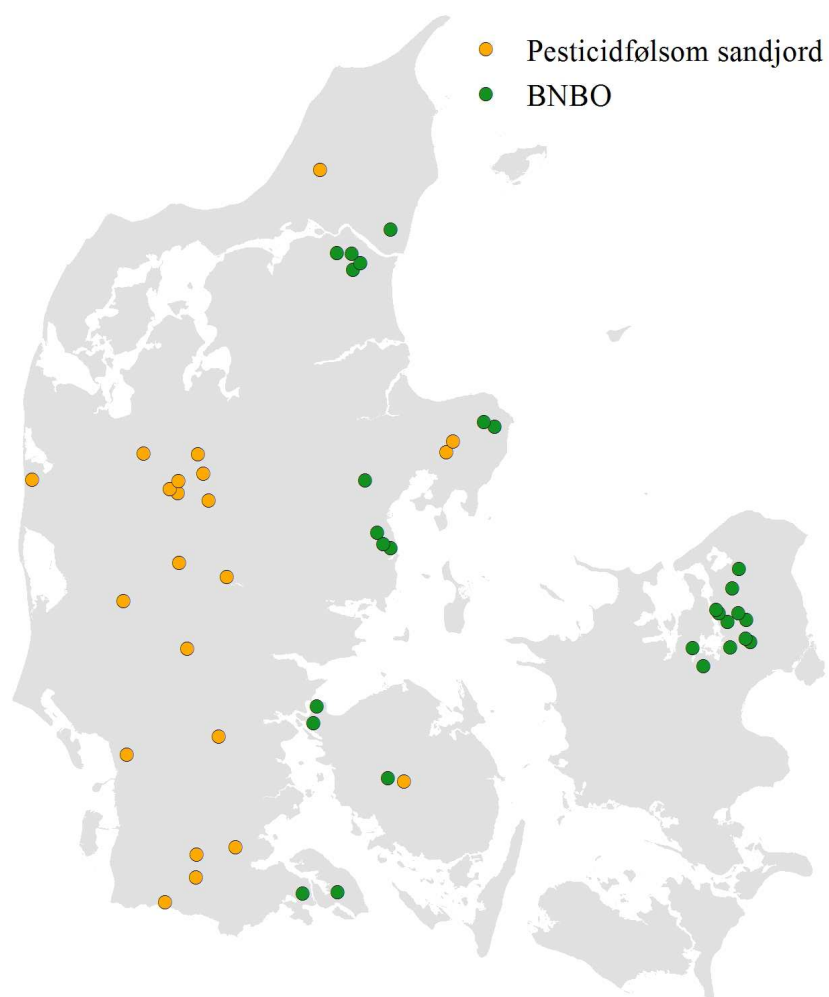
- Området skal overvejende bestå af landbrugsjord
- Området må ikke overlappe med et eksisterende naturområde
- I et par tilfælde er mindre tætbeliggende forskellige BNBO samlet til et case-område

---

<sup>2</sup> Indhentning af oplysninger om placeringen af BNBO i de relevante kommuner foregik i maj og juni 2014. Det er hensigten, at de udpegede BNBO skal være tilgængelige via Miljøportalen, men på tidspunktet for dataindsamlingen, var der kun oplysninger for få kommuner i Miljøportalen. Enkelte kommuner gav også oplysninger om andre typer pesticidfølsomme områder end BNBO. Disse følsomme områder er i enkelte tilfælde også anvendt i analysen.

Placeringen af de 50 case-områder er vist i figur 1. Det fremgår, at der er relativt få områder på Sjælland. Dette afspejler, at der kun er få sjællandske kommuner, som har udpeget BNBO (samt at ikke alle kommuner stillede oplysninger til rådighed). På Sjælland er der kun i meget lille omfang pesticidfølsomme sandjorde, og det er derfor ikke muligt at finde supplerende områder med særligt pesticidfølsomme sandjorde for Sjælland.

*Figur 1 Geografisk fordeling af case-områder*



Case-områderne er så vidt muligt valgt så de er geografisk spredt, men man kan ikke betegne områderne som repræsentative for alle pesticidfølsomme områder i Danmark.<sup>3</sup> De 50 case-områder har tilsammen et areal på knap 4.000 ha, svarende til 0,1 pct. af Danmarks samlede areal. Det er vurderet, at alle BNBO på landsplan udgør ca. 10.000 – 20.000 ha, jf. f.eks. Teknologirådet (2011). De særligt følsomme sandjorde udgør ca. 20.000 ha, jf. Iversen mfl. (2012). De 50 case-områder udgør således ca. 10-13 pct. af det skønnede areal af alle BNBO og særligt pesticidfølsomme sandjorde. Bemærk at nogle af disse følsomme arealer kan være beskyttet i forvejen (f.eks. hvis der allerede er skov) eller være placeret på steder, hvor arealanvendelsen ikke gør det relevant at anvende de her analyserede arealtiltag (f.eks. hvis arealet ligger i en by). De 50 case-områder udgør således en højere andel end 10-13 pct. af det areal af pågældende typer af følsomme områder, hvor det kan være relevant at lave tiltag.

---

<sup>3</sup> I realiteten er det ikke muligt at vurdere, hvor repræsentative områderne er, da der ikke er udpeget BNBO i flertallet af kommunerne.



#### 4. Beskrivelse af metode og antagelser

Case-områderne er udvalgt for at illustrere i hvilket omfang, der er geografiske forskelle i de samfundsøkonomiske omkostninger ved forskellige arealtiltag. I beregningerne antages det, at hele arealet i hvert case-område dyrkes ved konventionel landbrugsproduktion (dvs. med pesticider og gødning). Områderne er udvalgt, så der overvejende er landbrugsjord på arealet, men i praksis vil der være andre arealanvendelser på dele af arealet, f.eks. bebyggelse og veje. I beregningen er der ikke taget højde for, at der kan være særlige forhold eller allerede eksisterende arealtiltag, som kan gøre det billigere at beskytte hele arealet. Det vil f.eks. være tilfældet, hvis der allerede er indgået aftaler om pesticidfri dyrkning eller der er økologisk jordbrug på nogle af arealerne.

I analyserne inddrages positive sideeffekter ved tiltagene i form af de rekreative brugsværdier ved nye rekreative områder med offentlig adgang, mindsket udledning af drivhusgasser og mindsket udvaskning af kvælstof. Der er imidlertid også en række sideeffekter, der ikke indgår. Skovrejsning og etablering af nye åbne naturområder må på sigt forventes at have en større gavnlig effekt på biodiversitet end de øvrige tiltag. Økologisk jordbrug og sprøjtefrit landbrug kan også give sundere fødevarer, hvilket kan have gavnlige effekter på sundhed. Det er dog ikke oplagt, at dette kan betegnes som en egentlig ekstern effekt.

Der ydes fra EU's side hektarstøtte til de arealer, hvor jorden vedligeholdes i en tilstand, hvor den stadig kan benyttes til landbrug. Det er således ikke nødvendigt at dyrke jorden for at opnå tilskuddet. Der ydes endvidere tilskud til omlægninger af arealanvendelsen, som også (delvist) er finansieret af EU. Ændres arealanvendelsen fra landbrugsdrift vil det således have afledte effekter for størrelsen af tilskud fra EU, jf. afsnit 5.7.

I opgørelser af de samfundsøkonomiske omkostninger ved forskellige tiltag indgår normalt ikke nationalt finansierede subsidier, da disse alene udgør en national omfordeling uden en direkte samfundsøkonomisk effekt. Der kan dog argumenteres for, at ændringer i tilskud fra EU ud fra en snæver national betragtning har karakter af en ændret indtægt (forbrugsmulighed) for Danmark. I givet fald skal ændringer i støtte finansieret af EU i princippet skulle indgå i de velfærdsøkonomiske beregninger.

