

## KAPITEL IV

### VÆRDI AF REKREATIVE OMRÅDER

#### IV.1 Indledning

##### **Naturen har værdi**

Naturen leverer en række ydelser, som har værdi for mennesket. Nogle af disse ydelser, f.eks. fødevarer, omsættes på markeder. Naturen leverer imidlertid også en række økosystemydelser som f.eks. biodiversitet og lagring af CO<sub>2</sub>, der ikke handles. Ejere af jorden vil typisk ikke tage højde for de ikke-markedsomsatte værdier i deres beslutning om anvendelsen af jorden. Det er derfor nødvendigt med offentlig regulering for at sikre en hensigtsmæssig balance mellem produktionen af markedsomsatte og ikke-markedsomsatte ydelser.

##### **Rekreative værdier af natur**

Glæden ved at færdes i naturen er en vigtig del af de ikke-markedsomsatte ydelser. De fleste danskere går ture i naturen, og tidligere undersøgelser finder, at der er 110 mio. besøg til danske naturområder årligt, jf. Naturstyrelsen (2012a). Derudover er der også mange, som går ture i de grønne parker i byerne. Det er vigtigt at opgøre den rekreative værdi af forskellige naturområder for at kunne vurdere, om der er en hensigtsmæssig fordeling mellem det areal, som anvendes til natur, og det areal, der anvendes til f.eks. landbrugsproduktion og boliger.

##### **Lovgivning har især fokus på naturbeskyttelse**

Eksisterende lovgivning og regler har i høj grad haft opmærksomheden rettet mod naturbeskyttelse, dvs. beskyttelsen af planter, dyr og deres levesteder. Derimod har der været mindre opmærksomhed på den rekreative brug af naturen og de afledte gevinster heraf. Der er dog kommet øget fokus på gevinsterne ved brugen af naturen. Således er der sat en proces i gang, som skal lede frem til formuleringen af en egentlig friluftspolitik i 2014.

Kapitlet er færdigredigeret den 3. februar 2014.

**Mål om  
fordobling af  
skovarealet**

Danmark har siden 1989 haft en målsætning om at fordoble skovarealet i løbet af 80-100 år, således at skove kommer til at udgøre knap en fjerdedel af det samlede danske areal. Det er en ambitiøs målsætning, som søges understøttet ved f.eks. statslig skovrejsning og ved tilskud til privat skovrejsning.

**Skovrejsning et  
instrument – ikke  
et mål i sig selv**

Der er både argumenter for og imod en sådan type målsætning. Mere skov vil godt nok give flere rekreative muligheder og derudover også andre gevinster i form af f.eks. CO<sub>2</sub>-binding, øget beskyttelse af grundvand og flere levesteder for nogle dyre- og plantearter. Det er imidlertid ikke oplagt, at skovrejsning i sig selv bør ses som et mål. Det er formentlig mere hensigtsmæssigt at opfatte skovrejsning som et instrument til at opnå bedre rekreative muligheder og andre økosystemydelser.

**Risiko for  
uhensigtsmæssig  
anvendelse af  
ressourcer**

Der vil formentlig være en stor forskel på antallet af potentielle brugere af en ny skov afhængig af, hvor denne er placeret, og det er ikke ligegyldigt i forhold til f.eks. grundvandsbeskyttelse, hvor skove præcist placeres. Det kan derfor give anledning til en uhensigtsmæssig prioritering af samfundets ressourcer at formulere målsætninger på instrumenter (skovrejsning) i stedet for på de faktiske ydelser (sikre størst mulige rekreative værdier, beskyttelse af grundvand og biodiversitet, CO<sub>2</sub>-reduktion mv.).

**Centrale  
spørgsmål**

Dette rejser en række spørgsmål, som vil blive belyst i kapitlet:

- Hvor stor er den rekreative værdi af naturområder?
- Er der stor forskel i den rekreative værdi afhængig af lokalisering, og hvor er værdien af naturområder højest?
- Giver nogle bestemte naturtyper anledning til højere rekreative værdier end andre?
- Er målsætningen om fordobling af skovarealet hensigtsmæssig?
- Skaber statslig skovrejsning og tilskud til privat skovrejsning en hensigtsmæssig geografisk lokalisering af nye skovområder?

**Bidrag**

I kapitlet analyseres de rekreative værdier af forskellige naturområder. Dette gøres ved en empirisk analyse baseret på den såkaldte rejseomkostningsmetode, hvor rejseomkostningen indgår som et mål for prisen ved at besøge et naturområde. Denne analyse er udarbejdet i samarbejde med Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.<sup>1</sup> Opgørelsen af de rekreative værdier af naturområder er baseret på analyser af den geografiske lokalisering af naturområder og befolkningen, og der er indsamlet nye oplysninger om brugen af forskellige typer af naturområder. I analysen indgår brug af både skove, åbne naturområder, strande/kyster og parker i byerne. Dette giver en mere helstøbt vurdering af værdien af rekreative områder sammenlignet med tidligere danske undersøgelser baseret på rejseomkostningstilgangen, som alene har set på den rekreative værdi af skove. Den rekreative værdi af en bynær skov vil således afhænge af, om potentielle brugere også har adgang til mange parker i byen eller andre typer af naturområder.

**Afgrænsning**

En samlet analyse af den samfundsøkonomiske værdi af naturområder bør i princippet inddrage alle ikke-markedsomsatte gevinster ved naturområder. I kapitlet er der imidlertid fokuseret på den rekreative værdi af naturområder. En nylig større metaanalyse for Storbritannien tyder på, at den rekreative værdi udgør en meget væsentlig del af alle de ikke-markedsomsatte gevinster dog med det forbehold, at det ikke er muligt at knytte en værdi til alle gevinster ved naturområder, jf. Bateman mfl. (2011) og Bateman mfl. (2013). Analysen i kapitlet tyder på, at den rekreative værdi også udgør en betydelig del af de ikke-markedsomsatte gevinster ved naturområder i Danmark.

**Tidligere analyser fra De Økonomiske Råd**

Kapitlet er relateret til to tidligere analyser fra De Økonomiske Råd. I 2012 præsenteredes en analyse af omkostningseffektive indsatser, som kan modvirke tilbagegangen i biodiversiteten i Danmark. Analysen blev udarbejdet i samarbejde med Center for Makroøkologi, Evolution og

1) Rejseomkostningsmodellen er opstillet i samarbejde med Professor Mette Termansen med bidrag fra Thomas Becker og Gregor Levin fra Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.

Klima, Københavns Universitet, jf. De Økonomiske Råd (2012). Denne analyse fandt, at beskyttelse af biodiversiteten for arter, som lever i skoven, bør ske ved en omlægning af skovdriften til urørt skov i udvalgte skovområder i Danmark. Således er generel skovrejsning ikke det mest hensigtsmæssige instrument ud fra biodiversitetshensyn. Dette tilsiger, at biodiversitetshensyn er mindre vigtige, når man skal opgøre værdien af f.eks. skovrejsning. I 2010 præsenteredes et kapitel om rekreative værdier i by og land, hvor det mere overordnet blev vurderet, hvordan rekreative hensyn kan inddrages i planlægningen. Derudover indeholdt kapitlet også en analyse, som viste, at nærhed til "bynatur" i form af søer har betydning for boligpriserne, jf. De Økonomiske Råd (2010).

### **Indhold i kapitlet**

I næste afsnit gives en beskrivelse af udfordringer og behov for regulering i forbindelse med ikke-markedsomsatte ydelser ved forskellige anvendelser af jorden. Her drøftes også, hvorvidt sundhedseffekter bør indgå som argument for flere rekreative områder. I afsnit IV.3 beskrives arealanvendelse og rekreation i Danmark, mens der i afsnit IV.4 gives en oversigt over eksisterende tiltag og regulering af betydning for de rekreative muligheder. I afsnit IV.5 præsenteres den nye empiriske model til opgørelse af den rekreative værdi af naturområder og parker i byer. I afsnit IV.6 anvendes modellen til at opgøre den rekreative værdi af en række statslige skovrejsningsprojekter samt til at belyse om privat skovrejsning med offentligt tilskud har en høj rekreativ værdi. Afsnit IV.7 indeholder sammenfatning og konklusioner.

## **IV.2 Besøg i naturen som økonomisk gode**

I dette afsnit gives en kort principiel beskrivelse af værdier ved brug af jorden og besøg i naturen betragtet som et offentligt gode. En udvidet beskrivelse af dette kan findes i De Økonomiske Råd (2010), som indeholder en bredere fremstilling af principielle betragtninger om forskellige værdier ved brug af landskabet og behovet for regulering.

**Markedsomsatte ydelser ved brug af jorden**

Jord anvendes til at producere en række varer og ydelser, som har værdi for mennesket. Jord indgår således som et vigtigt input i fremstillingen af fødevarer, men også i produktionen af andre varer og tjenester, herunder eksempelvis til boligformål. Disse varer og tjenester omsættes, og efterspørgslen efter disse goder giver anledning til en afledt efterspørgsel på jord, som er med til at bestemme jordprisen.

**Ikke-markedsomsatte ydelser også vigtige**

Jord indgår imidlertid også i tilvejebringelsen af en række ikke-markedsomsatte ydelser, som har værdi for mennesket. En mangfoldig natur understøtter således en række stabiliserende økosystemfunktioner. Skovrejsning bidrager også til lagring af CO<sub>2</sub> og bruges desuden som en indirekte metode til at sikre grundvandet mod risikoen for pesticidforurening ved konventionel landbrugsproduktion.

**Rekreation er værdifuld**

Endelig har naturen også værdi i forbindelse med rekreation. Det kan bestå i at nyde et flot naturområde, når man går en tur, eller i at tage ud i naturen for at kigge på fugle eller andre dyr. Større byparker fungerer også som "åndehuller" i byerne, hvor byboere kan gå ture eller slappe af.

**De fleste bruger naturen til rekreative aktiviteter**

Brug af naturen til rekreative aktiviteter udgør en væsentlig del af de ikke-markedsomsatte ydelser. Således besøger langt hovedparten af danskerne naturen i løbet af et år. Opgørelser baseret på spørgeskemaundersøgelser indsamlet i 2007-08 peger i retning af, at der årligt er ca. 70 mio. besøg i danske skove. Medregnes også skøn for besøg til åbne naturområder og strande/kyster, er det anslået, at der i alt foretages ca. 110 mio. besøg, jf. Skov & Landskab (2012) og Naturstyrelsen (2012a).<sup>2</sup>

2) Mange besøg omfatter mere end en naturtype. De 70 mio. besøg til skove vil således i mange tilfælde bestå af ture, hvor kombinationer af naturområder besøges (f.eks. både skov og kyst). I alt vurderes der at være foretaget 110 mio. årlige besøg til naturområder (parker i byer ikke medtaget), jf. Naturstyrelsen (2012a).

## Egenskaber af ydelser ved brug af jorden

### Flere ydelser samtidig

En given anvendelse af jorden kan både tilvejebringe markedsomsatte og ikke-markedsomsatte goder. En skov kan således levere brænde og tømmer (skovdrift), men samtidig være et rekreativt område. Ligeledes kan en eng, som bruges til græsning, have værdi for ornitologer, der betragter fuglene på arealet. I andre tilfælde vil anvendelsen af jorden kun kunne levere markedsomsatte ydelser. Områder, der anvendes til huse og haver, vil således ikke samtidig kunne anvendes til rekreation af folk udefra.

### Samfundsmæssig omkostning ved øget rekreation lav

For en række af landskabets goder gælder det, at én persons anvendelse af godet ikke påvirker andres muligheder for også at bruge det, dvs. goderne er ikke-rivaliserende. Dette gælder f.eks. den rekreative brug af større naturområder, så længe der ikke forekommer trængsel. Her vil det ikke påvirke muligheden eller glæden ved at gå en tur, at der er en anden person, som går rundt et andet sted i området. Den samfundsøkonomiske omkostning, ved at yderligere en person bruger godet, er derfor tilnærmelsesvis nul. Set fra et samfundsøkonomisk synspunkt bør et sådant gode derfor udbydes gratis. Et privat udbud af godet forudsætter imidlertid en positiv pris. Dette betyder, at godet på almindelige markedsvilkår vil blive udbudt mindre, end hvad der er samfundsøkonomisk optimalt.

### Rekreation har karakter af at være et offentligt gode

Rekreativ aktivitet i store naturområder har også i praksis karakter af at være ikke-ekskluderbar. Det vil sige, at det ikke er muligt – eller kun i begrænset omfang muligt – at udelukke nogen fra at foretage rekreative aktiviteter i naturområder. I princippet kan der godt foretages en kontrol af adgangen til store naturområder, men omkostningen ved en sådan kontrol vil ofte være meget stor. Rekreative aktiviteter i store naturområder har således karakter af at være både ikke-rivaliserende og ikke-ekskluderbare. Goder, som er karakteriseret ved at være både ikke-rivaliserende og ikke-ekskluderbare, betegnes som offentlige goder. Et gode, som ingen kan forhindres i at benytte, kan ikke sælges på et marked, og det er derfor en offentlig opgave at sikre, at godet tilvejebringes.

**Rekreation i mindre naturområder**

I parker og mindre naturområder kan rekreative aktiviteter være delvist rivaliserende. I et mindre område kan der forekomme trængsel, således at en persons brug af området mindsker glæden for andre brugere. I særlige tilfælde kan brugen af et naturområde være helt rivaliserende. Det gælder f.eks. for små populære strande, hvor der ikke er plads til flere tæpper tæt på vandet, når det er godt sommervejr. Helt overvejende vil rekreative aktiviteter i naturen dog have karakter af offentlige goder, således at et privat udbud vil være mindre end det, som er samfundsøkonomisk optimalt.

**Offentligt ejerskab eller regulering**

En samfundsøkonomisk optimal anvendelse af jorden bør tage højde for alle de værdier, som forskellige anvendelser genererer. Private beslutningstagere vil normalt fokusere på de prissatte værdier i deres beslutning om anvendelse af jorden. De tager kun i begrænset omfang højde for de øvrige ikke-markedsomsatte værdier. Forekomsten af ikke-markedsomsatte værdier i landskabet kan således begrunde en regulering af anvendelsen af jorden. Da oplevelserne har en positiv værdi for brugerne, er det en offentlig opgave at sikre udbud af ikke-prissatte landskabs- og naturoplevelser. Dette kan ske gennem regulering af det private ejerskab af landskabet eller gennem offentligt ejerskab.

**Options- og eksistensværdi ved rekreative områder**

Udover brugsværdien af rekreative områder kan det også være, at folk har en værdi af områder, de ikke benytter. Eksempelvis kan man tillægge det en værdi, at man engang i fremtiden har mulighed for at besøge rekreative områder f.eks. i forbindelse med ferier eller på ture rundt i landet. Dette betegnes som optionsværdi. Derudover kan der være såkaldte eksistensværdier, dvs. glæden ved at vide, at der findes rekreative naturområder. Options- og eksistensværdier er almindeligt anerkendt som begreber, men der er ikke konsensus om, hvor væsentlige options- og eksistensværdierne er i forhold til brugsværdien ved rekreative områder.

**Rekreative brugsværdier vigtige**

Som beskrevet ovenfor er der ud over rekreative aktiviteter en række ikke-markedsomsatte værdier af naturområder såsom beskyttelse af grundvand, understøttelse af økosystemer og CO<sub>2</sub>-lagring, som kan bidrage til at øge værdien af pågældende naturområder. Den rekreative værdi ved

brugen af naturområder udgør tilsyneladende en meget væsentlig del af de ikke-markedsomsatte værdier. For nyligt er der f.eks. lavet en grundig undersøgelse af værdien af forskellige ikke-markedsomsatte økosystemydelse i Storbritannien, jf. Bateman mfl. (2011) og Bateman mfl. (2013). Denne undersøgelse fandt, at brugsværdien ved rekreative aktiviteter havde den højeste værdi af samtlige af de prissatte økosystemydelse. Der er dog en række vigtige økosystemydelse, hvis monetære værdi er vanskelig at opgøre, og som derfor ikke var opgjort i analysen for Storbritannien. Det gælder f.eks. biodiversitetens betydning for sikring af funktionalitet og stabilitet af økosystemer samt de afledte økosystemydelse, dette giver anledning til.

**Lokalt eller  
nationalt gode**

Mange "almindelige" naturområder eller parker vil have karakter af at være et lokalt offentligt gode, som primært kommer de nærtboende til gode. Der er godt nok fri adgang til disse områder, men de besøgende kommer typisk ikke langvejs fra. Andre mere unikke naturområder har i højere grad karakter af at være nationale offentlige goder, som tiltrækker besøgende fra hele landet. Det gælder f.eks. områder som Råbjerg mile og Møns klint.

**Central eller  
decentral  
beslutning**

Helt overordnet kan der argumenteres for, at beslutningskompetencen om størrelsen af udbuddet af lokale offentlige goder bør ligge på lokalt niveau, mens beslutninger om nationale offentlige goder bør tages på centralt niveau. Isoleret set tilsiger dette, at beslutningskompetencen med hensyn til placering af almindelige naturområder og parker som udgangspunkt bør placeres på lokalt niveau, mens beslutningen om beskyttelse af mere unikke nationale goder bør placeres på nationalt niveau.

**Sundhed og tilgængelighed af naturområder**

**Sundhed og  
adgang til natur**

Ud over den umiddelbare glæde besøgende har ved at besøge et rekreativt område, fremhæves det ofte, at der ses en positiv sammenhæng mellem nærheden til eller brugen af naturområder og befolkningens sundhedstilstand. Dette bruges undertiden som et argument for, at der skal være gode rekreative muligheder ud over det, som isoleret kan begrundes ud fra glæden ved at bruge rekreative områder.



Som det beskrives nedenfor, er sundhedsargumentet dog ikke så stærkt, som det undertiden fremføres.

**Positiv sammenhæng mellem sundhed og adgang**

Der findes internationalt et meget stort antal undersøgelser, som finder en positiv sammenhæng mellem nærhed til grønne områder og forskellige indikatorer for sundhed. I dansk sammenhæng viser undersøgelser således, at personer, som bor tæt på naturområder, har højere helbredsrelateret livskvalitet og mindre stress. Endvidere er andelen af svært overvægtige højere for personer, som bor langt fra grønne områder sammenlignet med personer, som bor tæt på grønne områder, jf. Stigsdotter mfl. (2011).