Der kan dog også argumenteres for, at ændrede tilskud fra EU ikke skal indgå i en sådan analyse. Således er Danmark en del af EU og der kan derfor anlægges det synspunkt, at Danmark derfor også bør have et EU perspektiv på samfundsøkonomiske omkostninger i stedet for et snævert nationalt perspektiv. Et andet argument er, at man næppe på langt sigt kan forestille sig, at de beløb, som Danmark modtager i støtte fra EU, er afkoblet fra størrelsen af Danmarks bidrag til den fælles EU-kasse. Ligeledes kan nogle EU-tilskud være finansieret inden for en fast bevillingsramme, som allerede er udnyttet. Her

vil yderligere tilskud til et givet tiltag reducere tilskudsmulighederne for andre aktiviteter. I så fald er tilskuddet ikke en indtægt, jf. Dubgaard mfl. (2013).

Der er udført parallelle beregninger, hvor effekter på EU tilskud indgår og hvor de ikke indgår.

I statslig skovrejsning, som har et rekreativt sigte, vil en del af arealet typisk bestå af åben natur. For skovrejsning er det således antaget, at der er etableret skov på  $\frac{3}{4}$  af arealet, mens resten består af åben natur. De samfundsøkonomiske omkostninger er opgjort i markedspriser. I de tilfælde, hvor omkostningen i første omgang er opgjort i faktorpriser, er der omregnet til markedspriser ved hjælp af den af Finansministeriet hertil anbefalede nettoafgiftsfaktor. Nettoafgiftsfaktoren er på 1,325, jf. Finansministeriet (2015). Omkostninger i de endelige beregninger er opgjort i 2013 prisniveau, hvor eventuel omregning er foretaget ved generelt forbrugerprisindeks. I beregningerne anvendes generelt en diskonteringsrate på 3 pct., men der indgår i enkelte tilfælde tal, hvor der i de bagvedliggende undersøgelser er anvendt en anden diskonteringsrate.

## 5. Beskrivelse af opgørelsen af forskellige værdier i analysen

Nedenfor beskrives kilder og hovedresultater for de forskellige elementer i opgørelsen af de samfundsøkonomiske omkostninger ved de forskellige tiltag.

### 5.1 Omkostninger for landbruget ved tiltag

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.

Opgørelsen af den ændrede indtjening ved pesticidfri dyrkning og økologisk drift er baseret på analyser med ESMERALDA, som er en økonomisk model for landbrugssektoren. Disse analyser er foretaget af Jørgen Dejgård Jensen, Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, København Universitet.

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 ESMERALDA er det konkret antaget, at pesticidfri dyrkning kun skal implementeres på halvdelen af en bedrifts areal.

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.

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. Disse kan være undervurderede, da det er nødvendigt at gennemføre tiltaget på større arealer end selve case-områderne. Beregningen af opgørelsen af indtjeningstab i landbruget (ændret jordrente) ved pesticidfri dyrkning og økologisk jordbrug er nærmere beskrevet i Jensen (2014). Tabel 2 viser gennemsnitslige resultater. I Jensen (2014) er lavet en opgørelse som er fordelt på kommuneniveau.

Tabel 2 Tab af jordrente ved pesticidfri og økologisk dyrkning

<b>Pesticidfri 10 pct. af bedrifts areal</b>	<b>Pesticidfri 50 pct. af bedrifts areal</b>	<b>Økologi</b>
-----	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 halvdelen af en bedrifts areal ikke må bruge pesticider. Det vurderes, at 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 forekommer plausibelt, da det 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 fremgår det, at jordrentetabet ved pesticidfri dyrkning generelt er 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.

Jordrentetabet ved ophør med 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 data for de gennemsnitlige årlige forpagtningsafgifter (ekskl. hektar støtte fra EU). Den gennemsnitlige forpagtningsafgift er opgjort på baggrund af Danmarks Statistiks regnskabsstatistik for landbruget for 2013. Forpagtningsafgiften er fratrukket hektar støtte fra EU, da det kan antages, at denne som oftest indgår i forpagtningsafgiften i regnskabsstatistikken, jf. også Jensen (2014). Den endelige forpagtningsafgift varierer mellem 900 og 3.100 kr. pr. ha for forskellige regioner.

Tabel 3 Gennemsnitlig forpagtningsafgift 2013

Region / landsdel	Forpagtningsafgift
	Kr. pr. ha pr. år
Hovedstaden	-966
Sjælland	-2.211
Fyn	-1.524
Sønderjylland	-3.099
Østjylland	-879
Vestjylland	-1.753
Nordjylland	-2.522

Anm.: Den gennemsnitlige forpagtningsafgift er ekskl. EU hektar støtte.

Kilde: Danmarks Statistik og egne beregninger.

Skovrejsning og etablering af åbne naturarealer medfører ophør af landbrugsdrift, hvilket giver anledning til tab af jordrente, som beskrevet ovenfor. Skovrejsning og drift af åbne naturarealer giver imidlertid også en jordrente. Jordrenten ved disse arealanvendelser er beskrevet nedenfor. For skovrejsning og etablering af åbne naturområder er det samlede jordrentetab både det jordrentetab, der opstår ved at stoppe med konventionelt landbrug og jordrenten fra tiltaget selv.

*Skov:*

Den driftsøkonomiske værdi (jordrenten) af skov er i Dubgaard mfl. (2013) beregnet for skovrejsning på almindelig landbrugsjord på hhv. ler- og sandjord. Jordrenten ved skovrejsning er meget usikker, da skovrejsning er forbundet med lang omdriftstid og dermed en lang tidshorisont. For eksempel vil driftsøkonomien for en bøgeskov bestå af anlægs- og vedligeholdelsesudgifter de første 30 år, hvorefter indtægterne så småt begynder og efter 100 år når deres maksimum, jf. eksemplet i tabel 4.

Tabel 4 Eksempel på nettoindtægter over første omdriftsperiode for bøg

År	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
	----- Kr. pr. ha -----										
Nettoindt.	-63.853	-16.508	-11.445	1.454	1.454	2.532	2.702	8.256	12.759	14.382	60.444

Anm.: Værdierne i tabellen er i 2010-priser og ikke diskonteret. Anlægsomkostningerne er høje, fordi der er tale om skovrejsning, hvor træerne plantes i første omdriftsperiode. For de efterfølgende omdriftsperioder selvfor ynges skoven, hvilket medfører en betydeligt mindre udgift.

Kilde: Dubgaard mfl. (2013).

Som følge af de store anlægsudgifter og sene indtægter betyder diskonteringsrenten meget for beregningerne. Der er beregnet en annuieret samfundsøkonomisk værdi for jordrenten ved skovrejsning (ekskl. tilskud), jf. tabel 5. I forhold til beregningerne i

Dubgaard mfl. (2013) er der ikke indregnet eventuelle administrationsomkostninger eller skatteforvridningstab på tilskud. Der er generelt et negativt afkast på skov med de givne forudsætninger.<sup>4</sup> Endvidere er der større omkostninger ved skovrejsning på lerjord end på sandjord, hvilket kan synes paradoksalt, da lerjord er mere frugtbar. Resultatet skyldes den højere løvtræsandel på lerjord, og dermed en betydelig længere omdriftstid. Det medfører, at afkastet falder længere ud i fremtiden og tilbagediskonteringen betyder at nutidsværdien for løvtræ er væsentligt ringere end for nåltræ. En høj løvtræsandel ved skovrejsning afspejler imidlertid den gældende skovrejsningspolitik, jf. Dubgaard mfl. (2013). Ved skovrejsningsprojekter er det typisk ikke hele arealet, der tilplantes med skov, og det antages derfor, at tre fjerdedele af arealet tilplantes, mens de resterende 25 pct. er åben natur. Dette medfører at jordrente-værdierne reduceres med 25 pct. i de endelige beregninger, jf. tabel 5.

*Tabel 5 Samfundsøkonomisk jordrente ved skovrejsning på ler- og sandjord, annuieret værdi, ekskl. tilskud (2013 priser)*

Jordrente kr./ha	100 pct. skov	75 pct. skov
	----- Kr. pr. ha pr. år -----	
Lerjord	-2.725	-2.396
Sandjord	-1.124	-1.195

Anm.: Ved 75 pct. skov er indregnet 25 pct. af jordrenten for naturarealer. Annuiseringen er foretaget af nutidsværdien på de fremtidige omkostninger/indtægter med 3 pct. og uendelig tidshorisont. Den samfundsøkonomiske værdi er beregnet ved at multiplicere den driftsøkonomiske værdi med nettoafgiftsfaktoren (1,325).

Kilde: Dubgaard mfl. (2013) og egne beregninger.

Betydningen af diskonteringsrenten for resultaterne kan også eksemplificeres ved en antagelse om at lade skoven ligge urørt hen efter etableringsomkostningerne er afholdt (efter 30 år). Da den tilbagediskonterede værdi af de fremtidige indtægter fra almindelig skov er relativt lille, bliver den annuierede omkostning ved urørt skov “kun” 500 kr. større pr. ha end den tilsvarende omkostning for almindelig skov.

#### *Naturarealer:*

Udgangspunktet er, at landbrugsjord omlægges til vedvarende græsarealer i ekstensiv drift (lysåben natur), som derefter skal vedligeholdes for at opretholde naturtypen. Det er i forskellige situationer muligt at opnå støtte i forbindelse med græs-/engarealer. Dubgaard mfl. (2013) har opgjort omkostninger og konsekvenser for et tilsvarende tiltag (udtagning af landbrugsjord på højbund til vedvarende græs), som nærværende analyse beregningsteknisk tager udgangspunkt i. Plejemetoderne er hhv. slæt (hvor plantematerialet fjernes) og afgræsning med hårdføre kødkvægracer, der går ude året

<sup>4</sup> Det kan virke bemærkelsesværdigt, at skovrejsning medfører et negativt budgetøkonomisk afkast, som de nuværende tilskudssatser ikke opvejer, og at der fortsat er interesse for (privat) skovrejsning. Ofte nævnes imidlertid andre værdier, som afgørende for jordejernes beslutninger, f.eks. jagt- og herlighedsværdier og forventet øget ejendomsværdi, jf. bl.a. Dubgaard mfl. (2013).

rundt. I nærværende analyse antages slæt som den eneste plejemetode.<sup>5</sup> Dette begrundes med, at plejeomkostningerne for afgræsning er en anelse højere end for slæt, at det praktisk set er et mere enkelt tiltag (græssende dyr kræver f.eks. opsyn) og endelig, at græssende dyr udleder en større mængde drivhusgasser end brændstofforbruget ved slæt, forudsat at de græssende dyr øger den samlede bestand af græssende dyr i Danmark. De driftsøkonomiske værdier er fra Dubgaard (2012), hvorfra en gennemsnitlig jordrente for forskellige naturtyper over 15 ha anvendes. Jordrenten er negativ og på 1.060 kr./ha (2013 priser) ekskl. tilskud. Den samfundsøkonomiske (negative) jordrente bliver 1.410 kr./ha. Tilskud er ikke indregnet og nettoafgiftsfaktoren er 1,325. Der skelnes ikke mellem sand- og lerjord.

### 5.3 Jagt

I forhold til et areal med konventionelt landbrug vil specielt skov og naturområder kunne medføre øget jagtleje. Med hensyn til økologisk og sprøjtefri dyrkning antages det, at disse dyrkningsformer sidestilles med konventionelt landbrug, bl.a. begrundet i at økologiske produktionsforhold i sig selv ikke altid garanterer forbedringer af biodiversiteten, jf. Andersen mfl. (2014). Gevinsten ved jagt opgøres som forskellen i jagtlejeindtægter mellem tiltagene og i forhold til almindelig landbrugsdrift.

Til beregning af jagtlejeværdier er anvendt en model, der er opstillet på baggrund af en spørgeskemaundersøgelse i 2006/2007, hvor jægere angav deres jagtleje og forskellige karakteristika for jagtarealet, herunder den geografiske placering (Jylland, Fyn eller Sjælland) og andelen af naturtype på arealet, jf. Lundhede mfl. (2010). Basisscenariet er sat til et typisk jagtareal i hhv. Jylland, Fyn og Sjælland med 100 pct. agermark (konventionelt landbrug). Det fremgår, at skovrejsning og åben natur giver en stigning i jagtleje på 80 – 220 kr./ha. For skovrejsningstiltaget antages det i modellen, at hele arealet plantes til med skov<sup>6</sup>, og for naturområdetiltaget antages 0 pct. skov og 0 pct. agermark. Ændringer i jagtlejeværdier i forhold til basisscenerierne optræder således for skovrejsning og natur. Som nævnt antages ingen ændrede jagtlejeværdier for økologisk eller sprøjtefri dyrkning i forhold til basisscenerierne i landsdelene, jf. tabel 6.

---

<sup>5</sup> Slæt er betegnelsen for "høst af græs".

<sup>6</sup> Dette afviger fra antagelsen om, at 75 pct. af arealet tilplantes ved skovrejsningsprojekter. Den jagtmæssige værdi antages dog ikke ændret af betydning ved denne forskel.

Tabel 6 Jagtleje og ændring heri for forskellige tiltag (2013-priser)

	Skovrejsning		Åben natur		Sprøjtefri dyrkning		Økologisk landbrug		Basis
	Jagtleje	Forskel	Jagtleje	Forskel	Jagtleje	Forskel	Jagtleje	Forskel	Jagtleje
	----- Kr. pr. ha pr. år -----								
Jylland	300	<b>144</b>	236	<b>80</b>	156	<b>0</b>	156	<b>0</b>	156
Sjælland	423	<b>203</b>	333	<b>113</b>	220	<b>0</b>	220	<b>0</b>	220
Fyn	464	<b>222</b>	365	<b>123</b>	242	<b>0</b>	242	<b>0</b>	242
Gns.	396	<b>190</b>	311	<b>105</b>	206	<b>0</b>	206	<b>0</b>	206

Anm.: Priserne er forbrugerpriser og er derfor direkte udtryk for samfundsøkonomiske priser (uden behov for omregning med nettoafgiftsfaktor).

Kilde: Lundhede mfl. (2010).

#### 5.4 Rekreative værdier

Den årlige rekreative brugsværdi af hvert af case-områderne beregnes ved hjælp af den rejseomkostningsmodel, som blev udviklet i samarbejde med Mette Termansen, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet i forbindelse med kapitlet om rekreative værdier i *Økonomi og Miljø, 2014*, jf. De Økonomiske Råd (2014) og Bjørner mfl. (2014).

Ud fra den estimerede rejseomkostningsmodel er det muligt at opgøre værdien af et nyt rekreativt naturområde. Den rekreative værdi af et givet område afhænger i modellen bl.a. af 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). Med hensyn til karakteristika har rekreative områder med nogen skov (mindst 25 pct. af arealet) i modellen en højere rekreativ værdi end åbne naturområder uden eller kun med lidt skov.