**Årsag-virknings-sammenhæng?**

Der kan dog sættes spørgsmålstegn ved, om den observerede sammenhæng mellem tilgængelighed til naturområder og sundhed kan tolkes som en årsag-virkningssammenhæng. Sammenhængen kan således være udtryk for, at personer med dårligt helbred har vanskeligere ved at færdes i rekreative områder (omvendt kausalitet). Ud over dette kan personer, som er glade for at motionere i naturen, vælge at flytte til områder med gode rekreative muligheder. I så fald kan etableringen af et nyt naturområde betyde, at der på sigt sker en reallokering af personer, som kan lide at motionere i naturen, uden at det nødvendigvis betyder, at der samlet set bliver flere, som motionerer. Endvidere tager mange undersøgelser af sammenhængen mellem tilgængelighed til natur og motion i naturen ikke højde for, at den øgede motion i naturen kan ske på bekostning af motionsaktiviteter andre steder, som f.eks. en løbetur i villakvarteret eller på et løbebånd i fitnesscenteret. Endelig er boliger nær naturområder typisk dyrere, og der er derfor relativt få lavindkomstfamilier, som bor tæt på naturområder. Familier med lav uddannelse og lav indkomst har generelt en dårligere sundhedstilstand end højtuddannede med høj indkomst. I så fald kan den observerede sammenhæng mellem sundhedstilstand og tilgængelighed til naturområder i virkeligheden skyldes forskelle i uddannelses- og indkomstniveau.

**Få undersøgelser afdækker årsag-virknings-sammenhæng**

Oversigtsstudier fremhæver således, at selv om der er mange undersøgelser, som finder en sammenhæng mellem tilgængelighed til rekreative områder og sundhed, så er der kun få studier, som har et design og et tilstrækkeligt data-

grundlag til at evaluere, om sammenhængen dækker over en egentlig årsag-virknings-sammenhæng. Undersøgelser, som har et design, der kan afdække egentlige årsag-virkningssammenhænge, finder ofte mere begrænsede eller ligefrem ingen effekter på sundhed, jf. Olsen mfl. (2013), Starnes mfl. (2011) samt Lee og Maheswaran (2011).<sup>3</sup> Førstnævnte indeholder også en kritisk gennemgang af danske undersøgelser.

### **Sundhedseffekt ikke velbelyst**

Alt i alt bør man være varsom med at overvurdere effekten af nye naturområder på sundheden. Dette er ikke ensbetydende med, at nye naturområder ikke har nogen sundhedseffekter, men størrelsen af disse effekter er ikke så velbelyste, som det undertiden fremstår.

## **IV.3 Arealanvendelse og rekreation i Danmark**

Som følge af landbrugsproduktionen anvendes arealet i Danmark relativt intensivt. Dette mindsker muligheden for at bruge naturen til gåture og andre rekreative aktiviteter. De rekreative muligheder afhænger imidlertid ikke kun af, hvor meget natur der findes, men også af ejendomsrettigheder og adgangsregler for brug af naturen.

### **Indhold i afsnit**

I dette afsnit gives en kort beskrivelse af udviklingen og den geografiske fordeling af forskellige naturtyper samt af brugen af naturen. I det følgende afsnit beskrives adgangsregler og anden regulering, som har betydning for den rekreative anvendelse af naturen i Danmark.

### **Arealanvendelse i Danmark**

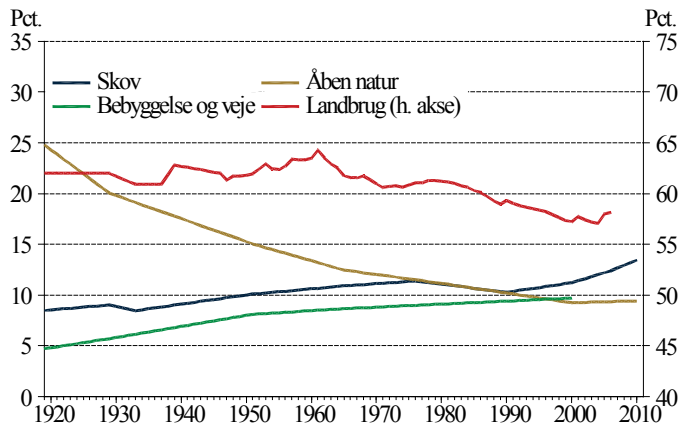
### **Forskydninger i arealanvendelsen**

Arealanvendelsen er vigtig for de rekreative muligheder. For eksempel foretages der mange rekreative ture i skove, mens dyrkede landbrugsarealer generelt ikke må anvendes til rekreative aktiviteter. Der er sket en række forskydninger i arealanvendelsen i Danmark i det 20. århundrede. Således

3) Undersøgelser, som kan belyse årsag-virkningssammenhængen, er f.eks. undersøgelser, som sammenligner sundhedstilstand (eller sundhedsadfærd) før og efter etableringen af et nyt naturområde.

er andelen af arealet med åben natur mere end halveret i løbet af de seneste 100 år. Åbne naturtyper omfatter eng, overdrev, strandeng, mose, hede og klit. Set over samme periode er andelen af areal, som anvendes til bebyggelse og veje, fordoblet fra knap 5 pct. til knap 10 pct. Der har også været en stigning i skovarealet. Endelig er areal anvendt til landbrugsjord faldet i den sidste halvdel af perioden, jf. figur IV.1.

Figur IV.1 Udviklingen i arealanvendelsen



Anm.: Oplysninger om andelen af skov, åben natur samt bebyggelse og veje er ikke tilgængelige i alle år. Søer, vandløb og arealer med udefineret anvendelse er udeladt. Kategorierne summer derfor ikke helt til 100 pct.

Kilde: Levin og Normander (2008) og DMU ([www.naturogmiljoe.dmu.dk/jord/11](http://www.naturogmiljoe.dmu.dk/jord/11)).

### Regionale forskelle i arealanvendelse

Der er regionalt væsentlige forskelle på arealanvendelsen. Der er mest skov i Region Hovedstaden og Region Midtjylland, mens Region Nordjylland har den højeste andel af åben natur. Ses der på den samlede andel af skov, åben natur samt søer og åer findes de laveste andele i Region Sjælland og Region Syddanmark. Disse to regioner har til gengæld de højeste andele af areal, som anvendes til landbrug, jf. tabel IV.1.

Tabel IV.1 Arealanvendelse i Danmarks regioner

	Hoved- staden	Sjælland	Syd- danmark	Midt- jylland	Nord- jylland	Hele landet
	----- Pct. -----					
Byer og veje	32	15	13	13	13	<b>14</b>
Landbrug	39	66	66	60	59	<b>61</b>
Skov	17	12	12	16	12	<b>13</b>
Åben natur	7	5	8	9	14	<b>9</b>
Søer og åer	5	2	1	2	2	<b>2</b>
I alt	100	100	100	100	100	<b>100</b>

Anm.: I fordelingen indgår ikke areal med udefineret arealanvendelse (ca. 2 pct. af det samlede areal). Fordelingen på arealanvendelse kan ikke direkte sammenlignes med figur IV.1 på grund af forskelle i opgørelsesmetode.

Kilde: Egne beregninger på baggrund af Basemap, jf. Levin mfl. (2012).

### Meget statsskov i Region Hovedstaden – lidt i Region Sjælland

For skov har ejerformen indflydelse på den rekreative værdi. Således er der lempeligere adgangsregler i statsskove end i privatejede skove, jf. afsnit IV.4. Endvidere må det forventes, at der i statsskove i højere grad end i privatejede skove er gode faciliteter til de besøgende. I alt er ca. 70 pct. af skovarealet privat ejet, mens statsskovene udgør ca. 18 pct. Resten består af f.eks. fondsejede skove og anden offentlig ejet skov. Der er to regioner, hvor fordelingen af ejerskab skiller sig væsentligt ud i forhold til landsgennemsnittet. I Region Hovedstaden er der således meget statsskov, idet mere end halvdelen af skovarealet er statsskov, mens der kun er meget lidt statsskov (blot 5 pct.) i Region Sjælland, jf. Johannsen mfl. (2013).

### Rekreativ brug af natur og parker i Danmark

#### Indsamling af data om brug af naturområder og parker

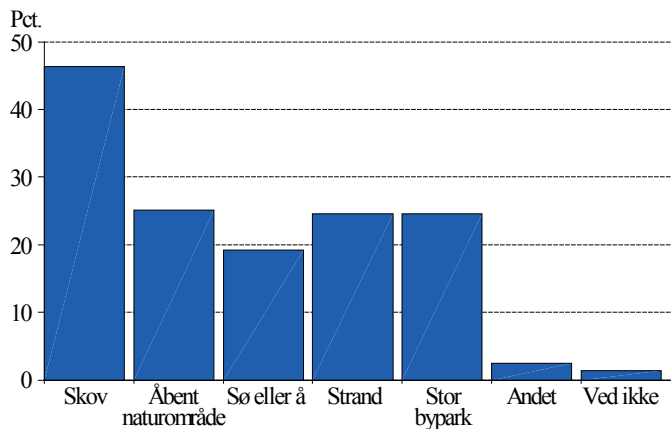
I forbindelse med kapitlet er der indsamlet oplysninger om 2.500 danskeres besøg i naturområder og parker. Indsamlingen af disse data er rettet mod at opgøre værdien af rekreative arealer ud fra den såkaldte rejseomkostningstilgang. Denne analyse beskrives nærmere i afsnit IV.5. Undersøgelsen giver imidlertid også en opdateret beskrivelse af, hvilke typer af områder danskerne besøger, og hvor

mange ture, der foretages i løbet af et år. Indsamlingen af data er beskrevet i boks IV.1.

### Mange besøg i skov

Undersøgelsen af befolkningens rekreative aktiviteter viser, at skov var den hyppigst besøgte naturtype. Næsten halvdel af respondenternes seneste besøg gik til en skov. Derefter følger besøg i større parker i byerne, strand og åbne naturområder, som kommer ind på en delt andenplads, jf. figur IV.2. Fordelingen af besøg i naturområder harmonerer overordnet med en tidligere undersøgelse fra Skov & Landskab indsamlet i 2007-08. I denne er skov ligeledes det mest besøgte naturområde efterfulgt af strand og kyst.<sup>4</sup>

Figur IV.2 Fordeling af besøg til naturområder og parker



Anm.: Respondenterne havde mulighed for at afkrydse mere end en type af område. Summen af andelene er derfor større end 100.

Kilde: Jf. boks IV.1.

4) Undersøgelserne er dog ikke helt sammenlignelige. I Skov & Landskabs undersøgelse indgik besøg i parker i byer ikke, mens der var medtaget forskellige separate kategorier af åbne naturområder (eng, hede, mose osv.), jf. Naturstyrelsen (2012a) og Friluftsrådet (2013).

#### *Boks IV.1 Indsamling af data om rekreation*

Oplysninger om brug af rekreative områder blev indsamlet via et internetbaseret spørgeskema. Formålet var at indhente oplysninger om rekreative ture til skove, åbne naturområder (eng, hede, strandeng mv.), søer/åer, strande og større parker i byer. I spørgeskemaet fokuseres på ture, hvor hovedformålet med turen var at besøge pågældende typer af områder. For eksempel beskrives det i spørgeskemaet, at respondenterne ikke skal medtage ture gennem naturområder (uden ophold) eller rundture, som ikke går til et bestemt område. Det skyldes, at formålet primært er at opgøre den rekreative brugsværdi af større (veldefinerede) områder.

Der blev indsamlet svar fra 2.500 respondenter på 18 år og derover. Respondenterne var repræsentativt fordelt på køn, simpel geografi (øst eller vest) og aldersgrupper under 70 år (18-34 år, 35-49 år og 50-69 år). For personer på 70 år og derover blev indsamlet svar fra så mange som muligt, men det var ikke muligt at få et tilstrækkeligt antal svar for denne aldersgruppe til at sikre en repræsentativ andel. Sammenlignet med hele befolkningen var der en mindre overvægt af besvarelser fra personer i bykommuner. Til gengæld var der relativt mange besvarelser fra højtuddannede, hvilket ofte ses for data indsamlet via internetpaneler, jf. Olsen (2009). I alle analyser er anvendt vægte, som tager højde for forskelle i uddannelse og alder i forhold til befolkningen. Indsamlingen af data blev foretaget af Userneeds i maj 2013. Ideelt set bør en undersøgelse af besøg i rekreative områder gennemføres ved gentagne dataindsamlinger over et år for at tage højde for sæsonudsving. Dette var dog ikke muligt af tidsmæssige årsager.

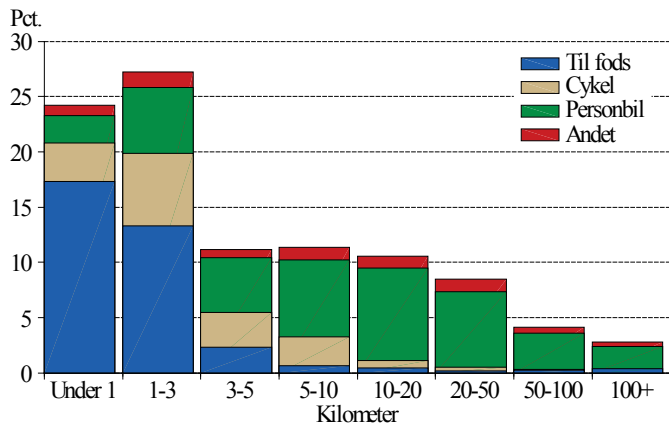
I undersøgelsen stilles spørgsmål om respondentens seneste besøg og det samlede antal ture i løbet af de seneste 12 måneder. Blandt andet skulle respondenterne på et kort markere, hvortil seneste tur gik. Respondentens markeringer blev efterfølgende sammenholdt med en kortlægning af parker i byer og større naturområder, som anvendes til rekreative ture (skove, åbne naturområder og parker). Denne kortlægning beskrives nærmere i afsnit IV.5. Efterfølgende blev beregnet (korteste) transportafstand mellem respondentens startsted og det besøgte område. Af de indsamlede data for 2.500 personer anvendes i kapitlet oplysninger for 1.752 personer. Reduktionen skyldes bl.a., at nogle respondenter ikke har angivet et større veldefineret naturområde, men i stedet enten et lille naturområde eller et område, som ikke indgår i definitionen af naturområder, og at nogle respondenter blev udeladt pga. svar, som ikke forekommer plausible mv.

En nærmere beskrivelse af dataindsamlingen er tilgængelig i et dokumentationsnotat, som kan fås ved henvendelse til De Økonomiske Råds Sekretariat.

### Nærhed vigtig for rekreation

Nærhed har stor betydning for, hvilket område der besøges. Det fremgår således, at halvdelen af respondenternes seneste besøg var til et naturområde eller en park, som var mindre end 3 km væk, jf. figur IV.3. Det fremgår også, at valget af transportmiddel ikke overraskende afhang af afstanden til det besøgte område. Når der ikke var langt til det besøgte naturområde, gik eller cyklede man ofte, mens bilen typisk blev brugt ved længere afstande. Alt i alt blev transporten til naturområdet eller parken oftest foretaget i bil (42 pct.), til fods (33 pct.) eller på cykel (17 pct.).<sup>5</sup>

Figur IV.3 Afstand og transportmåde til besøgt naturområde eller park



Anm.: Baseret på beregnede (korteste) transportafstande til besøgt naturområde eller bypark. Kategorien "andet" omfatter bl.a. tog, bus, knallert og motorcykel.

Kilde: Jf. boks IV.1.

### De fleste ture startede fra bopælen

Langt hovedparten af besøgene til naturområder og byparker startede fra personens bopæl (80 pct.). Øvrige ture startede især fra familie/venner (8 pct.), mens resten var fra

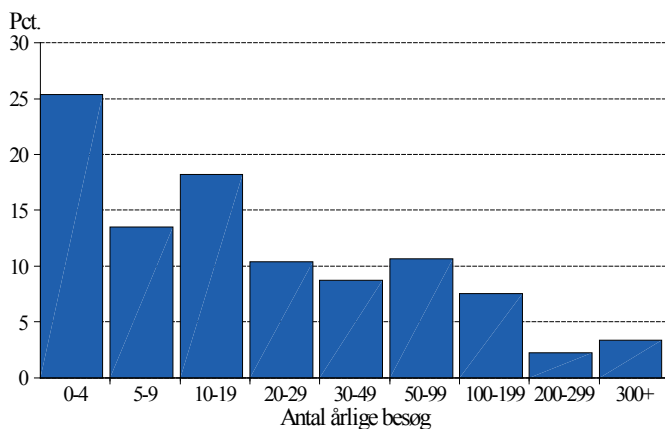
5) Der er nogle respondenter, som har angivet, at de har gået til området, selv om det udpegede område er meget langt væk. Dette kan være respondenter, som har misforstået spørgsmålet og i stedet har angivet, hvordan de har bevæget sig rundt i det besøgte område (i stedet for hvordan de kom hen til området).

arbejde (2 pct.), feriebolig (4 pct.) eller “andet” (6 pct.). Det tyder på, at det især er nærheden til boligområder, som er væsentlig for brugen af rekreative områder.<sup>6</sup>

### Stor variation i årlige besøg

Der er meget stor forskel på, hvor ofte forskellige personer besøgte naturområder og store byparker. Således har hver fjerde af de adspurgte angivet at have foretaget mindre end fem besøg i løbet af et år, mens ca. hver ottende har angivet at foretage mindst 100 ture om året, jf. figur IV.4.

Figur IV.4 Antal besøg pr. år



Anm.: Baseret på svarene på følgende spørgsmål: “Hvor mange gange har du besøgt et naturområde eller en bypark i de seneste 12 måneder?”.

Kilde: Jf. boks IV.1.