Ved opgørelse af den rekreative brugsværdi opgøres værdien af et område givet den eksisterende mængde og lokalisering af tilgængelige naturområder. Værdien af hvert område opgøres isoleret, dvs. at værdien af case-område 1 opgøres givet, at der ikke er andre case-områder, som omdannes til rekreative områder. Værdien af område 2 opgøres givet at case-område 1 og de øvrige case-områder ikke er omdannet til rekreative områder osv. Det skal bemærkes, at alle case-områder er udvalgt så de udgør et nyt selvstændigt rekreativt område.<sup>7</sup>

For hvert case-område laves to beregninger, hvor det henholdsvis antages, at området bliver til en *skov* og at området bliver til et *åbent naturområde*, hvor der er offentlig adgang (mindre end 25 pct. af området bliver skov). Med hensyn til andre karakteristika i rejseomkostningsmodellen er nogle opgjort ud fra den konkrete beliggenhed af hvert

<sup>7</sup> Alternativt kunne et case-område indgå som en udvidelse af et eksisterende område. En udvidelse af et eksisterende rekreativt område vil også øge den rekreative værdi, men beregningen vil være anderledes, jf. De Økonomiske Råd (2014).



enkelt case-område. Det gælder for størrelsen af området, kystnærhed og andel af området, som er omfattet af Natura 2000 beskyttelse (kun relevant for to af områderne).

For andre områdekarakteristika i rejseomkostningsmodellen har det været nødvendigt at lave antagelser. Således er det antaget, at mængden af stier/mindre veje svarer til gennemsnittet af alle eksisterende områder, og at andelen af ferskvand er mindre end 25 pct. af arealet. Endelig er det antaget, at skoven har en rekreativ værdi svarende til en offentlig drevet skov (brugsværdien af offentlige skove er højere i den estimerede rejseomkostningsmodel, hvilket formentlig afspejler, at offentlige skove i højere grad er indrettet publikumsvenligt).

Det fremgår, at den gennemsnitlige årlige rekreative brugsværdi ved skovrejsning i case-områderne er på ca. 13.700 kr. pr. ha pr. år, mens den gennemsnitlige brugsværdi af åbne naturområder er på 11.500 kr. pr. ha pr. år., jf. tabel 7. De estimerede parametre i modellen tilsiger således, at den rekreative brugsværdi i et åbent naturområde er godt 15 pct. lavere sammenlignet med en skov (eller blandet skov og åben natur).<sup>8</sup>

*Tabel 7 Beregnet (endelig) rekreativ værdi af skov og åbne naturområder i case-områder, 2013-priser*

	Case-områder		
	Skov	Åbent naturområde	Eksisterende skove og andre naturområder
	----- 1.000 kr. pr. ha. pr. år -----		
Minimum	0,8	0,7	0,2
5 pct. fraktil	2,8	2,4	0,8
<b>Gennemsnit</b>	<b>13,7</b>	<b>11,5</b>	<b>8,0</b>
95 pct. fraktil	33,1	27,9	24,9
Maksimum	43,2	36,5	725,0
	----- Antal -----		
Områder	50	50	2.347

Anm.: Den opgjorte værdi er brugsværdien ved besøg til pågældende områder. Værdien svarer til den "endelige" brugsværdi, når området er helt vokset til. Det må antages, at den rekreative værdi er mindre kort efter etablering. Søjlen med brugsværdien af eksisterende skove og andre naturområder dækker over alle typer eksisterende naturområder, dvs. en blanding af skove, (delvist) åbne naturområder, områder med søer mv.

Kilde: Egne beregninger på baggrund af rejseomkostningsmodel beskrevet i De Økonomiske Råd (2014) og Bjørner mfl. (2014).

Det fremgår endvidere af tabellen, at den gennemsnitlige rekreative værdi af skovrejsning eller dannelse af åben natur på case-områderne er lidt højere end den gennemsnitlige rekreative værdi af alle eksisterende naturområder.

<sup>8</sup> I beregningen for hvert case-område er den rekreative brugsværdi af at etablere et åbent naturområde altid 15 pct. lavere end hvis der blev etableret skov på området. At der er den samme procentvise forskel er formentlig udtryk for, hvordan rejseomkostningsmodellen er specificeret (en enkelt parameter i modellen fanger forskellen).

Det fremgår endvidere, at der er relativ stor variation i den beregnede rekreative brugsværdi af case-områderne. Case-områderne på Sjælland, som alle ligger i region hovedstaden eller tæt på denne (Roskilde kommune), har generelt de højeste brugsværdier. Dette harmonerer med de geografiske forskelle, som blev fundet for alle eksisterende naturområder i De Økonomiske Råd (2014).

De rekreative brugsværdier i tabel 6 er beregnet givet, at skoven og den åbne natur er udvokset og har en ligeså attraktivt karakter, som eksisterende "gamle" områder. Det kan imidlertid ikke forventes, at den rekreative brugsværdi er så høj umiddelbart efter, at et nyt naturområde etableres.

Der er tilsyneladende ikke i Danmark lavet egentlige undersøgelser, som vurderer, hvor mange besøgende der kommer på kort og lidt længere sigt i forbindelse med skovrejsning og åbne naturområder. Der er således betydelig usikkerhed i udviklingen i brugsværdien af et nyt rekreativt naturområde over tid. Udviklingen i brugsværdien over tid vil imidlertid have effekt for nutidsværdien af skovrejsning, og det er derfor nødvendigt at lave antagelser for udviklingen i rekreativ værdi over tid.

Erfaringer i forbindelse med statslige skovrejsningsprojekter peger i retning af, at der ret hurtigt kommer en del besøgende til helt nyplantede skove. Dette afspejler, at skovrejsning på landbrugsarealer også ændrer adgangsforholdene, fordi det normalt ikke er tilladt for private at færdes på dyrkede arealer. Det forekommer endvidere plausibelt, at den fulde rekreative brugsværdi først nås efter en længere periode. Endelig vurderes det, at den rekreative brugsværdi stiger hurtigere i starten af perioden end i slutningen af perioden (ændringerne i områdets udseende forekommer langsommere til sidst end i starten).

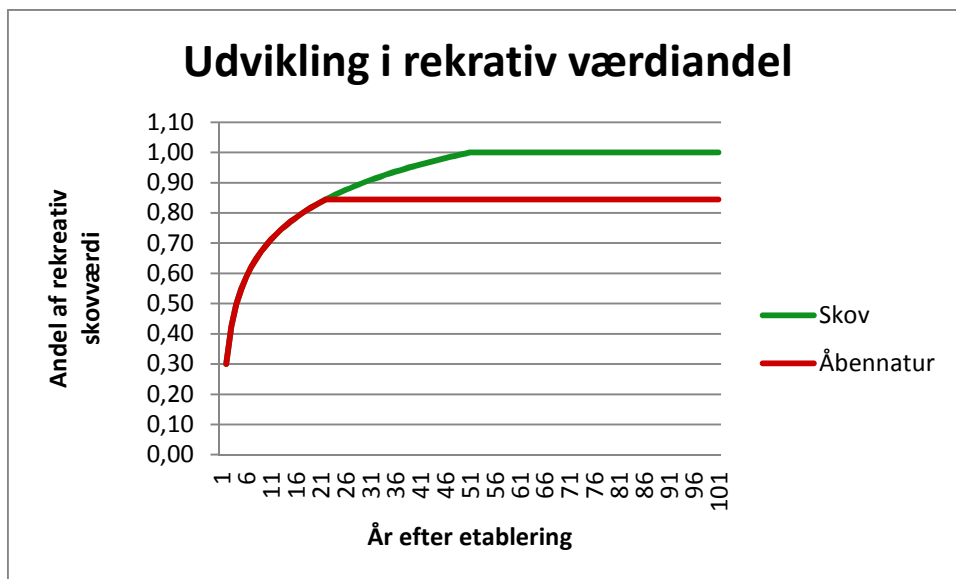
Konkret antages det i beregningerne, at brugsværdien lige efter etablering udgør 0,3 af den fulde brugsværdi og at den fulde brugsværdi er nået efter 50 år. I de mellemliggende år antages endvidere, at andelen af realiseret brugsværdi er givet ved følgende funktion, hvor  $t$  angiver etableringsåret:

$$\text{Andel brugsværdi realiseret år } t = 0,3 + 0,7 * \log_{50}(t)$$

Med denne funktion er andelen af realiseret brugsværdi på 0,3 umiddelbart efter etablering, og efter 10, 30 og 50 år er andelen af den endelige realiserede brugsværdi på henholdsvis 0,7; 0,9 og 1,0.