### 41 rekreative ture om året

I gennemsnit foretages ca. 41 ture om året, mens medianen er på 15 ture pr. år, dvs. at halvdelen af respondenterne foretager 0-15 ture om året. Det høje gennemsnit sammenlignet med medianen afspejler, at der er nogle, som foretager rigtig mange ture årligt. I en undersøgelse af antallet af besøg i skove i Danmark baseret på data indsamlet i 2007-08 blev det fundet, at der i gennemsnit foretages 33 skovbe-

6) Andelen af besøg, som er startet fra feriebolig, kan dog være undervurderet, da dataindsamlingen er foretaget uden for sommermånederne, jf. boks IV.1.



søg årligt, mens medianen her var 10 besøg pr. år, jf. Skov & Landskab (2012). Da den undersøgelse ikke medregner besøg i parker i byer og besøg, som foretages i andre naturområder end skov, forekommer det plausibelt, at der fås et lavere antal årlige besøg.<sup>7</sup>

**Er det årlige antal ture overdrevet?**

Man skal under alle omstændigheder være opmærksom på, at der kan være stor usikkerhed om opgørelsen af det årlige antal ture. Således peger nogle undersøgelser på, at man får et højere samlet antal besøg i skove ud fra spørgeskemaundersøgelser sammenlignet med optælling af besøgende i skove. Der er argumenteret for, at besøgstallet bliver overdrevet i spørgeskemaundersøgelser, fordi respondenterne ønsker at "gøre sig bedre" i forhold til antallet af deres besøg, jf. Skov & Landskab (2012). Heri skønnes, at der bør foretages en korrektion for overdrivelse med en faktor 2, dvs. at antallet af årlige besøg skal halveres.<sup>8</sup>

**Usikkerhed ved opgørelse af overdrivelsesfaktor**

Overdrivelsesfaktoren på 2 er dog også behæftet med betydelig usikkerhed. Således er overdrivelsesfaktoren baseret på skøn og opregninger, som kan undervurdere antallet af besøg. For eksempel er de anvendte optællinger af besøgende baseret på bilbesøg, mens antallet af besøgende med andre transportmidler er skønnet, jf. Jensen (2003). I en international oversigt over undersøgelser af værdien af rekreative områder anføres det på den ene side, at det ikke

- 7) I Skov & Landskabs undersøgelser fra 2007-08 er kun spurgt om det samlede årlige antal besøg i skov, men ikke om det samlede årlige antal rekreative besøg til alle naturområder. På baggrund af fordelingen af besøg til forskellige typer af område er det med udgangspunkt i de 33 skovbesøg pr. år skønnet, at der foretages godt 50 pct. flere ture i naturen i alt (i alt 110 mio. ture årligt ud fra 70 mio. ture i skove alene), jf. Naturstyrelsen (2012a). I forhold til de 33 skovbesøg pr. år svarer dette til ca. 51 besøg i alle naturområder pr. år. Dette er lidt højere end de 41 ture pr. år fremkommet i herværende undersøgelse. Undersøgelserne er dog svære at sammenligne direkte, da definitionen af ture og landskabstyper ikke er identiske.
- 8) Tidligere i dette afsnit blev angivet, at undersøgelser fra Skov & Landskab fandt, at der årligt blev foretaget ca. 70 mio. skovbesøg (og 110 mio. besøg til naturen generelt). I disse tal har Skov & Landskab foretaget en korrektion for overdrivelse ved at halvere de af respondenterne opgjorte årlige besøg.

kan afvises, at såkaldt “recall bias” potentielt kan være et problem, men på den anden side understreges det også, at der ikke findes robuste undersøgelser til belysning af størrelsen af en eventuel recall bias, jf. Parsons (2003).

#### **IV.4 Mål og instrumenter med relevans for rekreation**

##### **Indhold i afsnit**

Regeringen påbegyndte i efteråret 2012 et arbejde, som skal udmunde i Danmarks første nationale friluftspolitik. Friluftspolitikken har tidligere primært været en indirekte del af natur- og skovpolitikken i form af konkrete målsætninger for det fysiske udbud af naturindhold i landskabet og adgangen hertil. Disse målsætninger præsenteres i starten af dette afsnit. Målene i naturpolitikken kan opnås på flere måder, for eksempel ved regulering eller økonomiske incitamenter. De eksisterende virkemidler og deres relevans for den rekreative værdi af landskabet præsenteres senere i afsnittet. Til sidst i afsnittet gives en oversigt over offentlige udgifter relateret til rekreation.

##### **Nationale målsætninger med relevans for rekreation**

##### **Mål om en fordobling af skovarealet**

Den ældste eksisterende målsætning for naturindhold i landskabet er målsætningen om en fordobling af forekomsten af skov inden for en trægeneration. Denne målsætning er beskrevet første gang i Marginaljordsstrategien fra 1989 og senere gentaget i Det Nationale Skovprogram fra 2002, jf. Naturstyrelsen (2002). Skov udgjorde i 1990 ca. 11 pct. af Danmarks areal, og målsætningen svarer dermed til, at skovlandskaber i ca. 2090 skal udgøre 20-25 pct. af landarealet, jf. Naturstyrelsen (2002). For at nå dette mål vil det kræve skovrejsning på 4-5.000 ha om året i hele perioden.

##### **Grøn Vækst samlede naturpolitiske målsætninger**

I 2009 præsenterede VK-Regeringen udspillet Grøn Vækst. De fleste af de naturpolitiske tiltag i Grøn Vækst var ikke nye selvstændige mål for naturområdet, men en opsamling

og gentagelse af tidligere målsætninger. Udspillet førte til politiske aftaler herom i 2009 og 2010.<sup>9</sup>

**Målsætning om  
75.000 ha ny  
natur**

Grøn Vækst omfattede en mellemsigtet målsætning for udviklingen af skovarealet på 7.700 ha ny skov i perioden 2010-15 svarende til ca. 1.500 ha om året, jf. Regeringen (2009). Af den samlede planlagte skovrejsning forventedes det, at størstedelen (6.900 ha) skulle være privat, mens resten (800 ha) skulle være offentlig bynær skov. De skovpolitiske mål i Grøn Vækst indgik i en samlet målsætning om 75.000 ha ny natur, hvor der udover skovrejsning var ca. 17.000 ha nye åbne naturtyper, herunder mere natur i de eksisterende beskyttede naturområder, og de sidste ca. 50.000 ha var dyrkningsfrie randzoner langs søer og vandløb.

**Ny natur giver  
ikke nødvendigvis  
rekreativ værdi**

Hvorvidt de naturpolitiske målsætninger i Grøn Vækst kan forventes at give rekreativ værdi, afhænger af, i hvilket omfang offentligheden opnår adgang til arealerne. Eksempelvis vil et forbud mod dyrkning af jorden langs visse vandløb og søer (randzoner) medføre, at disse med tiden udvikler sig til at have karakter af udyrkede arealer, hvortil offentligheden har adgang. Det betyder, at arealerne har en potentiel rekreativ værdi for offentligheden, men vil også betyde, at private lodsejere skal tolerere publikum på arealet.

**Etablering af  
nationalparker**

Grøn Vækst indeholdt udover mål for naturindhold i landskabet også en gentagelse af beslutningen om etablering af nationalparker. Der er i dag udpeget i alt fem nationalparker, hvoraf tre er indviet. De danske nationalparker omfatter eksisterende arealer med et stort naturindhold, men er ikke ny natur. En udnævnelse til nationalpark har ikke i sig selv en direkte effekt på arealanvendelsen, men gennem eksisterende regler sigtes der på at øge de natur- og rekreative værdier inden for nationalparkerne, jf. Miljøministeriet (2013a).

9) Aftale mellem Regeringen og Dansk Folkeparti om Grøn Vækst i juni 2009 og Aftale mellem Regeringen og Dansk Folkeparti om Grøn Vækst 2.0 i april 2010.

## Virkemidler

### Regulering af rekreative muligheder

Muligheden for rekreative oplevelser bestemmes af det fysiske udbud af naturtyper, områdernes beliggenhed i forhold til befolkningen og endelig af adgangen til dem. Der anvendes forskellige instrumenter til at regulere befolkningens rekreative muligheder, hvilket overordnet kan ske gennem:

- adgangsregler for landskabet
- regulering af naturindholdet
- frivillige aftaler
- offentligt ejerskab

### Adgangsregler varierer

Der er typisk fri adgang til offentligt ejede arealer. Dette gælder både skove, udyrkede arealer og kyster. Adgangen til privatejede områder er derimod typisk underlagt restriktioner. Generelt er der ikke adgang til dyrkede arealer. Det er tilladt at besøge private skove, men der er ikke samme udfoldelsesmuligheder som i offentligt ejede skove. Der er særlige regler for adgang til ferske vande, fredede arealer mv., jf. tabel IV.2. Alt i alt medfører de generelle adgangsregler, at de rekreative muligheder er bedre på offentligt ejede arealer, fordi der er færre restriktioner på offentlighedens brug af arealerne.

Tabel IV.2 Adgang til naturen i Danmark

Naturtype	Offentligt eje	Privat eje
Skove	Adgang overalt døgnet rundt til fods. Adgang på stier og veje til hest og på cykel	Adgang på stier og veje i dagtimerne til fods og på cykel. Ejer kan forbyde adgang i skove på mindre end 5 ha
Udyrkede arealer	Adgang overalt døgnet rundt	Adgang i dagtimerne hvis der er lovlig adgang til arealet
Dyrkede arealer inklusiv braklagte arealer	Ingen adgang, med undtagelse af markveje til fods og på cykel	
Bræmmer/randzoner langs vandløb og søer	Adgang til arealer, som grænser op til andre arealer, hvortil der er lovlig adgang, og som har et naturindhold, der kendetegner et udyrket areal	
Søer og vandløb	Som udgangspunkt adgang i småfartøjer uden motor på søer med flere lodsejere, forudsat det ikke er til skade for vandløbet eller for andres jagt eller fiskeri	
Kyst og strand (ekskl. klitfredede arealer)	Færdsel langs kysterne tilladt	
Hav	Som udgangspunkt fri adgang	
Parker i byer	Fri adgang i henhold til konkret ordensreglement	

Kilde: Naturstyrelsen (2013a).

### **Manglende kendskab til adgangsregler**

Publikum har i stort omfang adgang til at færdes i landskabet, men en barriere kan være manglende kendskab til reglerne. Det har siden 1992 været tilladt at gå og cykle på private stier og markveje i det åbne landskab, jf. Naturstyrelsen (2013a). I 1994 og 2008 blev der gennemført undersøgelser af danskernes brug af naturen, hvori der blandet andet blev spurgt om kendskabet til adgangsreglerne. I 1994, to år efter ændringen af Naturbeskyttelsesloven, vidste 29 pct. af deltagerne i undersøgelsen, at det var tilladt at cykle på private markveje og 45 pct., at det var tilladt at gå, jf. Jensen og Skov-Petersen (2006). I 2008, 14 år efter ændringen, vidste 28 pct. af deltagerne i den nye undersø-

gelse, at det var tilladt at cykle, og 39 pct., at det var tilladt at gå på private markveje, jf. De Økonomiske Råd (2010). Effekten på den rekreative værdi af et areal af at lempe de generelle adgangsregler på arealet er selvfølgelig begrænset, hvis de besøgende ikke kender reglerne.

**Regulering af naturindhold sker primært for naturbeskyttelse**

Naturindholdet i landskabet sætter de fysiske rammer for friluftsliv. Den eksisterende regulering af naturindholdet har primært fokus på naturbeskyttelse, jf. tabel IV.3. Det er dog klart, at beskyttelse af forskellige naturtyper også vil give bedre rekreative muligheder sammenlignet med, hvis naturtyperne forsvandt. Bygge- og beskyttelseslinjer samt §3-beskyttelse er generelle beskyttelser af naturtyper og landskaber, som sigter på at undgå aktive tilstandsændringer.

**Natura 2000 udgør ca. 8 pct. af landarealet**

Målt på areal er den vigtigste naturbeskyttelse Natura 2000, som er en samlet betegnelse for RAMSAR-, habitat- og fuglebeskyttelsesområder.<sup>10</sup> Områderne er kendetegnet ved at have et stort naturindhold og udgør ca. 8 pct. af Danmarks landareal, jf. Naturstyrelsen (2013b). Områderne udpeges af EU og den danske regering i fællesskab med et formål om at opnå en gunstig bevaringstilstand for bestemte arter.

**Natura 2000-områder kan lukkes for offentligheden**

Natura 2000-områderne er udpeget på baggrund af naturbeskyttelsesformål og kan lukkes for offentligheden af hensyn til arter i udpegningsgrundlaget, jf. Therkildsen mfl. (2013). Friluftsrådet konkluderede på baggrund af en gennemgang af forvaltningsplanerne for Natura 2000-områderne for 2009-15, at 38 pct. af planerne indeholdt adgangsbegrænsninger udover de generelle adgangsregler, jf. Friluftsrådet (2011).

10) RAMSAR-konventionen er en international konvention fra 1971 til beskyttelse af fugle i vådområder. RAMSAR-områderne er alle omfattet af fuglebeskyttelsesdirektivet.

Tabel IV.3 Regulering af naturindhold i landskabet

Tiltag	Mål	Instrumenter
§3-beskyttelse	At forhindre tilstandsændring i naturtyper af en vis størrelse	Begrænsning i anvendelsesmuligheder, så længe beskyttet naturtype forekommer
Bygge- og beskyttelseslinjer	Bibeholdelse af tilstand ved kysterne, søer og åer samt omkring fortidsminder, skove og kirker	Forbud eller restriktioner, som modvirker byggeri
Fredninger	Permanent bevarelse af det fredede (art, areal eller kulturhistorisk minde)	Permanent begrænsning i anvendelsesmulighederne
Natura 2000	At opnå en gunstig bevaringsstatus for dyre- og plantearter i områderne	Begrænsning i anvendelsesmuligheder. Tilskud til miljøvenligt jordbrug og naturpleje mv.
Fredsskov	At bevare og værne de danske skove samt forøge skovarealet	Arealreservation til skov, statslig skovrejsning og statsligt tilskud til skovrejsning
Nationalparker	Naturbeskyttelse, større sammenhængende naturområder, friluftsliv og naturformidling	Frivillige aftaler (subsider) f.eks. vedr. øgede adgangsmuligheder

Anm.: Et areal kan være underlagt flere tiltag.

Kilde: Rigsrevisionen (2013), Naturstyrelsen (2013b) og De Økonomiske Råd (2010).

### Skovarealer er beskyttet af fredskovspligt

Skov er den naturtype, som danskerne angiver, at de oftest besøger. Forekomsten af skove har derfor en stor betydning for rekreative aktiviteter, jf. afsnit IV.3. Skov har siden 1805 været underlagt en særlig beskyttelse i form af fredskovspligten. Fredskovspligten omfatter i dag gamle skove, offentligt ejede skove, samt private skove rejst med statstilskud. Omtrent 85 pct. af det danske skovareal er fredsskov. At et areal er pålagt fredskovspligt betyder, at minimum 90 pct. af arealet skal være dækket af skov, og denne pligt følger arealet også efter et salg. I perioden 1990-2012 er det skovdækkede areal steget med 67-95.000 ha. Tilvæksten er

sket gennem både privat og offentligt ejede skove, jf. boks IV.2.

**Nationalparkerne har flere formål**

Nationalparkloven blev vedtaget i 2007. Der er udpeget fem nationalparker (Thy, Mols Bjerge, Vadehavet, Kongernes Nordsjælland og Roskilde-Lejre). En nationalpark skal understøtte flere formål, herunder befolkningens muligheder for at dyrke friluftsliv. Af nationalparkloven følger ingen lovfæstet naturbeskyttelse eller udvidelse af adgangsreglerne. Nationalparkerne er oprettet som fonde, hvis startkapital er finansieret af staten, og modtager derudover årligt driftsmidler over finansloven, som kan anvendes til at øge adgang og naturværdi inden for de eksisterende regler, jf. Rigsrevisionen (2013).

**Øget adgang gennem frivillige aftaler**

Øget adgang kan fremmes gennem frivillige aftaler, hvor en lodsejer vælger at give offentligheden adgang til et areal udover, hvad der er krævet af de generelle adgangsregler. Frivillige aftaler kan også bestå af, at området gøres mere tilgængeligt gennem nye stier, parkeringspladser, skiltning mv., hvilket prioriteres i statens skove. Samme resultat kan opnås ved, at stat, kommuner eller andre opkøber arealer, pålægger en servitut, som f.eks. kan fastlægge forløbet for en sti gennem et naturskønt område og videresælger arealet, evt. med et værditab.

**Øget adgang gennem fredninger**

Frivillige aftaler forudsætter samarbejde med lodsejer, og opkøb af arealer forudsætter, at private lodsejere er villige til at sælge. Naturbeskyttelsesloven giver mulighed for at frede arealer f.eks. for at sikre rekreative værdier, og fredningen er ikke frivillig for den private lodsejer. En fredning kan medføre, at det offentlige overtager ejerskabet. Det offentlige vil i fredningssager have en erstatningspligt, ligesom lodsejer kan kræve kompensation for at indgå en frivillig aftale om at åbne et areal, jf. Basse (2006).



Boks IV.2 Skovrejsning i Danmark

Danmark har en national målsætning om, at skovlandskaber skal udgøre 20-25 pct. af landarealet omkring år 2090. Målsætningen forudsætter en skovrejsning på 4.000-5.000 ha pr. år i hele perioden. I perioden 1990-2012 er det samlede skovareal forøget med mellem 67.000 og 95.000 ha svarende til ca. 3.000-4.300 ha pr. år, jf. Johannsen mfl. (2013). Størrelsen af det skovdækkede areal afhænger i stort omfang af opgørelsesmetoden, og i det følgende beskrives alene den del af skovudviklingen, hvor staten har forestået skovrejsning eller ydet tilskud til skovrejsning.

Placering af de nye skove er i dag delvist underlagt den kommunale planlægning. Kommunen udlægger arealer til negativ-, neutral- eller positivområder. Klassificeringen af arealerne påvirker placeringen af nye skove ved, at der gives højere tilskud til privat skovrejsning i positivområder. I visse tilfælde er der et decideret forbud mod at rejse skov i negativområder, og staten rejser i udgangspunktet kun skov i positivområder. Vandselskaberne kan være interesserede i at finansiere skovrejsning på arealer, som ligger i boringsnære beskyttelseszoner, hvor eksempelvis brugen af sprøjtemidler er særligt uønsket.

Naturstyrelsen rejser ca. 200 ha ny statsskov om året, jf. Naturstyrelsen (2013b). Nye statsskove består i sagens natur hovedsageligt af skov, men 20-40 pct. af arealerne består dog af andre naturtyper såsom enge, søer og vandløb. Placeringen af nye statsskove afhænger i stort omfang af lokale samarbejder og sker igennem opkøb og tilplantning af landsbrugsjord i frivillige handler. Naturbeskyttelseslovens fredningsbestemmelser kan ikke anvendes i forbindelse med statslige skovrejsningsprojekter, jf. Naturstyrelsen (2013b). Der er et krav om 50 pct. medfinansiering fra eksempelvis en kommune eller et vandselskab. Staten bliver ejer af arealerne, som pålægges fredsskopspligt og drives af Naturstyrelsen. Statslige skovrejsningsprojekter løber typisk over 10-30 år, og mange projekter er derfor igangværende. I 2013 var der igangværende projekter på ca. 12.000 ha, hvoraf de 5.000 ha er erhvervet og tilplantet eller under tilplantning. Den gennemsnitlige størrelse på statslige skovrejsningsprojekter var i perioden 1997-2009 over 350 ha pr. skovrejsningsprojekt, jf. Naturstyrelsen (2013b).

Kommuner, offentlige myndigheder og offentlige selskaber, herunder kommunalt ejede vandselskaber, kan vælge at forestå skovrejsningsprojekter, hvor staten ikke overtager ejerskabet af arealet. I 2012 og 2013 ydede staten tilskud til skovrejsningsprojekter, som forventes at resultere i 500-600 ha ny, hovedsagelig bynær offentlig skov etableret inden udgangen af 2014, jf. Naturstyrelsen (2013b).

*fortsættes*

#### Boks IV.2 Skovrejsning i Danmark, fortsat

Staten yder også et tilskud til skovrejsning på private landbrugsarealer på i alt ca. 13-40.000 kr. pr. ha. Tilskuddet varierer efter projektets udformning, hvor eksempelvis løvskov, projekter i tråd med den kommunale planlægning, og projekter, hvor der tages rekreative hensyn, medfører et højere tilskud. Rekreative hensyn kan medføre en forøgelse af tilskuddet på 3.000-10.000 kr. pr. ha. Et eksempel er skovrejsningsprojekter i et skovrejsningsområde i en nationalpark, hvor der etableres parkeringsmuligheder og gives adgang på linje med offentlig skov. Sådanne projekter modtager et tillæg på 5.000 kr. pr. ha udover det øvrige tilskud. Der blev i perioden 1998-2012 givet tilsagn om tilskud til skovrejsning på ca. 26.000 ha privatejet landbrugsjord, hvoraf ca. 18.600 ha er realiseret, svarende til ca. 1.200 ha pr. år.<sup>a</sup> Private skovrejsningsprojekter er generelt mindre projekter med et gennemsnit på ca. 7 ha, jf. Goldberg mfl. (2013).

- a) Det samlede areal, hvor der er givet tilsagn om tilskud, er 25.984 ha. I tilsagnet er der stillet krav om, at de 23.341 ha skal være bevokset med skov. De realiserede 18.629 ha er inkl. åbne arealer, hvoraf det skovbevoksede areal udgør 16.720 ha, jf. Goldberg mfl. (2013).

### Offentlige udgifter til rekreative områder

#### Flere aktører

En række forskellige aktører afholder udgifter af betydning for de rekreative muligheder. Det gælder kommuner og staten (inklusive finansiering fra EU). Derudover afholder vand- og spildevandsselskaber udgifter f.eks. i form af medfinansiering af statslige skovrejsningsprojekter. Endelig yder en række private fonde støtte til projekter, som har betydning for de rekreative muligheder.

#### Vanskeligt at skelne mellem friluftsliv og naturbeskyttelse

Det er vanskeligt at lave en præcis opgørelse af offentlige midler, som anvendes til at bevare eller udvide de rekreative muligheder. Der er således ikke en klar skillelinje mellem tiltag, som alene øger de rekreative muligheder, og tiltag, som har karakter af naturbeskyttelse. Samlet budgetterede kommuner og stat i 2013 med udgifter til naturbeskyttelse og tiltag, der øger de rekreative muligheder, for omkring 2,5 mia. kr. Kommunernes budgetterede udgifter var ca. 1,8 mia. kr., mens statens beløb sig til ca. 0,7 mia. kr. inklusiv finansiering fra EU og tips- og lottomidler. Oven i disse

beløb kommer midler fra vand- og spildevandsselskaber samt private fonde.

**Kommuner forvalter parker**

Kommunerne forestår bl.a. forvaltningen af parker og andre grønne områder. Kommunerne budgetterede med at anvende ca. 1,3 mia. kr. til grønne områder og naturpladser i 2013. Derudover budgetterede kommunerne med udgifter på 0,5 mia. kr. til naturforvaltning og naturbeskyttelse, som indirekte kan have betydning for de rekreative muligheder, jf. tabel IV.4.

**Staten forvalter statsskove**

Staten ejer grønne områder og sigter i driften og etablering af nye statslige arealer på at inkludere hensyn til mulighederne for friluftsliv. Dele af statens aktiviteter er finansieret af EU herunder Landdistriktsprogrammet. Staten budgetterede i 2013 med at anvende knap 100 mio. kr. på forskellige aktiviteter relateret til friluftsliv. Endvidere blev der i 2013 budgetteret med godt 150 mio. kr. til statslig skovrejsning og tilskud til skovrejsning. Derudover afholdes udgifter til naturbeskyttelse (Natura 2000, naturforvaltning og initiativer i forlængelse af EU's vandrammedirektiv), som i et vist omfang kan have afledt betydning for de rekreative muligheder og kvaliteten heraf, jf. tabel IV.5.

*Tabel IV.4 Væsentlige kommunale udgifter med betydning for friluftsliv i 2013*

Hovedformål	Beskrivelse	Budgetterede udgifter
		----- Mio. kr. -----
Grønne områder	Grønne områder og naturpladser	1.303
Naturforvaltning- og -beskyttelse	Naturforvaltningsprojekter, natura 2000, skove, fredningserstatninger m.m.	525
I alt		1.828

Kilde: Danmarks Statistik, Statistikbanken.

Tabel IV.5 Væsentlige udgifter med betydning for friluftsliv på finansloven 2013

Hovedformål	Beskrivelse	Udgiftsbevilling
		----- Mio. kr. -----
Friluftsliv	Nationalparker <sup>a)</sup> , Miljøministeriets fond til friluftsliv <sup>b)</sup> m.m.	99
Skovrejsning	Statslig skovrejsning og tilskud til offentlig og privat skovrejsning	147
Natura 2000	Lodsejererstatninger, sikring af skov, forvalt- ning m.m.	142
Naturforvaltning	LIFE–naturforvaltnings- projekter <sup>c)</sup> , bæredygtig skovdrift m.m.	63
Vandrammedirektivet	Ophør med vandløbsved- ligehold, statslige vådom- råder, kommunale N- og P-vådområder m.m.	313
I alt		765

a) Nationalparkerne er oprettet som fonde og modtog ved oprettelsen en engangsbevilling.

b) Tilskud primært til friluftslivsprojekter forvaltet af friluftsrådet.

c) LIFE er EU's støtteprogram for natur og miljø.

Anm.: Udgifterne er angivet brutto, dvs. inklusiv evt. bidrag fra EU. Naturstyrelsen forestår bl.a. drift af statsskove og formidling af eksisterende friluftstilbud og havde i 2013 en udgiftsbevilling på ca. 370 mio. kr., som ikke er medtaget i tabellen.

Kilde: Finanslov 2013.

### Vandselskaber rejser skov

To relativt nye aktører i relation til naturforvaltning er vand- og spildevandselskaberne. Vandselskaberne ønsker at beskytte deres boringsnære områder mod pesticider. En måde at gøre dette på er ved at medfinansiere skovrejsningsprojekter i områder med vandindvinding, jf. boks IV.2. En anden måde er ved at indgå aftaler med lokale lodsejere om at untlade sprøjtning mod en økonomisk kompensation.

**Spildevands-  
selskaber  
etablerer grønne  
områder**

Spildevandselskaberne forestår afledning af vand, og i disse år sker der en udvidelse af kapaciteten på ledningsnettet med henblik på at tilpasse sig større regnskyl. Dette kan ske ved at udvide det eksisterende kloaknet, eller ved at indgå samarbejder med kommunen omkring at bruge grønne arealer til at aflede og forsinke regnvand.

**Private fonde  
finansierer  
naturbeskyttelse  
og friluftsliv**

Private fonde yder tilskud til rekreative projekter og erhverver arealer, hvor et delformål er rekreation. Fondene opkøber selv arealer og indgår derudover i samarbejder med det offentlige og private.

**Nye initiativer**

**Ny national  
friluftspolitik i  
2014**

Regeringen påbegyndte i efteråret 2012 arbejdet med en national friluftspolitik, som forventes fremlagt i foråret 2014. Friluftspolitikken forventes præsenteret for folketinget som en redegørelse, hvor udvalgte idéer efterfølgende forventes iværksat på statens arealer, jf. Naturstyrelsen (2013b).

**Etablering af en  
naturfond**

Natur- og landbrugskommissionen præsenterede i april 2013 sine anbefalinger. Dele af kommissionens anbefalinger gik på den fremtidige forvaltning af landskabet, herunder oprettelsen af en naturfond. Fonden er realiseret i finansloven 2014 mellem Regeringen, Venstre og Det Konservative Folkeparti i et samarbejde med Villum fonden og Aage V. Jensen Naturfond. Naturfondens formål bliver at modvirke fragmenteret natur og styrke dyre- og plantelivet i Danmark samt øge adgangen til rekreative muligheder. Der er i finanslov 2014 afsat 500 mio. kr., og det forventes, at fondene bidrager med 375 mio. kr., så naturfondens kapital inden udgangen af 2015 er ca. 0,9 mia. kr., jf. Miljøministeriet (2013b).

## IV.5 Opgørelse af den rekreative værdi af naturområder i Danmark

### Økosystemydelse

Skove og andre naturområder giver anledning til en række økosystemydelse, som ikke omsættes på markeder. For eksempel bidrager en mangfoldig natur til at bevare biodiversiteten, mens skovrejsning binder CO<sub>2</sub> og også (indirekte) bidrager til at sikre grundvandet mod risikoen for pesticidforurening ved konventionel landbrugsproduktion. Endelig udgør rekreative brugsværdier ved naturområder en væsentlig samfundsøkonomisk værdi, jf. f.eks. Bateman mfl. (2013). I dette afsnit opgøres den rekreative brugsværdi af naturområder i Danmark. Opgørelsen er lavet i samarbejde med Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.<sup>11</sup>

### Metoder til opgørelse af den rekreative værdi af naturområder

#### Forskellige metoder til værdisætning

Der er forskellige metoder til at opgøre værdien af ikke-markedsomsatte goder som besøg i naturområder. Overordnet kan disse metoder opdeles i hypotetiske værdisætningsmetoder og i metoder, der benytter afslørede præferencer, hvor man ud fra personers observerede valg indirekte kan fastlægge værdien af det ikke-markedsomsatte gode. Hypotetiske værdisætningsmetoder er baseret på personers udsagn om, hvad de (hypotetisk) vil betale for et givet gode. Dette giver en risiko for, at personerne ikke i virkeligheden vil betale det angivne beløb (hypotetisk bias). For at undgå dette problem anvendes i den her præsenterede analyse en metode baseret på afslørede præferencer.

#### Afslørede præferencer

Metoder til værdisætning af rekreative områder baseret på afslørede præferencer omfatter rejseomkostningsmetoden og husprismetoden (hedonisk værdisætning). Ved rejseomkostningsmetoden betragtes rejseomkostningen som et mål for prisen ved at besøge et givet område. På baggrund heraf kan værdien af et rekreativt område fastlægges. Ved husprismetoden tages udgangspunkt i, at boliger, som er belig-

11) Mere konkret med Professor Mette Termansen med bidrag fra Thomas Becker og Gregor Levin (Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet).

gende tæt på attraktive naturområder, har en højere værdi end andre boliger. Den højere pris afspejler, hvor attraktive disse områder er.

### Værdisætning af områder ud fra rejseomkostning

Rejseomkostningsmetoden anvendes ofte til at analysere den rekreative værdi af naturområder, og det er også denne tilgang, der er valgt her. Der er flere grunde til dette. En årsag er, at der er mange naturområder, som besøges af folk, som ikke bor tæt på naturområdet. Den rekreative værdi for personer, som bor lidt væk fra et naturområde, er vanskelig at identificere med husprismetoden. Derudover tager rejseomkostningsmetoden højde for, at værdien af et naturområde må formodes at afhænge af afstanden til andre naturområder (substitution). Dette kan være vigtigt, når man skal vurdere værdien af nye rekreative områder. Rejseomkostningsmetoden belyser brugsværdier af rekreative områder, men medtager ikke options- og eksistensværdier, jf. afsnit IV.2. Metoden må derfor forventes at give et underkantskøn for værdien af et område.

### Beskrivelse af rejseomkostningsmetoden

### Ny model baseret på rejseomkostning

Til at opgøre den rekreative værdi af forskellige rekreative områder i Danmark anvendes en rejseomkostningsmodel. Grundlæggende er der tale om en såkaldt “multiple site choice” rejseomkostningsmodel, jf. f.eks. Parsons (2003), Phaneuf og Smith (2005) eller Termansen mfl. (2013).<sup>12</sup> Model, data og resultater beskrives kort i dette afsnit. En mere detaljeret beskrivelse af modellen er tilgængelig i et arbejdsrapport, som kan fås ved henvendelse til De Økonomiske Råds Sekretariat.

### To trin i modellen

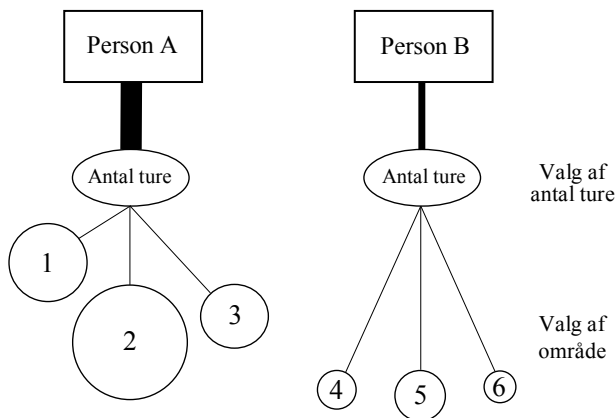
I modellen beskrives efterspørgslen efter rekreative ture i to trin. I det ene trin vælger hver person, hvor mange ture vedkommende vil foretage i løbet af en given periode. I det andet trin vælger hver person, hvilket område vedkommende vil besøge, når de foretager en tur.

12) Tidligere anvendtes såkaldte “single-site” modeller, som fokuserede på besøg til et enkelt rekreativt område. Den anvendte “multiple-site-choice” tilgang anses dog for at give mere troværdige værdier, fordi den eksplicit tillader substitution mellem rekreative områder.

**Simpel illustration af modellen**

En simpel illustration af tankegangen i de to trin i modellen er gengivet i figur IV.5 for to personer. Først betragtes de to personers valg mellem områder: Person A kan vælge mellem tre rekreative områder, der her er karakteriseret ved rejseomkostningen, som er illustreret ved afstanden mellem personen og de enkelte områder, og størrelsen af områderne. Person A vil enten vælge område 1 (ligger tættest på) eller område 2 (det største af de tre områder), idet det antages, at man generelt foretrækker store områder frem for små. Valget mellem område 1 og 2 afhænger af, hvor stor vægt personen lægger på størrelsen af området i forhold til den øgede rejseomkostning. Person B kan vælge mellem tre områder, hvor rejseomkostningen er den samme. Person B vil vælge område 5, som er det største af de tre områder.

Figur IV.5 Illustration af rejseomkostningsmodel



**Antal besøg afhænger af nærhed til områder**

Person A kan generelt vælge mellem mere attraktive områder end person B. Således er områderne 1, 2 og 3 større og tættere på person A sammenlignet med størrelse og beliggenheden af områderne 4, 5 og 6. Det vil sige, at person A har mulighed for at besøge rekreative områder, som er både bedre (større) og billigere (lavere transportomkostning) end person B. Dette tilsiger, at person A oftere vil besøge rekreative områder end person B. Denne effekt er symboliseret ved det tykkere vertikale link mellem antal ture og person



A. Det vertikale link afhænger således af tilgængelighed og kvalitet af de rekreative områder, som hver person kan vælge mellem. Rejseomkostningsmodellen er beskrevet mere detaljeret i boks IV.3.

**Brugsværdi af potentielle nye naturområder**

Rejseomkostningsmodellen kan bruges til at opgøre værdien af bestemte rekreative områder eller værdien af potentielle nye naturområder, som for eksempel et nyt statsligt skovrejsningsområde. I rejseomkostningsmodellen opgøres værdien af et område grundlæggende ved den øgede transportomkostning, som skal afholdes, hvis området forsvinder. Antag eksempelvis at person A i figur IV.5 er helt ligeglad med størrelsen af områderne. I så fald vil hun vælge område 1, som er tættest på. Hvis område 1 forsvinder, er hun nødsaget til i stedet at vælge område 2. Den øgede transportomkostning ved at vælge område 2 i stedet for område 1 er et mål for værdien af område 1. Mere generelt opgøres værdien af et område som den øgede transportomkostning tillagt tab (eller gevinster) i nyten, som afspejler dårligere (eller bedre) karakteristika ved det område, der besøges i stedet for det "fjernede" område.

**Mange faktorer påvirker værdien af et område**

Den rekreative brugsværdi af et område vil i modellen afhænge af, om der er mange personer, som potentielt kan besøge det pågældende område, og hvor ofte disse personer foretager ture til rekreative områder. Brugsværdien af et område afhænger også af, om det er et attraktivt område (gode karakteristika). Endvidere vil værdien afhænge af, om der er andre (attraktive) områder tæt på det pågældende område, dvs. om der er gode substitutionsmuligheder i forhold til rekreative aktiviteter.