For åbne naturområder antages, at brugsværdien udvikler sig på samme måde for skov, men at brugsværdien ikke stiger yderligere, når værdien er kommet op på den maksimale brugsværdi for åbne naturområder (dvs. er 15 pct. lavere end for skov). Konkret betyder dette, at åbne naturområder kommer op på deres maksimale brugsværdi efter godt 20 år, jf. figur 2. Udviklingen i rekreativ brugsværdi med disse antagelser er illustreret i figuren nedenfor (hvor den endelige brugsværdi er sat til 1).

Figur 2 Illustration af udvikling i rekreativ værdi over tid



Med denne udvikling i den rekreative værdi kan nutidsværdien opgøres for en given diskonteringsrente. Anvendes en diskonteringsrente på 3 pct. svarer den annuierede værdi til 82 pct. af den (endelige) rekreative værdi for skov, mens den tilsvarende værdi for åbne naturområder er 76 pct. (stadig set i forhold til den endelige rekreative værdi for skov). Det vil sige, at den endelige rekreative værdi af at etablere et åbent naturområde udgør en andel på 85 pct. i forhold til den endelige værdi af at etablere skov på samme område, og 76 pct., når der tages højde for, at den rekreative værdi ikke realiseres med det samme. Dette er illustreret ved eksemplet i tabel 8 nedenfor, hvor det antages, at den endelige rekreative brugsværdi for en skov er på netop 10.000 kr. pr. ha. pr. år.

Tabel 8 Eksempel på forskel mellem endelig brugsværdi og annuieret nutidsværdi givet antagelse om udvikling i brugsværdi over tid og diskonteringsrate

	Skov	Åben natur
	----- Kr. pr. ha pr. år -----	
Endelig brugsværdi	10.000 (100 pct.)	8.500 (85 pct.)
<b>Annuieret brugsværdi (korrigeret for at endelig brugsværdi opnås over tid)</b>		
4 pct. diskonteringsrate	7.830 (78,3 pct.)	7.380 (73,8 pct.)
3 pct. diskonteringsrate	8.210 (82,1 pct.)	7.600 (76,0 pct.)
2 pct. diskonteringsrate	8.650 (86,5 pct.)	7.830 (78,3 pct.)

### 5.5 CO<sub>2</sub>-effekter

Der vil være varierende effekter på drivhusgasudledningen ved at anvende de forskellige arealtiltag i analysen. Effekterne er dels en sparet drivhusgasudledning ved at tage landbrugsjord ud af drift eller reducere kvælstoftildelingen, og dels en effekt som følge af kulstoflagring, som er relevant for skov og græs/natur.

#### Udtagning af landbrugsjord

I forbindelse med dyrkning/gødning af landbrugsjord udledes drivhusgasser (lattergas og CO<sub>2</sub>), som dermed reduceres, når landbrugsjorden tages ud af drift. Udledningen af lattergas opstår bl.a. ved udvaskning og omsætning af kvælstof på markerne, mens CO<sub>2</sub> er fra anvendt brændstof ved dyrkning af marken. Udledningen af drivhusgas antages at være på ca. én ton CO<sub>2</sub>-ækvivalent pr. ha årligt, jf. Dubgaard mfl. (2013). Der skelnes ikke mellem sand- og lerjord, da forskellen er minimal. Det antages, at pesticidfri dyrkning ikke ændrer i drivhusgasudledningen i forhold til konventionelt landbrug, da kvælstoftildelingen ikke forventes ændret.

#### Skovrejsning

Skovrejsning medfører reduceret drivhusgasudledning ved at binde CO<sub>2</sub> i ved- og rodmassen (biomassen) og i det øverste jordlag. Mængden af kulstof lagret pr. ha er afhængig af skovens alder, idet opbygningen sker over hele omdriftstiden på 70-120 år. Endvidere stiger den årlige binding af kulstof væsentligt med bevoksningens alder. Efter opbygningsfasen er der tale om et permanent (akkumuleret) lager med bundet kulstof. De seneste værdier for CO<sub>2</sub>-binding for repræsentative træsorter er gengivet i tabel 9.

Tabel 9 CO<sub>2</sub>-binding for hhv. løv- og nåletræ opgjort i ton CO<sub>2</sub>/ha/år i opbygningsperioden og som den akkumulerede binding i ton CO<sub>2</sub>/ha

	Omdrifts- periode	CO <sub>2</sub> -binding		Akkumuleret CO <sub>2</sub> -binding		
		Biomasse	Jordlag	Biomasse	Jordlag	I alt
	-- År --	--- Ton pr. ha	pr. år ---	-----	Ton pr. ha	-----
Løv (eg)	120	3,9	0,13	468	15,6	484
Nål (rødgran)	70	8,3	0,63	581	44	625

Anm.: Værdierne er opgjort for skov på "god jordtype", da tidligere landbrugsjorde har et højt næringsstofindhold og træerne derfor vokser godt uanset jordtype.

Kilde: Vesterdal (2014).

CO<sub>2</sub>-bindingen kan opgøres for skovrejsning på hhv. ler- og sandjord, da den karakteristiske træarts-fordeling er forskellig for disse jordtyper. Dette er f.eks. gjort i Dubgaard mfl. (2013), hvor sandjord beplantes med en overvejende andel nåletræer (70 pct.) og lerjord med udelukkende løvtræer. Den annuierede værdi af CO<sub>2</sub>-bindingen ved skovrejsning findes ved at beregne nutidsværdien af de årlige

drivhusgasreduktioner for en omdriftsperiode og nutidsværdien omregnes efterfølgende til en uendelig annuitet, jf. tabel 10, som også angiver drivhusgasreduktionen fra ophør med landbrugsdrift. Den anvendte diskonteringsrente er 3 pct. Indregnes skyggeprisen på CO<sub>2</sub> vil skovrejsning på lerjord medføre en reduktionsværdi på 1.815 kr./ha pr. år, og for sandjord er reduktionsværdien på 3.077 kr./ha pr. år. Som nævnt tidligere antages det, at tre fjerdedele af et skovrejsningsareal reelt tilplantes. Dette medfører at værdierne reduceres med 25 pct. i de endelige beregninger.

*Tabel 10 Drivhusgasreduktion ved skov på sand- og lerjord samt fra ophør med landbrug. Værdier opgjort som akkumuleret, nutidsværdi og annuitet*

	<b>Akkumuleret</b>	<b>Nutidsværdi</b>	<b>Annuitet (uendelig)</b>
	----- Ton pr. ha -----	-----	Ton pr. ha pr. år
Skov, lerjord	484	130	3,9
Skov, sandjord	583	221	6,6
Ophør m. landbrug	-	25	1

Kilde: Egne beregninger på baggrund af Vesterdal (2014) og Damgaard mfl. (2001).

#### *Økologisk jordbrug*

I økologisk jordbrug er der en mindsket lattergasudledning i forhold til konventionelt landbrug som følge af den mindre kvælstofanvendelse, jf. Jensen mfl. (2014). Desuden er der en højere andel af græsmarker end i konventionelt landbrug, hvilket medfører en øget kulstoflagring. De to faktorer medfører tilsammen en reduktion på ca. 0,6 ton CO<sub>2</sub>-ækvivalenter/ha/år, svarende til en samfundsøkonomisk værdi på 278 kr./ha.

#### *Naturarealer*

Som nævnt omlægges landbrugsjord til vedvarende græsarealer i ekstensiv drift med slæt som plejemetode. Udtagning af almindelig landbrugsjord til græs forventes at medføre en årlig kulstofakkumulering svarende til 1,833 ton CO<sub>2</sub>/ha/år over 30 år, jf. Dubgaard mfl. (2013). Omregnet til en uendelig annuitet giver det 1,1 ton CO<sub>2</sub>/ha/år. Slæt medfører en ubetydelig udledning af CO<sub>2</sub> fra brændstofforbrug, hvorfor der antages ikke at være en drivhusgasudledning fra slæt, jf. Dubgaard mfl. (2012).<sup>9</sup>

#### *Prisen på CO<sub>2</sub>*

Værdien af drivhusgasreduktioner i kvotesektoren opgøres ofte som kvoteprisen, mens den i ikke-kvotesektoren kan opgøres som skyggeprisen for drivhusgasreduktion på det ikke-kvoteomfattede område. DØRS har tidligere beregnet en sådan skyggepris i ikke-kvotesektoren til godt 350 kr. pr. ton CO<sub>2</sub> opgjort i faktorpriser svarende til ca. 450 kr. pr. ton CO<sub>2</sub> målt i forbrugerpriser, jf. De Økonomiske Råd (2013). I tabel 11 er

<sup>9</sup> Hvis afgræsning med dyr anvendes i stedet for slæt, vil der være en drivhusgasudledning fra disse dyr, såfremt de udgør en øgning af populationen. Drivhusgasudledningen fra græssende dyr kan være i størrelsesordenen ½ til fem ton CO<sub>2</sub>-ækvivalent/ha/år, jf. Dubgaard mfl. (2012).

drivhusgasreduktioner og den velfærdsøkonomiske værdi heraf opgjort for de forskellige tiltag, når de erstatter konventionel landbrugsdrift.

*Tabel 11 Tiltagenes årlige CO<sub>2</sub>-gevinster*

	CO <sub>2</sub> -gevinst		Velfærdsøk. værdi	
	Lerjord	Sandjord	Lerjord	Sandjord
	-- Ton pr. ha pr. år --		-- Kr. pr. ha pr. år --	
Skov, 100 pct.	4,9	7,6	2.210	3.435
Skov, m. 25 pct. åben natur	4,2	6,3	1.892	2.810
Åben natur	2,1	2,1	935	935
Sprøjtefri dyrkning	0	0	0	0
Økologisk landbrug	0,6	0,6	270	270

Anm.: CO<sub>2</sub>-gevinst er inklusiv sparet udledning fra ophør med landbrugsdrift og opgjort i ton CO<sub>2</sub>-ækvivalenter pr. ha pr. år. Den velfærdsøkonomiske værdi er opgjort i kr. pr. ha pr. år.

For skovrejsning er endvidere opgjort gevinsterne ved 75 pct. tilplantning med skov og 25 pct. natur.

Kilde: Egne beregninger.

### 5.6 Kvælstofudledning

Der er en positiv miljøeffekt i form af reduceret ammoniakfordampning og kvælstofudvaskning ved ophør med konventionel landbrugsdrift. Størrelsen og værdien af disse sidegevinster er bl.a. opgjort i Dubgaard mfl. (2013), og vil være relevante for skovrejsning og naturområder. For økologisk jordbrug skønnes den udvaskningsreducerende effekt (fra rodzonen) at være i størrelsesordenen 10-17 kg N/ha/år i forhold til konventionelt landbrug, jf. Børgesen mfl. (2013). I beregningerne anvendes en gennemsnitlig effekt på 13 kg N/ha/år. Det antages endvidere, at sprøjtefri dyrkning ikke ændrer væsentligt på kvælstofudledningen.

Den samfundsøkonomiske værdi af reduceret kvælstofudledning er opgjort ved skyggeprisberegninger foretaget på baggrund af omkostningerne ved at reducere N-udvaskning med yderligere 7.800 tons (til vandmiljøet) i forhold til vandplanerne fra 2011, jf. Jacobsen (2014). I nærværende analyse tages udgangspunkt i skyggepriser for kvælstof opgjort for de 23 vandoplande, der indgår i vandplanerne. Der er vandoplandene imellem forskel på, hvor stort et kvælstof-reduktionsbehov, der er nødvendigt for at opnå god tilstand i vandområderne. Forskellene skyldes bl.a., at der er variation i hvor meget kvælstof, der naturligt tilbageholdes/omdannes fra det forlader rodzonen til det når frem til vandmiljøet (retention). Dermed er det ikke nødvendigt med en lige stor indsats overfor kvælstofudledning i alle vandoplande, hvilket betyder at skyggeprisen på kvælstofreduktion vil være forskellig. For eksempel er det i visse oplande ikke nødvendigt med en yderligere kvælstofreduktion, hvorfor skyggeprisen er lig med nul, mens det i andre vandoplande er nødvendigt med en stor (og dermed dyrere) indsats, hvilket medfører en høj skyggepris. Skyggeprisen på kvælstofudvaskning fra rodzonen i de enkelte analyseområder afhænger dermed af, hvilket vandopland de ligger i. Afhængig af hvilket vandopland det enkelte analyse-

område ligger i vil prisen på kvælstofreduktion derfor være forskellig. Variationen i skyggepriser ligger mellem 0-85 kr./kg kvælstof i rodzonen og er beregnet på baggrund af Jacobsen (2014) og Jacobsen (2012).

For ammoniakemissioner er skyggeprisen opgjort til 41 kr. pr. kg ammoniak-kvælstof, jf. Dubgaard mfl. (2013). De angivne skyggepriser på kvælstof er faktorpriser, som derfor omregnes til forbrugerpriser med nettoafgiftsfaktoren.

Reduktion i ammoniakfordampning er angivet med 2,19 kg N/ha uanset jordtype og for både skovrejsning og græs (natur). Reduktion i kvælstofudvaskningen fra rodzonen er en anelse forskellig mellem hhv. skovrejsning og græs. Kvælstofudvaskningen fra skovbevoksede arealer er lav, men med en vis dynamik over omdriften. Ved skovrejsning reduceres udvaskningen i gennemsnit med 59 kg N/ha på sandjord og 32 kg N/ha på lerjord. Udvasningsreduktionen ved græs er 61 kg N/ha på sandjord og 34 kg N/ha på lerjord.

#### *5.7 Effekter af tiltag på subsidier finansieret af EU*

I det følgende beskrives relevante tilskudsordninger for de forskellige tiltag samt den andel EU eventuelt finansierer heraf. Beskrivelserne indeholder de seneste ændringer i landbrugsordningerne fra år 2015. Resultatet er opgjort i tabel 13, som viser ændringen i tilskud ved at gå fra konventionel landbrugsdrift til de forskellige arealtiltag i analysen. Ændringen er opgjort dels som den samlede ændring i tilskuddene (EU + DK) og dels som ændring i den EU finansierede andel (EU). Tilskuddene er baseret på de seneste ændringer i tilskudsordningerne, som gælder fra 2015. Tabellen viser for eksempel, at der mistes tilskud på 1.890 kr./ha ved at omlægge landbrugsjord til åbne natur, der ikke kan modtage grundbetaling. Modsat er der en "tilskudsgevinst" på 704 kr./ha ved økologisk jordbrug, hvor der både kan opnås grundbetaling og økologisk arealtilskud.