Boks IV.3 Beskrivelse af rejseomkostningsmodellen

Der anvendes en såkaldt multiple site choice model, som internationalt er en gængs modeltype til at opgøre brugsværdien af rekreative områder, jf. f.eks. Phaneuf og Smith (2005) og Parsons (2003). Antag at person  $j$  kan vælge mellem  $S$  forskellige rekreative områder angivet ved fodtegn  $i$  ( $i = 1, 2, \dots, S$ ). Nytten for person  $j$  ved at besøge område  $i$  er givet ved  $v_{ij}$ :

$$v_{ij} = \beta_c c_{ij} + \beta_q q_i + e_{ij} \quad (1)$$

Her er  $c_{ij}$  person  $j$ 's transportomkostning ved besøg til område  $i$ ,  $q_i$  er en vektor af karakteristika ved område  $i$ , og  $e_{ij}$  er et led, som angiver anden nytte af et område, som ikke beskrives ved de medtagne karakteristika. Endelig er  $\beta$ 'erne parametre, som angiver personernes præferencer (antages ens for alle personer). Nytten ved at vælge et område må forventes at falde, når prisen for at besøge området er høj, dvs. at  $\beta_c < 0$ . Person  $j$  vil i en given valgsituation (dvs. en given tur) vælge det rekreative område, som giver den højeste nytte. Således vælges område  $k$  hvis:

$$\beta_c c_{kj} + \beta_q q_k + e_{kj} \geq \beta_c c_{ij} + \beta_q q_i + e_{ij} \quad \text{for alle } i \in S \quad (2)$$

Nytten ved person  $j$ 's tur er således givet ved  $\max(v_{1j}, v_{2j}, \dots, v_{Sj})$ , som i overensstemmelse med ligning (2) er nytten af turen til området med den højeste nytte.

Værdien af et givet rekreativt område – f.eks. område 1 – opgøres som reduktionen i nytte, hvis området forsvinder. Nytten uden område 1 er givet ved  $\max(v_{2j}, v_{3j}, \dots, v_{Sj})$ . For hver tur person  $j$  foretager er nyttetabet givet ved forskellen i nytten med og uden område 1. Divideres med den marginale nytte af indkomst ( $-\beta_c$ ) fås nyttetabet ved at område 1 forsvinder i monetære enheder ( $\Delta w_j^1$ ):

$$\Delta w_j^1 = - \left[ \max(v_{2j}, v_{3j}, \dots, v_{Sj}) - \max(v_{1j}, v_{2j}, v_{3j}, \dots, v_{Sj}) \right] / -\beta_c \quad (3)$$

Ændringen i nytten afhænger af, om personen i udgangspunktet valgte område 1. Hvis personen valgte område 1, reduceres nytten, fordi personen nu er tvunget til at vælge det næstbedste område til sin tur. Nyttetabet, ved at et område forsvinder, kan forenklet illustreres ved at antage, at alle områder er ens, dvs. at det udelukkende er transportomkostningen, som adskiller områderne. I så fald vil alle vælge det område, som ligger tættest på dem.

## Boks IV.3 Beskrivelse af rejseomkostningsmodellen, fortsat

Personer, som bor tættest på område 1, vil derfor opleve et nyttetab, hvis område 1 forsvinder. Dette nyttetab svarer til den øgede transportomkostning ved i stedet at skulle besøge andre områder, som ligger længere væk. Værdien af et område vil således afhænge af, om der er andre (attraktive) områder i nærheden, dvs. om der er gode substitutionsmuligheder i forhold til rekreative aktiviteter. Hvis  $\beta$ -parametrene estimeres ved en multinomial (conditional) logit model (beskrives senere), er værdien af område 1, for hver tur person  $j$  foretager, givet ved:

$$\Delta w_j^1 = \frac{IV_j^1 - IV_j^0}{\beta_c} = \frac{\ln\left(\sum_{i=2}^S \exp(\beta_c c_{ij} + \beta_q q_i)\right) - \ln\left(\sum_{i=1}^S \exp(\beta_c c_{ij} + \beta_q q_i)\right)}{\beta_c} \quad (4)$$

Her er  $IV_j^0$  (sidste halvdel af tælleren i ligning (4)) den forventede nytte for alle områder (pr. tur person  $j$  foretager), mens  $IV_j^1$  er den forventede nytte efter en hypotetisk fjernelse af område 1. Den samlede værdi af et område kan findes ved at summere over antallet af personer, som potentielt kan besøge området og antallet af gange, hver af disse personer foretager en rekreativ tur ( $t_j$ ):

$$\Delta W^1 = \sum_j t_j \Delta w_j^1 = \sum_j t_j \left( \frac{IV_j^1 - IV_j^0}{\beta_c} \right) \quad (5)$$

Antallet af ture,  $t_j$ , bestemmes af omkostningerne ved at besøge områderne og karakteristika ved de forskellige områder. Her anvendes  $IV_j^0$ , som for hver person giver et vægtet nytteindeks beregnet på baggrund af transportomkostninger og karakteristika for alle områder hver person vælger mellem. Derudover antages, at antallet af ture afhænger af personens socioøkonomiske karakteristika ( $z_j$ ):

$$t_j = f(IV_j^0, z_j) \quad (6)$$

Således er  $IV^0$  i praksis det led, der sammenkæder tilgængelighed (dvs. lav transportomkostning) og kvalitet af de rekreative områder med beslutningen om antallet af ture, jf. figur IV.5. Efter estimation kan ligning (6) anvendes til at beregne, hvor meget f.eks. et nyt rekreativt område vil forøge antallet af ture. Således vil den afledte effekt på antallet af ture indgå i beregningen af værdien af et område.

**Aftagende  
rekreativ værdi  
af yderligere  
områder**

Det er vigtigt at være opmærksom på, at metoden “kun” kan anvendes til at belyse værdien af et enkelt område (eller evt. et par områder) givet fastholdelse af andre rekreative områder. Metoden kan således ikke anvendes til at opgøre den samlede værdi af alle rekreative områder på én gang. Det må formodes, at værdien af et yderligere rekreativt område generelt er høj, når der kun findes få rekreative områder. Den samlede værdi af alle områder på én gang vil derfor være højere end værdien, hvis man summerer de opgjorte værdier af de enkelte områder. Tilsvarende må det forventes, at værdien af nye rekreative naturområder gradvist mindskes, hvis der løbende bliver flere og flere rekreative områder.

**Flere naturtyper  
end i tidligere  
danske  
undersøgelser**

Der er tidligere gennemført undersøgelser af værdien af danske rekreative områder baseret på rejseomkostningsmetoden, jf. Termansen mfl. (2013) og Zandersen mfl. (2007). Disse undersøgelser er imidlertid baseret på relativt gamle data og medtager kun besøg til rekreative områder foretaget med bil, som udgør under halvdelen af alle besøg, jf. afsnit IV.3. Endvidere medtager disse undersøgelser kun besøg i skov, og ikke andre naturområder eller parker i byer. Det kan give en misvisende opgørelse af værdien af skove, hvis man ikke medtager andre typer af områder, som også bruges til rekreative aktiviteter.

**Data**

Den opstillede rejseomkostningsmodel er baseret på følgende typer af oplysninger:

- Placering og karakteristika af rekreative områder
- Valg af rekreativt område og oplysninger om antallet af ture for et større antal personer indsamlet ved en spørgeskemaundersøgelse
- Transportomkostninger mellem personer og alle rekreative områder

**Prædiktion  
baseret på hele  
befolkningen**

Disse oplysninger anvendes i første omgang til at estimere parametrene i rejseomkostningsmodellen. Herefter anvendes de estimerede parametre til at beregne værdien af konkrete områder baseret på data for hele befolkningen. Oplys-

ninger om antallet af ture pr. år og valg af konkret naturområde er indsamlet ved en internetbaseret spørgeskemaundersøgelse, hvor respondenterne på et kort har markeret, hvilket naturområde de senest besøgte, jf. boks IV.1 i afsnit IV.3. Herefter er beregnet transportafstande mellem startsted for hver person og de forskellige naturområder. For hver person er beregnet afstand både til det valgte område og til alle andre områder, som potentielt kunne være besøgt. Ud fra de opgjorte transportafstande er beregnet rejsekostninger for hver person til alle naturområder. De anvendte data er nærmere beskrevet i boks IV.4.

**Definition af rekreative områder**

I analysen indgår rekreative naturområder uden for byer og rekreative områder i byerne (parker). Rekreative områder uden for byer er defineret ud fra en række naturtyper (f.eks. skov, hede, mose, strande/kystområder mv.). Dyrkede arealer er ikke defineret som rekreative områder, da der ikke er fri adgang til dyrkede arealer. Et rekreativt naturområde kan bestå af flere naturtyper, f.eks. kan halvdelen af området være skov og halvdelen af området hede. Uden for byer er medtaget sammenhængende rekreative områder på mindst 50 ha. I de fem største byer i Danmark er derudover medtaget mindre rekreative områder (typisk parker), mens parker i mindre byer ikke er medtaget i analysen.

#### *Boks IV.4 Anvendte data til rejseomkostningsmodellen*

##### *Rekreative områder og deres karakteristika*

De forskellige nuværende rekreative områder er identificeret ved hjælp af geografiske informationssystemer (GIS), hvor det primære kortgrundlag er Basemap, jf. Levin mfl. (2012). Et areal er defineret som et rekreativt område ud fra naturtype (f.eks. skov, hede, mose, strande/kystområder mv.). Dyrkede arealer, dvs. landbrugsjord, er ikke defineret som rekreative områder, da der ikke er fri adgang til dyrkede arealer. Uden for større byer er medtaget rekreative områder på mindst 50 ha. Der er fokuseret på disse større områder, dels fordi det er vanskeligt i praksis at inkludere et stort antal meget små områder i analysen, og dels fordi der kun er få besøg til mindre rekreative områder (uden for byerne). I de fem største byer i Danmark er udpegningen af rekreative områder dels baseret på GIS analyser og dels udvalgt på baggrund af kontakt med byernes tekniske forvaltninger. I de fem største byer er som udgangspunkt medtaget rekreative områder ned til ca. 5 ha i størrelse. Rekreative områder i de 5 største byer, som har "parklignende" karakter, kaldes herefter parker (typisk mindre områder). I alt er identificeret 2.475 forskellige rekreative områder, hvoraf de 52 er parker i de fem største byer.

Til opgørelse af karakteristika ved områderne er ud over Basemap anvendt oplysninger fra Kort10 fra Geodatastyrelsen. Endvidere er anvendt kort for privat og offentligt ejerskab af skov udarbejdet af Hans Skov-Petersen og Vivian Kvist Johannsen, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning ved Københavns Universitet ud fra data fra Naturstyrelsen og Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning.

##### *Valg af områder og antallet af ture pr. år*

Der er indsamlet oplysninger om antallet af ture til naturområder og parker inden for de seneste 12 måneder og om destination for det seneste besøg for 2.500 forskellige personer ved hjælp af et internetspørgeskema, jf. boks IV.1 i afsnit IV.3. Respondenterne har bl.a. på et kort markeret destinationen for deres seneste besøg til et rekreativt område. Efterfølgende er de angivne destinationer blevet sammenkædet med de identificerede 2.475 naturområder og parker. I de præsenterede analyser anvendes oplysninger for 1.752 personer, idet nogle besvarelser er frasorteret, f.eks. hvis respondenterne ikke har markeret et naturområde som destination for den seneste tur, hvis respondenterne har markeret en destination uden for Danmark eller pga. inkonsistente svar.

*Boks IV.4 Anvendte data til rejseomkostningsmodellen, fortsat*

*Transportafstande og transportomkostninger*

Der er beregnet transportafstande (mindste transportafstand i vejnettet) mellem hver respondent og hvert af de forskellige rekreative områder. DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet har foretaget beregningerne af disse transportafstande. Ud fra transportafstandene er beregnet transportomkostninger ved besøg til hvert område, dvs. både for ud- og hjemturen. Transportomkostningerne består af tidsomkostninger og for motoriseret transport tillige af driftsomkostninger. Driftsomkostningen ved motoriseret transport er antaget at være på 1,65 kr. pr. km, og der er anvendt en tidsomkostning på 81 kr. pr. time (2013-priser), som svarer til den værdi, der anvendes i samfundsøkonomiske beregninger af værdien af tid ved transportinvesteringer, jf. DTU Transport (2010). Hastigheden for forskellige transportmidler og transportafstande er opgjort på baggrund af oplysninger fra transportvaneundersøgelsen, jf. DTU Transport (2012).

*Data for hele befolkningen*

Ovenstående data bruges til at estimere parametrene i rejseomkostningsmodellen. Efterfølgende er brugt data for hele befolkningen til at opgøre værdien af de rekreative områder. Beregningsmæssigt er det for omfattende at opgøre transportafstande mellem hver enkelt persons bolig og alle de 2.475 forskellige rekreative områder. I stedet anvendes data, hvor befolkningen er inddelt i  $1 \times 1$  km<sup>2</sup> kvadrater. Dette giver stadig et geografisk detaljeret datasæt med i alt knap 39.000 beboede  $1 \times 1$  km<sup>2</sup> kvadrater i Danmark. Der anvendes følgende oplysninger og kilder:

- Antal beboere i hvert  $1 \times 1$  km<sup>2</sup> kvadrat i 2012 (ultimo) ved specialkørsel fra Danmarks Statistik. Et skøn for antallet af voksne beboere i hvert kvadrat er herefter opgjort ud fra andelen af voksne i det sogn, hvori kvadratet (eller hovedparten af kvadratet) ligger.
- Beregning af transportafstande (og efterfølgende transportomkostningen) mellem centrum af hvert af de knap 39.000 kvadrater og hvert af de 2.475 forskellige rekreative områder.
- Relevante socioøkonomiske karakteristika er for hvert kvadrat baseret på de gennemsnitlige socioøkonomiske karakteristika for de voksne i det sogn, hvori kvadratet ligger. Beregningen af socioøkonomiske karakteristika er baseret på registerdata i Danmark Statistik. De relevante socioøkonomiske karakteristika er de variable, der indgår i modellen for antallet af ture.

Yderligere information om anvendte data og antagelser er tilgængelig i arbejdspapir og tilhørende dokumentationsnotater, som er tilgængelig ved henvendelse til De Økonomiske Råds Sekretariat.

**17 pct. af areal –  
2.475 forskellige  
naturområder og  
parker**

Der indgår 2.475 forskellige rekreative områder i analysen, hvoraf de 52 er parker i de fem største byer. Arealet af disse områder er i alt på 716.000 ha svarende til 17 pct. af Danmarks samlede areal.<sup>13</sup> De identificerede områder er gengivet i figur IV.6. Generelt betragtes sammenhængende områder som et enkelt samlet stort område. Rekreative områder, som er gennemskåret af f.eks. en motorvej/motortrafikvej eller en jernbane, betragtes imidlertid som separate delområder i analysen. Derfor er der nogle af de rekreative områder, som ligger lige op til hinanden.

**Geografisk  
fordeling**

Der er stor variation i størrelsen af de rekreative områder. De største områder er på flere tusind ha, mens de mindste parker i byerne er på ca. 5 ha. De mindste områder er knap synlige på figuren. Generelt er der mest areal med rekreative områder i Region Hovedstaden, Region Midtjylland og Region Nordjylland, mens der er relativt lidt rekreativt areal i Region Sjælland og Region Syddanmark.

**Karakteristika af  
områder**

Der er opstillet en række karakteristika som indikatorer for den rekreative kvalitet af områderne, f.eks. størrelse, areal-typer i området, og hvorvidt området er en park, ligger ud til kysten, eller om der er større søer i området. Endvidere er medtaget oplysninger om, hvor meget af et område der er udlagt som Natura 2000. Endelig er medtaget oplysninger om tætheden af offentlige veje og stier i området og andelen af skov i området, som er privatejet.<sup>14</sup>

**Medtagne  
karakteristika  
begrænset af  
tilgængelighed**

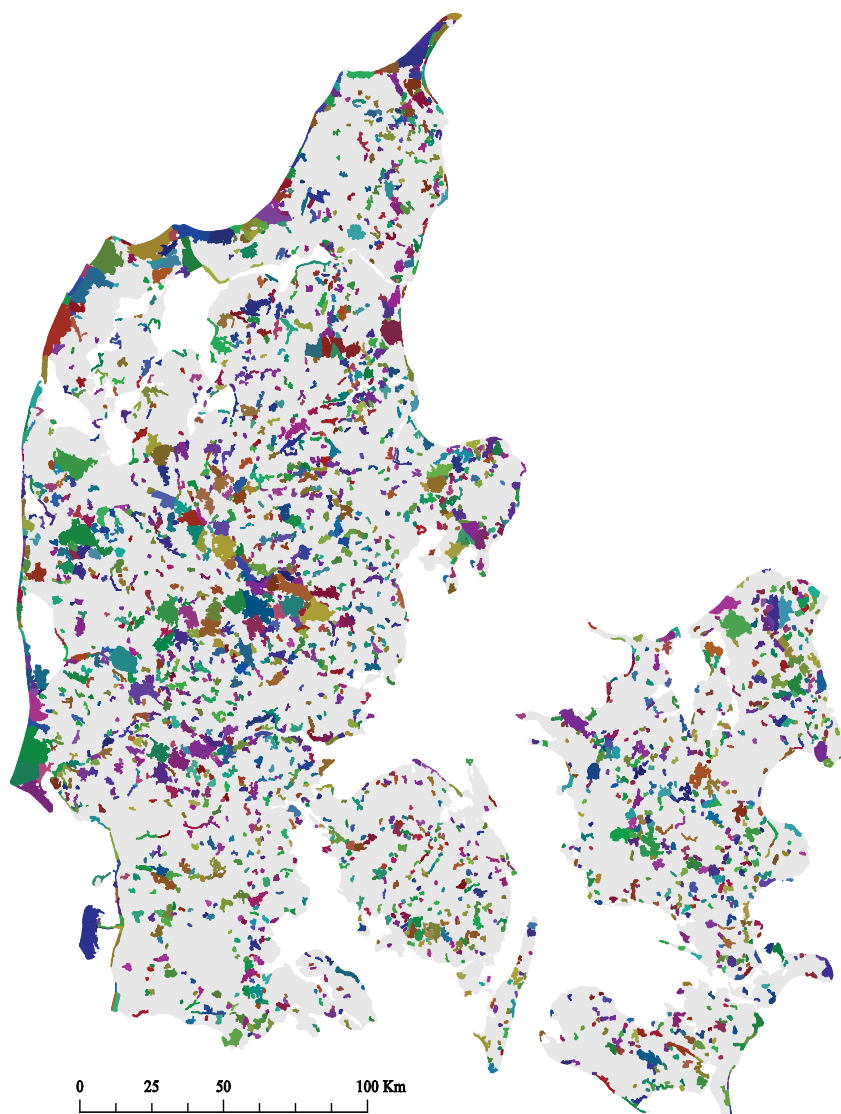
De medtagne karakteristika for områderne er i høj grad bestemt af datatilgængelighed. Det har f.eks. været forsøgt at indhente oplysninger om faciliteter for besøgende og mål for sammensætning af træer i skovene (nåletræer versus løvtræer), men oplysninger herom vurderes ikke at være geografisk dækkende eller have en tilstrækkelig kvalitet.