Tabel 13 Tilskudssatser for de forskellige tiltag, EU's medfinansieringsandel og forskelle i f.t. konventionelt landbrug, kr. pr. ha

	Grund- betaling	Økologisk arealtilskud	Skovrejsnings- tilskud	Ændring i tilskud (EU+DK)	Ændring i tilskud (EU)
	----- Pct. -----				
EU andel	100	75	75		
	-----		Kr. pr. ha	-----	
Konventionel bedrift	1.890	0	0		
Skovrejsning, privat <sup>1</sup>					
lerjord	484		1.142	-264	<b>-550</b>
sandjord	484		847	-560	<b>-771</b>
Skovrejsning, off./stat <sup>2</sup>	484		0	-1.406	<b>-1.406</b>
Åben natur	0			-1.890	<b>-1.890</b>
Sprøjtefri dyrkning	1.890			0	<b>0</b>
Økologisk landbrug	1.890	939		939	<b>704</b>

1) Tilskuddet til privat skovrejsning gælder for 100 pct. af arealet, dvs. ingen reduktion i tilskuddet. Hvis der kun kan gives tilskud til 75 pct. ville værdierne være -412 og -578 for hhv. ler- og sandjord.

2) Tilskuddet til statsskov er beregnet for 75 pct. af arealet, da dette antages at være tilplantningsprocenten.

Anm.: Priserne er gældende for 2015, mens øvrige priser i analysen er 2013-priser, hvilket medfører en mindre inkonsistens i beregningerne. Forskellen har dog ingen reel betydning for beregninger og konklusioner.

### Grundbetaling

Fra og med 2015 er enkeltbetalingsordningen (den direkte arealstøtte) omlagt, så den består af en grundbetaling samt af en betaling for opfyldelse af forskellige grønne krav. En almindelig betalingsrettighed, der i 2014 havde en gennemsnitsværdi på 2.014 kr. under enkeltbetalingsordningen, er således nedsat til ca. 1.286 kr. i 2015. Hertil kommer den grønne støtte på 604 kr. Den samlede udbetaling for en betalingsrettighed inklusiv den grønne støtte bliver således 1.890 kr. fra og med 2015.

Grundbetaling er den direkte arealstøtte, der udbetales for landbrugsarealer, der hovedsageligt anvendes landbrugsmæssigt, jf. NaturErhvervstyrelsen (2014). Støtteberettigede landbrugsarealer er for eksempel:

- Dyrkede arealer
- Arealer med græs, hvor aktivitetskravet er årlig slåning eller afgræsning
- Braklagte arealer
- Arealer med tilsagn til skovrejsning (kun tilskud for op til 10 år)

Følgende er eksempler på arealer, der *ikke* er støtteberettigede:

- Arealer anvendt til andre formål end landbrug
- Naturarealer



Naturarealer er arealer, hvor det kan være vanskeligt at opfylde aktivitetskravet om slåning og afgræsning, eller hvor der ikke er ønske om at opfylde aktivitetskravet, f.eks. af naturmæssige hensyn.

I nærværende analyse er det en betingelse for tiltaget "åben natur", at der er offentlig (flade)adgang, og at hovedformålet derfor ikke er landbrugsmæssig anvendelse. Dermed antages det, at der ikke kan gives grundbetaling for tiltaget.

Da tiltagene økologisk og pesticidfri dyrkning er landbrugsmæssig anvendelse af arealerne er der grundbetaling til disse arealer.

For skovrejsningsarealer kan der opretholdes grundbetaling i tilplantningsperioden og indtil 5 år efter sidste anlægsrate, hvilket sammenlagt vil sige op til 13 år. I beregningerne anvendes et gennemsnit på 10 år. Der kan endvidere ikke gives grundbetaling for lysåbne arealer indenfor skovarealet, jf. NaturErhvervstyrelsen (2014).<sup>10</sup>

En grundbetaling på 1.890 kr. over ti år kan omregnes til en uendelig annuitet på 484 kr./ha/år. Ved 75 pct. skov bliver grundbetalingen 363 kr./ha/år.

#### *Tilskud til skovrejsning*

I det følgende skelnes mellem privat, offentlig og statslig skovrejsning. Der gives støtte til skovrejsning til private ejere af landbrugsjord. Tilskuddets størrelse afhænger bl.a. af træartsvalget, og derfor er tilskuddet forskelligt for hhv. sandjord og lerjord, hvor der er forskel på løvtræsandelen. Endvidere er der forskel i støtteniveau afhængig af om skovrejsningen sker i et område, hvor skovrejsning er ønskeligt (skovrejsningsområde) eller hvor skovrejsning er mulig (neutralområde).<sup>11</sup> I nærværende analyse antages områderne at ligge i skovrejsningsområder. Privat skovrejsning medfinansieres fra EU med 75 pct. Der gives ikke tilskud fra EU til offentlig eller statslig skovrejsning.

Tilskud til privat skovrejsning udbetales over fire år (rater). Nutidsværdien af tilskuddet til privat skovrejsning opdelt efter træartsvalget på hhv. sand- og lerjord kan opgøres til 38.000 kr./ha på lerjord og 28.000 kr./ha på sandjord (ved en diskonteringsrate på 3 pct.). Heri indgår tilskud på 5.000 kr./ha betinget af, at offentligheden gives adgang som i offentlige skove. Omregnet til uendelig annuitet bliver tilskuddet på 1.142 kr./ha for skov på lerjord og 847 kr./ha for skov på sandjord.

#### *Tilskud til økologisk dyrkning*

Under antagelse af at området kommer til at indgå i en eksisterende økologisk bedrifts areal vil der fra 2015 være tale om et basistilskud på 870 kr./ha/år. Derudover er der et omlægningstilskud på 1.200 kr./ha/år i de første to år (svarende til en uendelig annuitet på 69 kr./ha/år), hvilket giver et samlet årligt tilskud på 939 kr./ha/år. EU medfinansierer 75 pct. af tilskuddet.

---

<sup>10</sup> For statsskov antages det i nærværende analyse, at 75 pct. af det aktuelle areal tilplantes med skov.

<sup>11</sup> Derudover er der også områder, hvor skov er uønsket og derfor ikke et muligt alternativ. I praksis vil skovrejsning således ikke altid være en mulighed, hvis arealet ligger i et område, hvor skovrejsning er uønsket.

### *Tilskud til naturarealer*

Tilskud til pleje af græsarealer er fra 2015 blevet yderligere målrettet, så det kun er arealer beliggende i Natura 2000 eller i de såkaldte High Nature Value (HNV) områder udenfor Natura 2000 områder, der kan få plejetilskud.<sup>12</sup> Såfremt et område er beliggende i et af de nævnte naturområder kan der gives et tilskud på 850 kr./ha/år for arealer, der plejes med slæt. EU medfinansierer 75 pct. af tilskuddet. De analyserede case-områder ligger typisk ikke i Natura 2000 områder, og ordningen er typisk ikke rettet mod at beskytte grundvand. I nærværende analyse antages som udgangspunkt, at ingen af områderne i analysen er beliggende indenfor disse naturområde-kategorier, og der dermed ikke er tilskud til arealerne.

### *Tilskud til sprøjtefrit landbrug*

Fra og med 2015 er der ingen tilskudsmuligheder for sådanne tiltag.

### *Administrationsomkostninger*

I de samfundsøkonomiske beregninger i Dubgaard mfl. (2013) indgår statens administrationsomkostninger for de enkelte tiltag.<sup>13</sup> For skovrejsning og græs er administrationsomkostningerne for eksempel opgjort til hhv. 100 og 200 kr./ha/år. I nærværende analyse inddrages ikke administrationsomkostninger, da der er tale om relativt små beløb, og fordi der er usikkerhed om den faktiske størrelse.