13) Øer uden broforbindelse (f.eks. Bornholm og Samsø) er ikke medtaget i analysen. Arealet for disse øer indgår derfor heller ikke i opgørelsen af, hvor stor en andel de udvalgte rekreative områder udgør af det samlede areal.

14) Der er kun bearbejdede oplysninger om ejerforhold for skovarealer, dvs. at ejerforhold ikke er belyst for f.eks. åbne naturområder.



Figur IV.6 Rekreative naturområder og parker i analysen



Anm.: Farven på områderne har alene til formål visuelt at adskille de forskellige områder.

Kilde: Egen opgørelse (beskrevet i boks IV.4) på baggrund af Basemap, jf. Levin mfl. (2012).

## Estimationsresultater

- To estimationer** Grundlæggende estimeres to former for valg i modellen (de to trin). Dels estimeres en relation for valg af område, som afhænger af transportomkostningen ved at besøge de forskellige områder og af karakteristika ved områderne. Dels estimeres en relation, som beskriver det samlede antal af ture i et år.
- Valg af område** Estimationen for valg af område er foretaget på baggrund af en diskret valgmodel, hvor hver person antages at vælge mellem alle de naturområder og parker, som ligger inden for 100 km i transportafstand (forudsat at man ikke krydser Storebæltsbroen). For hver af de 1.752 respondenter, som medtages i estimationen, indgår oplysninger om transportomkostningen ved at besøge hvert område og karakteristika ved områderne. Karakteristika kan opfattes som indikatorer for kvaliteten af hvert område. De estimerede parametre i valgmodellen afspejler, hvor høj vægt personer lægger på en lav transportomkostning i forhold til f.eks. størrelsen af hvert område.
- Antal ture** I estimationen for antallet af ture indgår forskellige socio-økonomiske karakteristika for respondenterne samt et vægtet indeks for tilgængelighed (lav transportomkostning) og kvalitet af alle de områder, en person antages at vælge mellem. Dette indeks ( $IV^0$ ) er defineret i boks IV.3. Estimation af de to trin er nærmere beskrevet i boks IV.5.
- Nærhed vigtig** Den estimerede model for valg mellem områder viser, at man generelt foretrækker rekreative områder, som ligger tæt på og derfor er billigere at besøge (lave transportomkostninger). Endvidere foretrækkes store områder frem for små, men gevinsten ved at øge arealet er aftagende. Således vil nytten af at øge arealet af et område med eksempelvis 10 ha være større, hvis området er lille, end hvis området er stort.
- Skove attraktive – især statsskove** Modellen viser desuden, at områder ud til havet eller med større søer generelt er mere attraktive. Derudover er områder, som indeholder meget lidt skov (under 25 pct. af arealet), mindre attraktive. Områder synes således at have højere rekreativ værdi, hvis dele af området består af skov, men

området behøver ikke nødvendigvis udelukkende at bestå af skov.<sup>15</sup> Det fremgår også, at privatejede skove er mindre attraktive end statsskove. Der kan være flere grunde til dette. En mulig forklaring er, at der generelt er mere lempe- lige adgangsregler for besøgende i statsskove sammenlignet med private, jf. afsnit IV.4. En anden forklaring er, at stats- skove i højere grad end private skove er indrettet til at give besøgende gode oplevelser, f.eks. med gode adgangsforhold og faciliteter. Generelt foretrækkes områder med gode adgangsforhold målt ved tætheden af stier og småveje i området.

**Natura 2000- områder også attraktive**

Naturområder, som indeholder Natura 2000-områder, er også generelt mere attraktive. Natura 2000-områder er udpeget for at beskytte sjældne og særegne naturtyper og dyre- og plantearter. Analyserne tyder således på, at disse områder også har en relativ høj brugsværdi på trods af, at der i nogle Natura 2000-områder er forskellige typer af adgangsrestriktioner.

**Sammenligning med tidligere undersøgelser**

Overordnet harmonerer resultaterne fra modellen for valg mellem områder med resultater fra tidligere undersøgelser. Således viser en meta-analyse af knap 100 forskellige internationale undersøgelser, at tilstedeværelsen af kyst, søer og skov generelt giver en høj rekreativ værdi i forhold til områder uden pågældende karakteristika, jf. Sen og Bateman (2012).

- 15) Det er undersøgt, om områder, som alene består af skov, har højere eller lavere rekreativ værdi sammenlignet med områder, hvoraf f.eks. kun halvdelen er skov, men der er ikke statistisk signifikante forskelle.

Boks IV.5 Estimation af de to trin i rejseomkostningsmodellen

Rejseomkostningsmodellen består af to trin for henholdsvis valg af område og valg af antallet af ture pr. år. Valg af område antages at afhænge af transportomkostningerne og karakteristika ved områderne, mens antallet af ture afhænger af socioøkonomiske karakteristika og et indeks ( $IV^0$ ) for tilgængelighed (lav transportomkostning) og kvalitet af de rekreative områder inden for 100 km transportafstand fra personens bopæl. I praksis er dette indeks i høj grad bestemt af de områder, der ligger tættest på personen.  $IV^0$  beregnes ud fra de estimerede parametre for valg af område, jf. boks IV.3. Alle variable for valg af område (transportomkostninger og karakteristika) indgår derfor også indirekte ved fastlæggelsen af antallet af ture. Fortegn af estimerede parametre for valg af område er vist i tabel A. Fortegnet på parametrene angiver, om sandsynligheden for at vælge et område med (meget af) et karakteristika er høj eller lav. Selve parametrene er ikke vist, da de ikke umiddelbart er fortolkelige. Det fremgår, at en høj transportomkostning gør et område mindre attraktivt (negativt fortegn til transportomkostningen).

Tabel A Fortegn af parametre for valg af område (conditional logit model)

Variabel	Indhold	Fortegn og signifikans af estimeret parameter	
Tomkost	Transportomkostning til hvert område	-	**
Park	Området er en park i en stor by	+	**
lnAreal	Naturlig logaritme af areal af område i ha	+	**
Stier	Km stier/veje i område pr. ha	+	**
Hav	Område ligger ned til kyst/hav	+	**
Strandpunkt	Strand/kystområde med udefineret areal <sup>a)</sup>	+	**
Ferskvand	Mindst 25 pct. af areal dækket af ferskvand	+	**
Natura2000	Andel af område omfattet af Natura 2000	+	*
Privatskov	Andel af skovareal som er privatejet	-	**
Skov25	Skov udgør mindre end 25 pct. af areal	-	*
Observationer	1752		
Pseudo R <sup>2</sup>	0,47		

a) For 76 strande/kystområder har arealet af området ikke kunne opgøres. Dummyvariablen "Strandpunkt" har værdien 1 for disse områder, og parameteren til "Strandpunkt" opfanger således også arealet af disse områder. Det er antaget, at hver person kan vælge mellem områder med en transportafstand på under 100 km fra personens bopæl/startsted.

Anm: \*\* og \* angiver signifikans på hhv. 1 og 5 pct. niveau.

## Boks IV.5 Estimation af de to trin i rejseomkostningsmodellen, fortsat

Resultater af estimation af antallet af ture er gengivet i tabel B. I tabellen er vist de gennemsnitlige marginale effekter, som er nemmere at fortolke end de estimerede parametre. Således angiver den marginale effekt for de 50+-årige, at denne aldersgruppe foretager ca. 7,5 flere ture pr. år end personer under 50 år. Det fremgår endvidere, at tilgængelighed og kvalitet af rekreative områder ( $IV^0$ ) har betydning for, hvor ofte man bruger rekreative områder. Der er en forskel på ca. 2,5 i  $IV^0$  mellem personer med meget lav  $IV^0$  (5 pct. fraktilen) og meget høj  $IV^0$  (95 pct. fraktilen). Med en gennemsnitlig marginal effekt til  $IV^0$  på 8,6 svarer det ifølge den estimerede model til, at personer med meget høj  $IV^0$  foretager ca. 22 flere ture årligt sammenlignet med personer med meget lav  $IV^0$ .

Tabel B Estimation af antallet af ture pr. år (negativ binomial regressionsmodel)

Variabel	Indhold	Marginal effekt
$IV^0$	Indeks for nærhed/kvalitet af rekreative områder i nærheden, jf. boks IV.3.	8,6**
50plus	Personers alder 50 eller derover	7,5**
Lejlighed	Person bor i lejlighed	-6,7*
Grundskole	Grundskole højeste uddannelse	18,7**
Mellemlang	Mellemlang videregående uddannelse	17,3**
Lang	Lang videregående uddannelse	23,6**
Højindkomst	Personlig indkomst over 600.000 kr.	-14,3*
Rsjælland	Bopæl i Region Sjælland	15,7**
Rsyd	Bopæl i Region Syddanmark	-0,8
Rmidt	Bopæl i Region Midtjylland	-8,8*
Rnord	Bopæl i Region Nordjylland	12,6*
Observationer	1752	
Pseudo $R^2$	0,01	

Anm: Referencepersonen er under 50 år, bor i hus/rækkehus, tjener under 600.000 kr., bor i Hovedstadsområdet og er enten faglært eller har en kort videregående uddannelse. Et konstantled er medtaget i estimationen. \*\* og \* angiver signifikans på hhv. 1 og 5 pct. niveau.

Forskellige specifikationer og variable er afprøvet. Dette er beskrevet i et arbejds-papir, som kan fås ved henvendelse til De Økonomiske Råds Sekretariat.

**Antallet af ture  
afhænger af  
nærhed og  
kvalitet**

Estimationen for antallet af ture viser, at personer, som bor nær ved (mange) rekreative områder, oftere foretager rekreative ture. Derudover foretager ældre og højtuddannede personer relativt mange ture, mens personer med høj indkomst foretager relativt få ture (givet der er korrigeret for uddannelse), jf. boks IV.5. En tidligere rejseomkostningsundersøgelse baseret på danske data har ligeledes fundet, at ældre foretager relativt mange ture, jf. Zandersen mfl. (2007).<sup>16</sup>

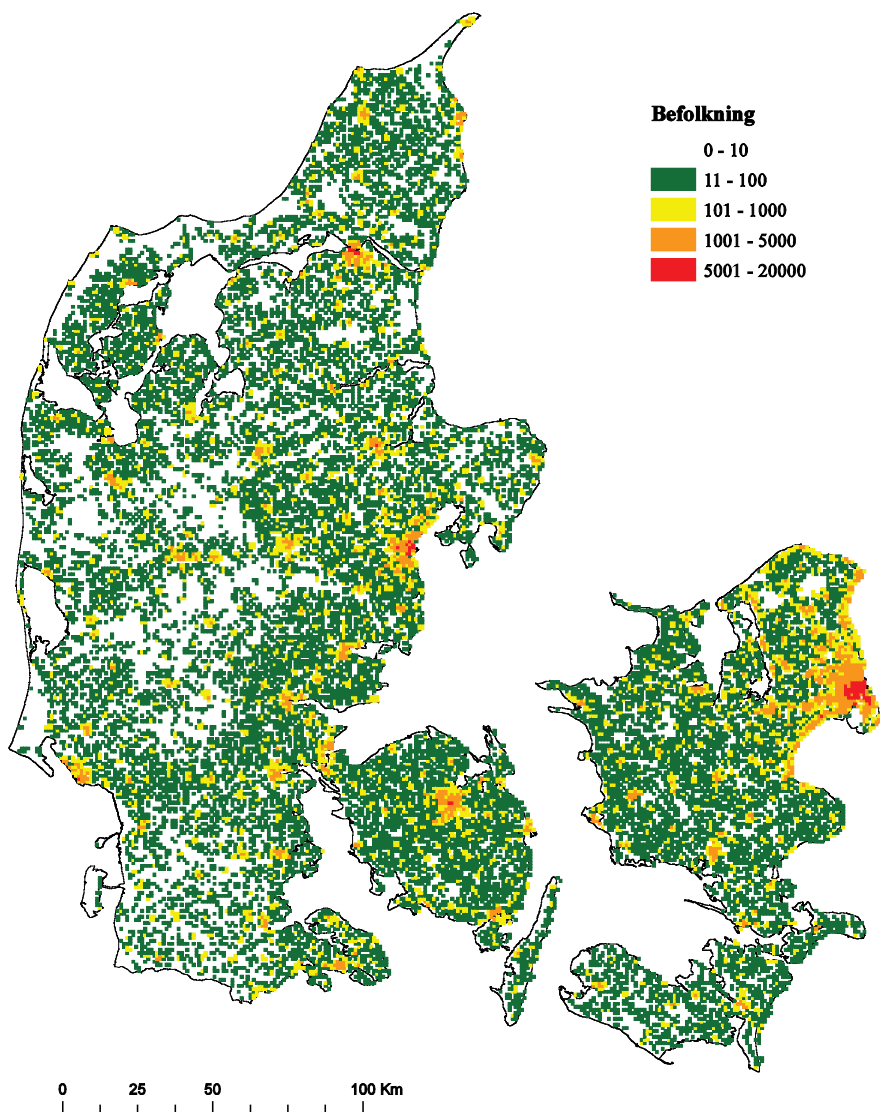
**Værdien af rekreative områder**

**Stor variation i  
befolknings-  
tæthed**

Den estimerede model kan anvendes til at beregne brugsværdien af de enkelte rekreative områder baseret på oplysninger om bopæl for hele befolkningen inddelt i  $1 \times 1$  km<sup>2</sup> kvadrater. Der er stor variation i antallet af voksne i hvert kvadrat. I nogle kvadrater er der ingen beboere, mens der i de tættest beboede kvadrater er ca. 19.000 voksne indbyggere. Fordelingen af befolkningstætheden er illustreret i figur IV.7.

16) Zandersen mfl. (2007) finder dog også, at personer med høj indkomst foretager flere ture, dvs. den modsatte effekt af indkomst sammenlignet med den her fundne. Forskellen kan dog skyldes, at Zandersen mfl. (2007) ikke medtager uddannelse i estimationen, idet uddannelse og indkomst er positivt korreleret.

Figur IV.7 Befolkningsstæthed i Danmark



Anm.: Befolkningsstæthed som antal personer på 18 år og derover pr. km<sup>2</sup>. Antallet af personer på 18 år og derover er opgjort på baggrund af det samlede antal beboere i hvert 1×1 km<sup>2</sup> 1.1.2013.

Kilde: Egen opgørelse på baggrund af særkørsel fra Danmark Statistik.

**Tolkning af beregnet værdi af hvert område**

På baggrund af den geografiske fordeling af den voksne befolkning er den årlige rekreative brugsværdi af hvert enkelt af de 2.475 rekreative områder beregnet. Som beskrevet i boks IV.3 opgøres den rekreative brugsværdi for et enkelt område ad gangen, som nyttetabet for potentielle brugere ved (hypotetisk) at fjerne området. Således har den opgjorte værdi af hvert af områderne karakter af at være en marginal værdi, som er betinget af beliggenheden og karakteristika af alle de øvrige 2.474 områder. Beregningen giver den rekreative værdi af hvert enkelt område (i sin helhed), og derefter er værdien pr. ha af hvert område beregnet. En oversigt over resultaterne af disse beregninger ses i tabel IV.6.

**Meget stor variation i rekreativ værdi af områder**

Den gennemsnitlige årlige rekreative brugsværdi pr. område er på knap 1,8 mio. kr., mens den gennemsnitlige årlige værdi pr. ha er på godt 21.000 kr. (jf. søjlerne for "Alle" områder i tabel IV.6). Det fremgår også, at der er stor forskel på den rekreative værdi mellem de forskellige områder. Således spænder den årlige brugsværdi ifølge beregningerne fra mindre end 1.000 kr. pr. ha til knap 3 mio. kr. pr. ha.

**Parker har høj værdi**

Beregningerne viser, at den rekreative brugsværdi af parker i de store byer generelt er højere end værdien af de øvrige områder (naturområder). Den gennemsnitlige årlige værdi er således knap 600.000 pr. ha for parker i byer, mens den tilsvarende værdi kun er på godt 8.000 kr. pr. ha for naturområder. Forskellen afspejler, at der er mange potentielle brugere med kort afstand til parkerne i de store byer. De angivne gennemsnitlige brugsværdier dækker over en meget stor spredning med relativt få områder med meget høje værdier. Medianen i fordelingen af værdien af naturområder uden for byerne er således på 3.000 kr. pr. ha, hvilket er væsentligt mindre end den gennemsnitlige rekreative værdi af områderne.



Tabel IV.6 Årlig rekreativ værdi af nuværende rekreative områder, 2013-priser

	Værdi af hele området			Værdi pr. ha <sup>a)</sup>		
	Alle	Parker	Ikke parker	Alle	Parker	Ikke parker
	-----	1.000 kr. pr. område	-----	-----	1.000 kr. pr. ha	-----
Minimum	21	149	21	<1	32	<1
5 pct. fraktil	83	307	83	1	35	1
Median	523	7.681	511	3	353	3
<b>Gennemsnit</b>	<b>1.761</b>	<b>17.300</b>	<b>1.428</b>	<b>21<sup>b)</sup></b>	<b>589<sup>b)</sup></b>	<b>8<sup>b)</sup></b>
95 pct. fraktil	6.650	74.600	5.205	41	2.144	25
Maksimum	121.000	121.000	78.500	2.867	2.867	725
 Antal områder	 2475	 52	 2423	 2399	 52	 2347

a) I opgørelsen af værdien pr. ha indgår ikke de 76 strandområder, hvor størrelsen af området ikke kunne opgøres.

b) Gennemsnitlig værdi pr. ha er almindelig simpelt gennemsnit. Anvendes i stedet et vægtet gennemsnit (hvor områdestørrelse er vægt) fås en gennemsnitlig årlig værdi pr. ha på 6.000 kr. (alle), 503.000 kr. (parker) og 5.000 kr. (ikke-parker). Når der er opdelt på parker og ikke-parker, er der således moderat forskel mellem simpelt og vægtet gennemsnitlig brugsværdi.

Anm.: Værdien af områderne er beregnet for hvert område for sig givet tilstedeværelsen af hvert af de øvrige 2474 områder. Værdien af områder er opgjort ud fra ligning (5), jf. boks IV.3.

Kilde: Egne beregninger.

### Stor variation i rekreativ værdi uden for byer

Ses der alene på den rekreative værdi af områder uden for byerne, er der fortsat meget stor variation i de årlige værdier fra mindre end 1.000 kr. pr. ha til godt 700.000 pr. ha. Den meget store forskel indikerer, at en hensigtsmæssig placering af nye rekreative områder er altafgørende for værdien af området.

### 25 kr. pr. besøg

Værdien af hvert område kan sammenholdes med antallet af besøgende (beregnet ud fra modellen). Den gennemsnitlige værdi pr. besøg beregnet på denne måde er omkring 25 kr. Denne værdi pr. besøg er i samme størrelsesorden, som fundet i tidligere undersøgelser af den rekreative værdi af

naturområder, jf. Bateman mfl. (2013), Sen og Bateman (2012) og Termansen mfl. (2013).

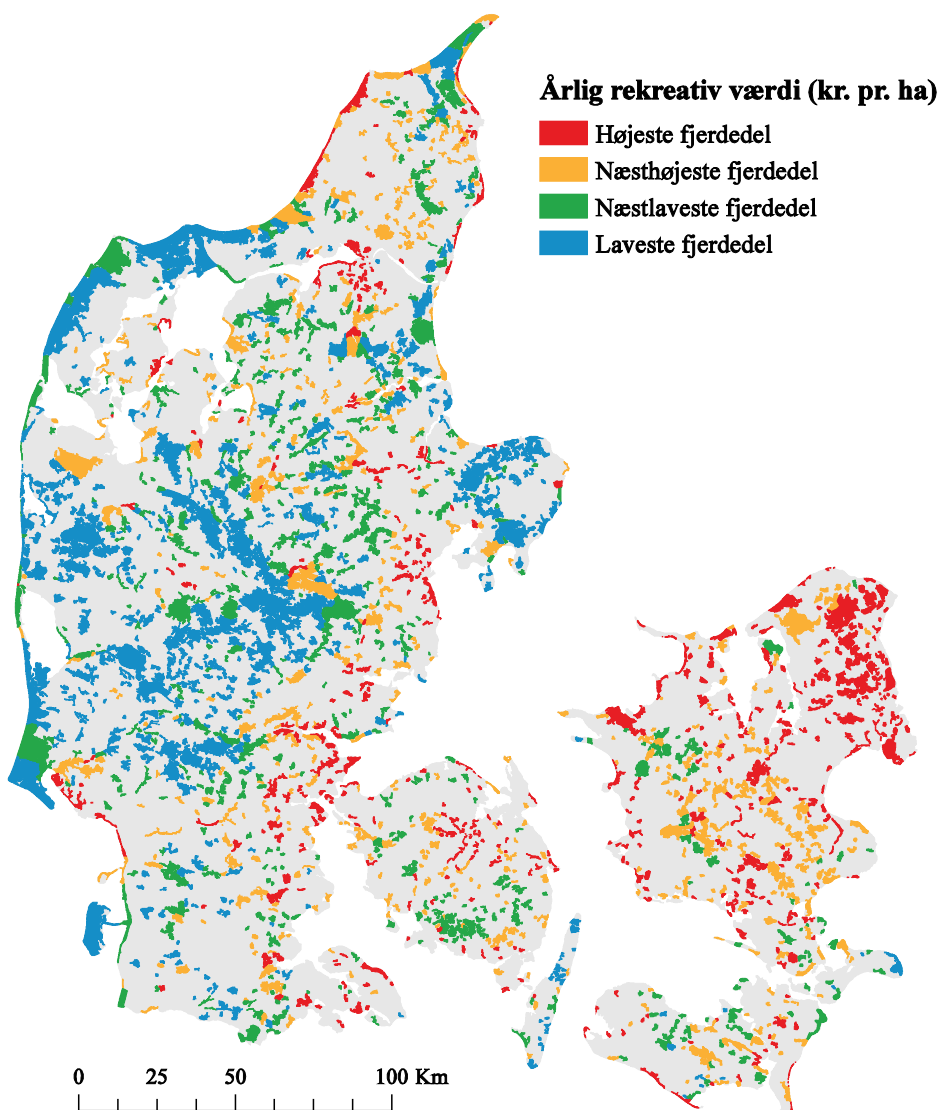
**Høj værdi i  
Nordsjælland,  
lav værdi i Midt-  
og Vestjylland**

Den geografiske fordeling af den årlige brugsværdi pr. ha er vist i figur IV.8, hvor alle områder er inddelt i fire lige store grupper (kvartiler) afhængig af værdien pr. ha. Områder med de højeste værdier pr. ha (røde områder) findes på Sjælland (især Nordsjælland), Fyn og Østlige dele af Jylland samt området omkring Aalborg. Især i Midt- og Vestjylland og på Djursland er den rekreative værdi pr. ha lav (blå områder).

**Højeste værdier  
af områder i eller  
tæt på store byer**

Sammenholdes fordelingen af værdien af områder med figur IV.7 for befolkningstætheden fremgår det, at det især er i de tættest befolkede områder, at værdien pr. ha er høj. Der er meget stor variation i den beregnede brugsværdi for den fjerdedel af rekreative områder, som har højest beregnet brugsværdi pr. ha. De knap 5 pct. af områderne, som har en rekreativ værdi på over 50.000 kr. pr. ha, ligger næsten alle i en af de store byer eller tæt på København.

Figur IV.8 Årlig rekreativ brugsværdi pr. ha



Anm.: Områderne er inddelt i fire lige store grupper (kvartiler) baseret på værdien pr. ha af hvert område. I figuren er ikke medtaget 76 strande/kystområder, hvis areal ikke er opgjort.

Kilde: Egne beregninger.

**Befolknings-  
tæthed helt  
afgørende**

Overordnet afhænger værdien af et område af en række forhold. En vigtig faktor er beliggenhed, dels i forhold til befolkningstæthed og dels i forhold til nærhed til andre substituerende rekreative områder. En anden faktor er karakteristika ved områderne i form af f.eks. størrelsen af området, hvorvidt der er kyst eller store søer i tilknytning til området, eller hvorvidt skoven i et område er offentligt ejet eller privat ejet. Endelig har de socioøkonomiske karakteristika af potentielle brugere også betydning. Der er udført en række supplerende analyser af, hvad der er vigtigt for størrelsen af den opgjorte værdi af et område. Disse viser, at befolkningstætheden er helt afgørende for brugsværdien af områderne.<sup>17</sup>

**Fokus på  
overordnede  
mønstre – ikke  
enkeltområder**

I tolkningen af modellen skal man være opmærksom på, at kvaliteten af områder er beskrevet ud fra nogle generelle karakteristika. Der kan således være nationalt helt unikke områder, som f.eks. Møns klint eller Råbjerg Mile, som tiltrækker langt flere besøgende, end modellen prædikerer.<sup>18</sup> Der er således en række uobserverede eller vanskeligt kvantificerbare karakteristika, som kan gøre nogle af områderne mere eller mindre attraktive. Man bør derfor være varsom med at fokusere for meget på enkeltområder, men i stedet se mere på de overordnede mønstre.

**Sammenligning  
med jordrente**

Det er relevant at sammenligne de opgjorte brugsværdier af de rekreative områder med værdien af alternative anvendelser af arealet. Prisen på landbrugsjord afspejler tilnærmel-

17) Disse supplerende analyser er beskrevet i et arbejdspapir. I en af analyserne er værdien af områder opgjort ud fra en antagelse om, at der ikke er forskelle i befolkningstætheden. Forskelle i værdien af områder er i dette tilfælde udelukkende bestemt af karakteristika ved områderne og substitution mellem områderne. En simpel regression af den beregnede værdi af områder ved standardantagelser og den beregnede værdi af områder uden forskelle i befolkningstætheden (hvor værdien af bestemt af karakteristika og substitution) giver en  $R^2$  værdi på kun 0,1 (lav lineær sammenhæng). Dette indikerer, at befolkningstæthed er stærkt bestemmende for den forudsagte værdi af områderne.

18) I modellen er f.eks. Møns klint "kun" karakteriseret ved at være et naturområde bestående af skov og åben natur ned til kysten. Området vil være attraktivt, fordi det er ned til kysten, men den helt særegne klint indgår ikke i karakteristika.

sesvis værdien af alternative anvendelser af jord uden for byer. De gennemsnitlige jordpriser for forskellige landsdele er på 90-143.000 kr. pr. ha.<sup>19</sup> De højeste jordpriser findes på Sjælland (især Nordsjælland), mens de laveste jordpriser findes i Syd- og Vestjylland. Jordpriserne har et niveau, som svarer til en jordrente (annualiseret jordpris) på knap 4-6.000 kr. pr. ha.<sup>20</sup> Jordrenten er relativt høj i de regioner, hvor den rekreative brugsværdi også er høj, og jordrenten er ligeledes relativt lav i regioner, hvor brugsværdien er lav, jf. figur IV.8. Der er således en højere værdi af alternativ anvendelse af jorden i regioner, hvor den rekreative brugsværdi er høj, hvilket isoleret set tilsiger, at forskellene i brugsværdien efter fradrag af jordrenten ikke er helt så store som det kommer til udtryk i tabel IV.6. Variationen i de opgjorte brugsværdier for forskellige områder er dog betydelig større end forskellene i jordprisen og jordrente i forskellige områder af Danmark. Det vurderes således, at en korrektion for forskelle i jordrente ikke vil ændre det regionale mønster for den rekreative værdi af naturområder, som fremgår af figur IV.8.

### **Nogle naturområder på dårlige jorde**

En jordrente på 4-6.000 kr. pr. ha er lidt højere end medianen af den årlige brugsværdi af rekreative områder uden for byerne, jf. tabel IV.6. Det er således over halvdelen af områderne, der har en rekreativ brugsværdi, der er lavere end den gennemsnitlige jordrente. Ved sammenligningen skal man imidlertid være opmærksom på, at nogle naturområder af historiske årsager er lokaliseret på relativt dårlige jorde, hvor jordrenten må formodes at være lavere end den gennemsnitlige jordrente. Endvidere er der andre gevinster ved skove og andre naturområder end blot de rekreative brugsværdier.

### **Overkantskøn**

I opgørelsen af den rekreative værdi er der ikke taget højde for, at personer, der besvarer spørgeskemaer, kan have en tendens til at overdrive antallet af ture til rekreative områ-

- 19) Disse jordpriser er baseret på prisen på landbrugsejendomme i almindelig fri handel for forskellige landsdele i 2012 fraregnet et skøn for værdien af bygninger mv.
- 20) Jordrenten på knap 4-6.000 kr. pr. ha er beregnet ved en diskonteringsrate på 3 pct. og ved tillæg af nettoafgiftsfaktoren.

der, jf. diskussionen i afsnit IV.3. Hvis det f.eks. antages, at der er en overdrivelsesfaktor på 2, halveres de rekreative værdier af områderne opgjort i tabel IV.6. Dette vil dog ikke påvirke den geografiske fordeling af de mest og mindst værdifulde rekreative områder. Det vurderes generelt, at de relative brugsværdier og den overordnede rangorden af brugsværdien af forskellige områder er mere stabil overfor forskellige antagelser og metodevalg end de absolutte værdier. Et andet forhold, der kan påvirke niveauet af den rekreative brugsværdi, er, at der uden for byerne ikke er medtaget små rekreative naturområder (under 50 ha). Isole-ret set vil dette betyde, at de opgjorte værdier af de medtagne rekreative områder vil være overvurderet, fordi modellen således "overser" nogle substitutionsmuligheder for at foretage rekreation. Alt andet lige vil værdien af et enkelt område være lavere, hvis der er mange andre rekreative områder, der kan besøges.

### **Underkantskøn**

Omvendt er der også forhold, der tilsiger, at de opgjorte værdier er underkantskøn. Rejseomkostningsmetoden er formelt set baseret på en antagelse om, at lokaliseringen af befolkningen er eksogent givet. I virkeligheden må det forventes, at personer, som er glade for naturen, bosætter sig tættere på naturområder. Dette tilsiger, at rejseomkostningsmetoden giver et underkantskøn for brugsværdien af naturområder, jf. Parsons (1991). Dette afspejles også ved, at der kan være værdier af rekreative områder, som kapitaliseres i huspriserne, og som ikke i fuldt omfang indgår i de værdier, der måles ud fra rejseomkostningsmetoden. Endvidere medtager metoden alene de rekreative brugsværdier, men der kan også være eksistens- og optionsværdier knyttet til områderne. Derudover giver naturområder uden for byerne også anledning til en række andre afledte ydelser, som f.eks. CO<sub>2</sub>-binding og understøttelse af biodiversitet.

### **Ferieboliger indgår ikke**

Beregningen af den rekreative værdi af områderne tager udgangspunkt i, hvor befolkningen bor, men ikke alle ture starter fra bopælen. Således er der omkring 4 pct. af turene, som starter fra ferieboliger. Det må derfor forventes, at der er nogle naturområder tæt på sommerhusområder (formentlig især strandområder), der har en højere værdi, end analysen viser.

## Rekreative muligheder

### Indeks for tilgængelighed og kvalitet af områder

I beregningen af værdien af forskelle områder indgår et indeks ( $IV^0$ ) for tilgængelighed og kvalitet af alle eksisterende naturområder målt ud fra personers bopæl. Dette indeks sammenvejer betydningen af tilgængelighed (lav transportomkostning) og kvalitet (karakteristika) af de rekreative områder, en person har adgang til, ud fra de estimerede parametre til transportomkostning og karakteristika ved valg af område. Vægtningen af tilgængelighed og kvalitet er således empirisk funderet, jf. boks IV.3 og IV.5. Indekset for "tilgængelighed/kvalitet" kan bruges til at illustrere den geografiske variation i de rekreative muligheder, jf. figur IV.9. Det skal understreges, at figuren ikke viser den rekreative værdi af naturområder i forskellige dele af landet, men i stedet de rekreative muligheder for en person afhængigt af, hvor vedkommende er bosat.

### Geografiske forskelle i tilgængelighed og kvalitet

Det er især i Hovedstadsregionen, dele af Vestjylland, Århus og Odense, at tilgængelighed/kvalitet til rekreative områder samlet set er høj. Umiddelbart kan den høje tilgængelighed/kvalitet i de største byer forekomme overraskende. En årsag til dette kan være, at der kun er medtaget mindre parker i de fem største byer. Alt andet lige betyder dette, at modellen tilsiger bedre rekreative muligheder i de største byer. Den høje tilgængelighed/kvalitet i Hovedstadsregionen, Århus og Odense harmonerer imidlertid med en nylig undersøgelse af tilgængelighed af skov beskrevet i Goldberg mfl. (2013).<sup>21</sup> Dette tilsiger, at den beregnede høje tilgængelighed/kvalitet i og omkring de største byer ikke kun er drevet af, at der her er medtaget parker.

### Befolkningstæthed vigtigere end substitution

Umiddelbart kunne man forestille sig, at værdien af rekreative områder generelt er højere i egne, hvor der er lav tilgængelighed/kvalitet til rekreative områder (færre substitutionsmuligheder). Sammenligning af den geografiske fordeling af værdien af områder (figur IV.8) og den geografiske fordeling af tilgængelighed og kvalitet af områder (figur

21) I denne undersøgelse er brugt et enklere mål for tilgængelighed (hvorvidt der er skov inden for en afstand af 1 km), men for en finere opløsning af befolkningen ( $250 \times 250$  m<sup>2</sup> kvadrater).

IV.9) viser imidlertid, at dette ikke altid er tilfældet. I Hovedstadsområdet/Nordsjælland er der generelt en høj tilgængelighed/kvalitet til rekreative områder, hvilket isoleret set tilsiger, at værdien af de enkelte områder skulle være lav (substitutionseffekten). I Hovedstadsområdet/Nordsjælland overdøves substitutionseffekten imidlertid fuldstændig af den meget høje befolkningstæthed.<sup>22</sup>

**Høj brugsværdi  
eller lige  
rekreative  
muligheder**

Fraværet af en geografisk korrelation mellem værdien af enkeltområder og de rekreative muligheder peger i retning af, at der ofte kan være en modsætning mellem at etablere rekreative områder med en høj brugsværdi (tæt befolkede områder) og etablere områder, som sigter mod at sikre alle lige rekreative muligheder.

**Sammenfatning**

**Anvendte data**

Der er foretaget en opgørelse af den rekreative værdi af eksisterende naturområder og parker. Opgørelsen er baseret på oplysninger indhentet ved et internetbaseret spørgeskema, GIS analyser og registerdata for befolkningens socio-økonomiske karakteristika.

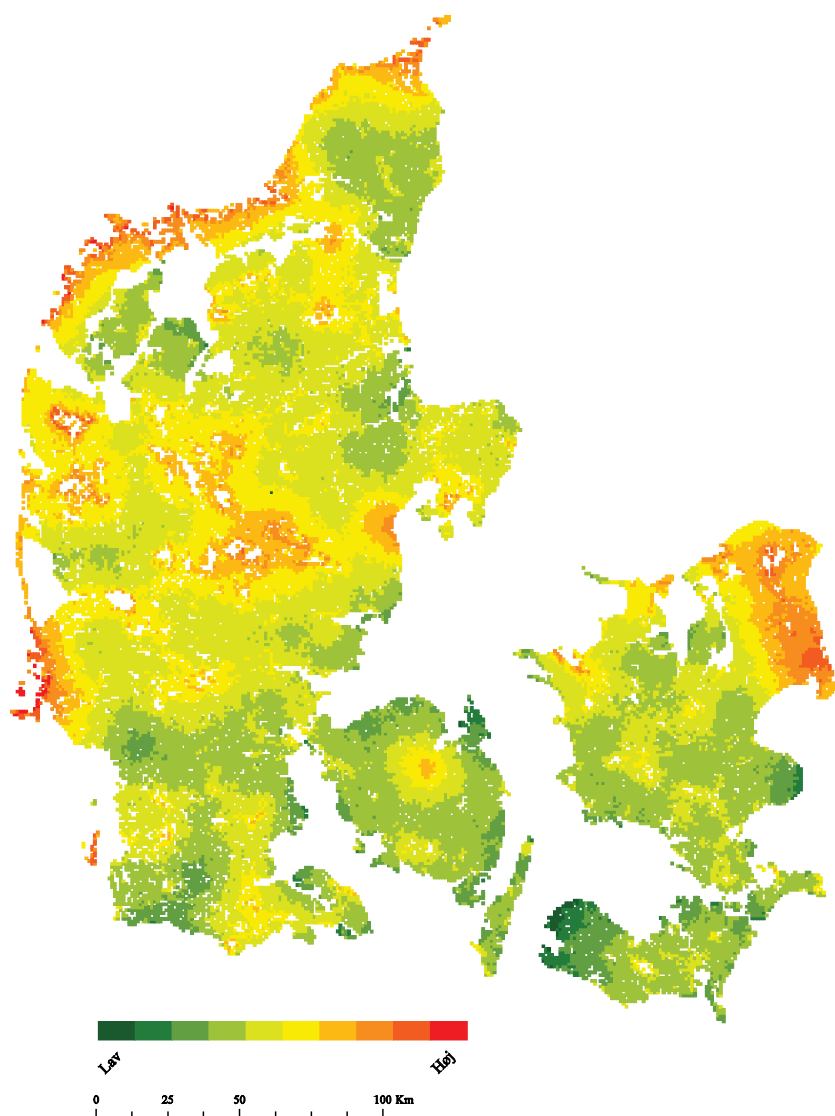
**Bidrag i forhold  
til tidligere  
undersøgelser**

Den præsenterede model giver på en række områder et mere helstøbt billede af de rekreative brugsværdier sammenlignet med tidligere danske undersøgelser baseret på rejseomkostningsmetoden. For eksempel indgår besøg i naturområder foretaget med andre transportmidler end bil, og der er inddraget flere naturtyper end i tidligere analyser, som primært har vurderet den rekreative værdi af skove. Således er inddraget parker i de største byer, strande/kyster og endelig åbne naturområder.