---

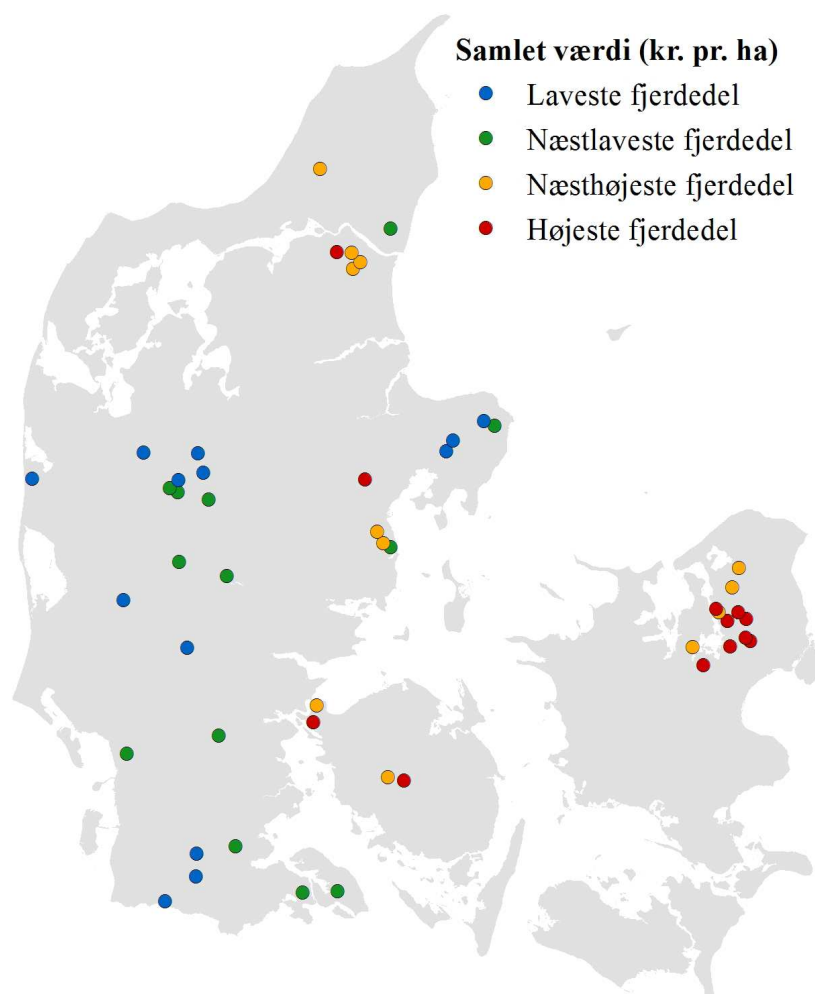
<sup>12</sup> HNV områder er udpegede områder med høj naturværdi (biodiversitetsværdier).

<sup>13</sup> Administrative omkostninger er f.eks. vedrørende centraladministration, sagsbehandling, kontrol og IT-system.

## 6. Geografisk variation og følsomhedsanalyser

De overordnede resultater for et gennemsnit af alle 50 case-områder blev beskrevet i afsnit 2, hvor det fremgik at skovrejsning var det bedste tiltag, og at sidegevinsterne ved skovrejsning oversteg de samfundsøkonomiske omkostninger. Ses der på de enkelte områder er det forsat i alle 50 case-områder skov, som kommer bedst ud efterfulgt af enten åben natur (42 områder) eller økologisk produktion (8 områder). Der er dog 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. Den største samlede gevinst pr. ha ved skovrejsning findes i case-områder tæt på de store byer, mens de laveste gevinster findes i mere tyndt befolkede egne, jf. figur 3. Dette afspejler primært de geografiske forskelle i de rekreative brugsværdier.

Figur 3 Geografisk variation i samfundsøkonomisk gevinst ved skovrejsning



## *Følsomhedsanalyser*

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

Der er formentlig større usikkerhed om størrelsen af sideeffekterne end om størrelsen af omkostninger for landbruget ved de forskellige tiltag. Derfor er 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 og 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 enten 2 eller 4 pct. (i stedet for 3 pct.)

Resultatet af følsomhedsanalyserne er sammenfattet i tabel 14 og sammenlignet med resultaterne fra basisanalysen beskrevet i tabel 1 i afsnit 2. 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.

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 11 case-områder, hvis når alle sideeffekter halveres. Disse 11 områder ligger alle i Vestjylland, hvor værdien af skovrejsning er relativ lav.

Det fremgår også af de sidste søjler i tabel 14, at det generelt er åben natur, som har den næsthøjeste værdi af de forskellige tiltag. Pesticidfri dyrkning kommer til gengæld aldrig ind på en første plads og kun i få tilfælde ind på en andenplads.

Tabel 14 Følsomhedsanalyser

	Samfundsøkonomisk værdi af tiltag				Områder fordelt på bedste og næstbedste tiltag							
	Skov	Natur	Pesticidfri	Økologi	Bedste tiltag				Næstbedste tiltag			
					Skov	Natur	Pesticidfri	Økologi	Skov	Natur	Pesticidfri	Økologi
	----- Kr. pr. ha -----				Antal områder				Antal områder			
Basisscenarie	10.700	7.000	-600	0	50	0	0	0	0	42	0	8
Rekreativ værdi, 50 pct. ned	5.100	1.800	-600	0	46	0	0	4	4	28	0	18
Alle sideeffekter, 50 pct. ned	3.200	700	-600	-600	42	0	0	8	3	23	8	16
Rekreativ værdi, 75 pct. ned	2.300	-800	-600	0	43	0	0	7	3	16	7	24
Økologi, jordrente 100 pct. op	10.700	7.000	-600	-1.700	50	0	0	0	0	45	5	0
Diskonteringsrate, 4 pct.	9.900	6.800	-600	0	50	0	0	0	0	42	0	8
Diskonteringsrate, 2 pct.	11.500	7.200	-600	-100	50	0	0	0	0	42	0	8

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

Kilde: Egne beregninger.

Der er foretaget følsomhedsanalyser med højere og lavere diskonteringsrente. Diskonteringsrenten har betydning for omkostningen ved skovrejsning samt størrelsen af den rekreative gevinst og nutidsværdien af CO<sub>2</sub>-reduktioner ved skovrejsning og nye åbne naturområder. Ændring af diskonteringsrate har dog kun beskedne betydning for den samlede værdi af tiltagene.

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 rækkes 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.

## Litteratur

Andersen, L.W., M. Bruus, T.S. Jensen, C. Marchi, C. Topping, C. Damgaard, K. Olsen, T. Dalgaard og B. Strandberg (2014): *Øger økologisk landbrug biodiversiteten?*, ICROFS nyt. Internationalt Center for Forskning i Økologisk Jordbrug og Fødevarer-systemer.

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

Børgesen, C.D., P.N. Jensen, G. Blicher-Mathiesen, K. Schelde, R. Grant, F.P. Vinther, I.K. Thomsen, E.M. Hansen, I.T. Kristensen, P. Sørensen og H.D. Poulsen (2013): UDVIKLINGEN I KVÆLSTOFUDVASKNING OG NÆRINGSSTOFFOVERSKUD FRA DANSK LANDBRUG FOR PERIODEN 2007-2011. Evaluering af implementerede virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning samt en fremskrivning af planlagte virkemidlers effekt frem til 2015. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug.

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

De Økonomiske Råd (2013): *Økonomi og Miljø 2013*.

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

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. Fødevarerøkonomisk 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 drivhusgasreducerende tiltag i relation til landbruget. IFRO Rapport 221. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi.

Finansministeriet (2015): *Personlig meddelelse*.

Gravesen, P., I.M. Balling, G. Vignoli, K.E.S. Klint, W. Brüsch, 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.

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

Jacobsen, B.H. (2012): Analyse af landbrugets omkostninger ved implementering af vandplanerne fra 2011. FOI Udredning; Nr. 2012/6. Fødevarerøkonomisk Institut.

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

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 (2014): 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.

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

NaturErhvervstyrelsen (2014): *Vejledning om direkte arealstøtte 2015*. NaturErhvervstyrelsen, Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

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

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