22) Analyser beskrevet i et arbejdspapir viser, at der er en substitutionseffekt, som isoleret set (i fravær af forskelle i befolkningstæthed) tilsiger lavere værdi af naturområder i Nordsjælland.



Figur IV.9 Tilgængelighed og kvalitet af naturområder og parker



Anm.: Indeks for tilgængelighed (lille transportomkostning) og kvalitet af rekreative muligheder afhængig af en persons bopæl svarer til  $IV^0$ , jf. boks IV.3. Indekset er opgjort for alle beboede  $1 \times 1 \text{ km}^2$  kvadrater (ikke farvelagte landarealer er ubeboede, hvilket er årsagen til de lidt ujævne kystlinjer).

Kilde: Egne beregninger.

**Stor geografisk variation**

Analysen viser, at der er meget stor geografisk variation i brugsværdien af rekreative områder. Dette afspejler, at den geografiske placering af naturområder er meget vigtig. Nærhed til tætbefolkede områder er en helt afgørende faktor for brugsværdien af områder. Således er brugsværdien af de mindst værdifulde naturområder langt under 1.000 kr. pr. ha pr. år, mens de mest værdifulde naturområder har en rekreativ brugsværdi på flere hundrede tusinde kr. pr. ha pr. år. Parker i byer har generelt højere brugsværdier på grund af de mange potentielle brugere inden for kort afstand. Den årlige rekreative brugsværdi af parker spænder således fra godt 30.000 kr. til et par millioner kr. pr. ha.

**Betydning af karakteristika**

Selvom nærhed til tætbefolkede områder er afgørende, er der også forskelle i den rekreative værdi af områder, som kan tilskrives forskelle i områdernes karakteristika. Generelt er områder med nogen skovbeplantning mere værdifulde end områder helt uden skov. Derudover har statslige skove generelt en højere rekreativ værdi end private skove. Nærhed til kyst eller store søer er også et plus, og generelt er Natura 2000-områder, som ofte består af særegne og unikke naturtyper, også attraktive ud fra en rekreativ synsvinkel. Endelig er store områder mere attraktive end små, men effekten er aftagende med området størrelse. Det vil sige, at to områder på hver 100 ha tilsammen har en større værdi end ét område på 200 ha (alt andet lige).

**Geografiske forskelle i rekreative muligheder**

Isoleret set vil gode rekreative muligheder i en egn tilsige, at der er lav rekreativ værdi af hvert enkelt område i egnen, fordi der er gode substitutionsmuligheder. Selv om substitutionsmulighederne principielt er vigtige viser analysen, at der ikke er nogen tæt sammenhæng mellem størrelsen af den rekreative brugsværdi af forskellige naturområder i en egn, og hvorvidt der er gode rekreative muligheder for personer, som bor i egnen. Som en del af analysen er således beregnet et indeks, som sammenejder tilgængelighed og kvalitet af naturområder og parker. Dette indeks viser, at der er gode rekreative muligheder for personer bosiddende i bl.a. Hovedstadsområdet, dele af Vestjylland, Århus og Odense. Selv om der er gode rekreative muligheder i Hovedstadsområdet er det imidlertid samtidig der, hvor der er meget høje værdier af de enkelte områder. Dette afspejler,

at befolkningstætheden i Hovedstadsområdet er vigtigere end substitutionseffekter.

## IV.6 Rekreativ værdi af skovrejsning

### Indhold i afsnittet

I det følgende anvendes modellen præsenteret i afsnit IV.5 til at opgøre den rekreative værdi af de arealer, hvor staten arbejder på at rejse ny statsskov. Derefter vurderes om placeringen af private skove rejst med statstilskud har en hensigtsmæssig geografisk placering i forhold til rekreative hensyn. Skove producerer mange økosystemydelse, og slutteligt sammenholdes opgørelsen af de rekreative brugsværdier med opgørelser af andre økosystemydelse fra skovene.

### Der rejses ny skov for statslige midler

Staten rejser nye skove og yder tilskud til skovrejsning på primært privatejede landbrugsarealer. På finansloven 2013 var der afsat ca. 150 mio. kr., som var omtrent ligeligt fordelt mellem tilskud til privat skovrejsning og til etablering af statslige skove. I perioden 1998-2012 blev der samlet givet tilsagn om tilskud til privat skovrejsning på ca. 26.000 ha, hvoraf ca. 18.600 ha er realiseret, svarende til ca. 1.200 ha pr. år.<sup>23</sup> Den statslige skovrejsning foregår i en noget mindre målestok, og der rejses ca. 200 ha ny statsskov om året, jf. boks IV.2. i afsnit IV.4. Statslig skovrejsning har resulteret i relativt få, men store naturområder på i gennemsnit over 350 ha, hvilket gør rejseomkostningsmodellen præsenteret i afsnit IV.5 velegnet til at opgøre den rekreative brugsværdi af disse områder. Det samme er ikke tilfældet for tilskuddet til privat skovrejsning, som resulterer i mange, mindre områder. I stedet opgøres den kommunale fordeling af privat skovrejsning, og det undersøges, om tilskuddet til privat skovrejsning er givet i kommuner, hvor den rekreative værdi af eksisterende naturområder er høj eller lav.

23) Det samlede areal, hvor der er givet tilsagn om tilskud, er 25.984 ha. I tilsagnet er stillet krav om, at de 23.341 ha skal være bevokset med skov. De realiserede 18.629 ha er inkl. åbne arealer, hvor det skovbevoksede areal udgør 16.720 ha, jf. Goldberg mfl. (2013).

## Rekreativ værdi af statens skovrejsning

### Staten rejser nye skove

Statens skove drives primært af Naturstyrelsen, som har aktive statslige skovrejsningsprojekter på ca. 10.000 ha. Det er arealer, hvor Naturstyrelsen har indgået aftale om medfinansiering med lokale interessenter, f.eks. kommuner eller vandselskaber. Etableringen af en ny statsskov strækker sig normalt over 10 til 30 år, fra forhandlingen af en projektplan starter mellem Naturstyrelsen og kommunen, lodsejere mfl., til de sidste arealer opkøbes og tilplantes. Den fulde rekreative værdi af et tilplantet areal opnås ikke den dag træerne er plantet, men over en årrække efterhånden som skoven vokser op.

### Statsskove etableres i etaper

De ca. 10.000 ha består af arealer, som indgår i statslige skovrejsningsprojekter i flere forskellige faser. Det kan være starten på en ny statsskov eller arealer, som udvider allerede eksisterende naturområder. Udvidelserne kan være en del af et allerede igangværende projekt, hvor større eller mindre dele af statsskoven allerede er rejst, eller et areal, som ligger op til et andet allerede eksisterende naturområde.

### Udvidelser tillægges det eksisterende område

Den rekreative værdi af hvert naturområde er opgjort ved brug af rejseomkostningsmodellen. De ca. 10.000 ha, hvor der foretages statslig skovrejsning, dækker både over projekter, der kommer til at udgøre helt nye naturområder (i det følgende kaldet "nye områder"), og projekter, der indgår som en udvidelse af et eksisterende naturområde (i det følgende kaldet "udvidelsesområder"). Formålet er, at opgøre hvorvidt nyere statslig skovrejsning fører til naturområder med høj rekreativ værdi. Derfor opgøres den rekreative værdi af det samlede naturområde, som en udvidelse resulterer i, med henblik på at sidestille "nye områder" og "udvidelsesområder". Det vil sige, at resultatet omfatter værdien pr. ha af udvidelsen og det eksisterende areal.<sup>24</sup>

24) I det tilfælde, hvor et areal indgår som en lille udvidelse til et stort område, vil selve det nye skovrejsningsprojekt have meget lille effekt på den rekreative værdi pr. ha.

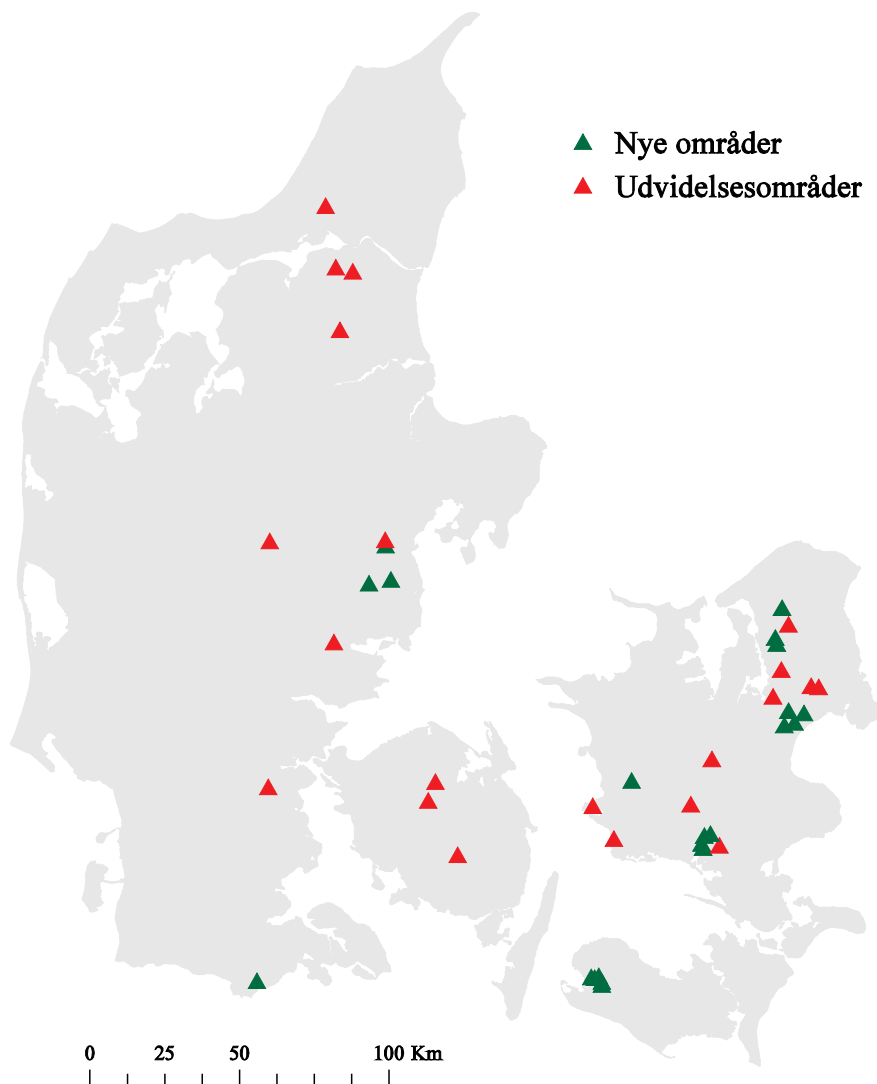
**Definerer 42  
naturområder  
med stor  
variation i areal**

Det samlede areal af naturområderne, som værdisættes, overstiger som følge heraf den planlagte skovrejsning på 10.000 ha og udgør ca. 17.000 ha. Arealet er fordelt på 42 naturområder, hvoraf 21 er udvidelsesområder, og 21 er nye områder. Naturområderne varierer i størrelse fra ca. 6 ha og op til 1.900 ha, hvoraf lige under halvdelen er mindre end 300 ha. De største naturområder er områder, som opstår ved udvidelser af eksisterende områder, og de mindste er helt nye naturområder. Placeringen af de 42 områder fremgår af figur IV.10.

**Områders  
karakteristika**

For at kunne bruge rejseomkostningsmodellen til at opgøre værdien af de enkelte områder er det nødvendigt at opgøre de karakteristika, som indgår i modellen. Disse kendes ikke for de endnu ikke etablerede naturområder, og det har derfor været nødvendigt at gøre en række antagelser, jf. boks IV.6.

Figur IV.10 Planlagt skovrejsning



Anm: Figuren viser de lokaliteter, hvor Naturstyrelsen har indgået aftaler om lokal medfinansiering med eksempelvis kommuner eller vandværker om at rejse nye skove.

Kilde: Naturstyrelsen.

*Boks IV.6 Statslig skovrejsning i rejseomkostningsmodellen*

Naturstyrelsen har aktive skovrejsningsprojekter på ca. 10.000 ha. Nogle af projekterne grænser op til allerede eksisterende naturområder, og i disse tilfælde betragtes det samlede område, der vil opstå, når projektet er færdigt, dvs. summen af det eksisterende naturområde og projektområdet. Dette betyder, at det samlede areal, der værdisættes, er større end de 10.000 ha.

Det samlede areal, der indgår i opgørelsen af den rekreative værdi, er 17.000 ha fordelt på 42 naturområder. De 42 områder består af 21 skovrejsningsprojekter, der indgår som en udvidelse af et eksisterende naturområde (udvidelsesområder), og 21 skovrejsningsprojekter, der vil udgøre helt nye naturområder (nye områder). Et skovrejsningsprojekt i denne sammenhæng er ikke det samme som et skovrejsningsprojekt defineret af Naturstyrelsen, idet sidstnævnte kan bestå af flere separate områder (f.eks. skovområder forskellige steder rundt om en by). Det medfører, at arealer, defineret som et skovrejsningsprojekt af Naturstyrelsen, vil indgå som flere naturområder i analysen.

For at kunne bruge rejseomkostningsmodellen til at opgøre værdien af de enkelte områder, har det været nødvendigt at gøre visse antagelser omkring karakteristika for de 42 områder. Enkelte af områdernes karakteristika kan konstateres ud fra deres placering. Det gælder for det eksisterende areal af Natura 2000-områder, og hvorvidt området ligger ned til kysten. Det er for udvidelserne antaget, at stitætheden og andelen af ferskvand på arealet er den samme i det nye større naturområde efter udvidelsen, som i det oprindelige område før udvidelsen. For de nye områder er antaget en stitæthed og andel af ferskvand svarende til gennemsnittet for udvidelsesområderne.

Værdien af hvert af de 42 naturområder er beregnet ved på skift at lægge et område ad gangen til alle relevante personers valgsæt (inden for en afstand på 100 km og ikke på tværs af Storebælt, jf. afsnit IV.5). Det vil sige, at værdien af et område er beregnet under antagelse af, at ingen af de andre 41 områder realiseres. Hvis andre nærliggende områder også realiseres, vil det medføre, at den rekreative værdi pr. ha er overvurderet for begge områder.

*Boks IV.6 Statslig skovrejsning i rejseomkostningsmodellen, fortsat*

Når områderne tillægges et ad gangen, medfører det, at der alene sker substitution mellem det ene nye område og alle de eksisterende områder, og der derfor ikke kontrolleres for, at andre nærliggende planlagte områder, givet at disse også blev etableret, kunne fungere som nære substitutter. Jo tættere to nye områder ligger, desto mere vil de påvirke hinanden, og det betyder, at værdien af de områder, som ligger relativt tæt på hinanden, er overvurderet (hvis alle områderne realiseres).

Ovenstående kan illustreres med et statsligt skovrejsningsprojekt omkring Nakskov på Lolland. Skovrejsningsprojektet består af områder, som i analysen er delt op i fem naturområder på 5-40 ha. Disse områder får i analysen en rekreativ værdi på i gennemsnit ca. 95.000 kr. pr. ha. Hvis de fem områder i stedet bliver behandlet som et samlet område, resulterer det i et område på ca. 90 ha med en rekreativ værdi ca. på 76.000 kr. pr. ha pr. år. Beregningerne indikerer, at skovrejsningsprojektet nær Nakskov har en høj rekreativ værdi, men at den præcise størrelsesorden afhænger af, hvordan naturområderne defineres.

**Gennemsnitlig rekreativ værdi på 37.000 kr. pr. ha pr. år**

Den gennemsnitlige årlige rekreative brugsværdi for de 42 områder, der vil opstå som følge af de aktive statslige skovrejsningsprojekter, er på ca. 37.000 kr. pr. ha pr. år, jf. tabel IV.7. Der er relativ stor forskel på de højeste og laveste rekreative brugsværdier. Den årlige brugsværdi spænder således fra ca. 9.000 kr. pr. ha og op til ca. 130.000 kr. pr. ha. Det svarer til, at der er en faktor på næsten 15 til forskel mellem naturområdet med den højeste og naturområdet med den laveste rekreative værdi pr. ha pr. år.

**Nye områder har højere værdi pr. ha**

Generelt har de nye områder en højere rekreativ værdi pr. ha sammenlignet med udvidelsesområderne. Dette kan skyldes, at en del af de nye naturområder er relativt små, og mindre områder har generelt en højere rekreativ værdi pr. ha sammenlignet med meget store områder. Der er dog også større naturområder, som ligger forholdsvist højt i fordelingen af rekreativ værdi, hvilket kan skyldes, at det store areal opvejes af nærhed til befolkningen, eller at der er meget få andre attraktive områder tættere på befolkningen.



Tabel IV.7 Årlig rekreativ værdi af planlagte statsskove, 2013-priser

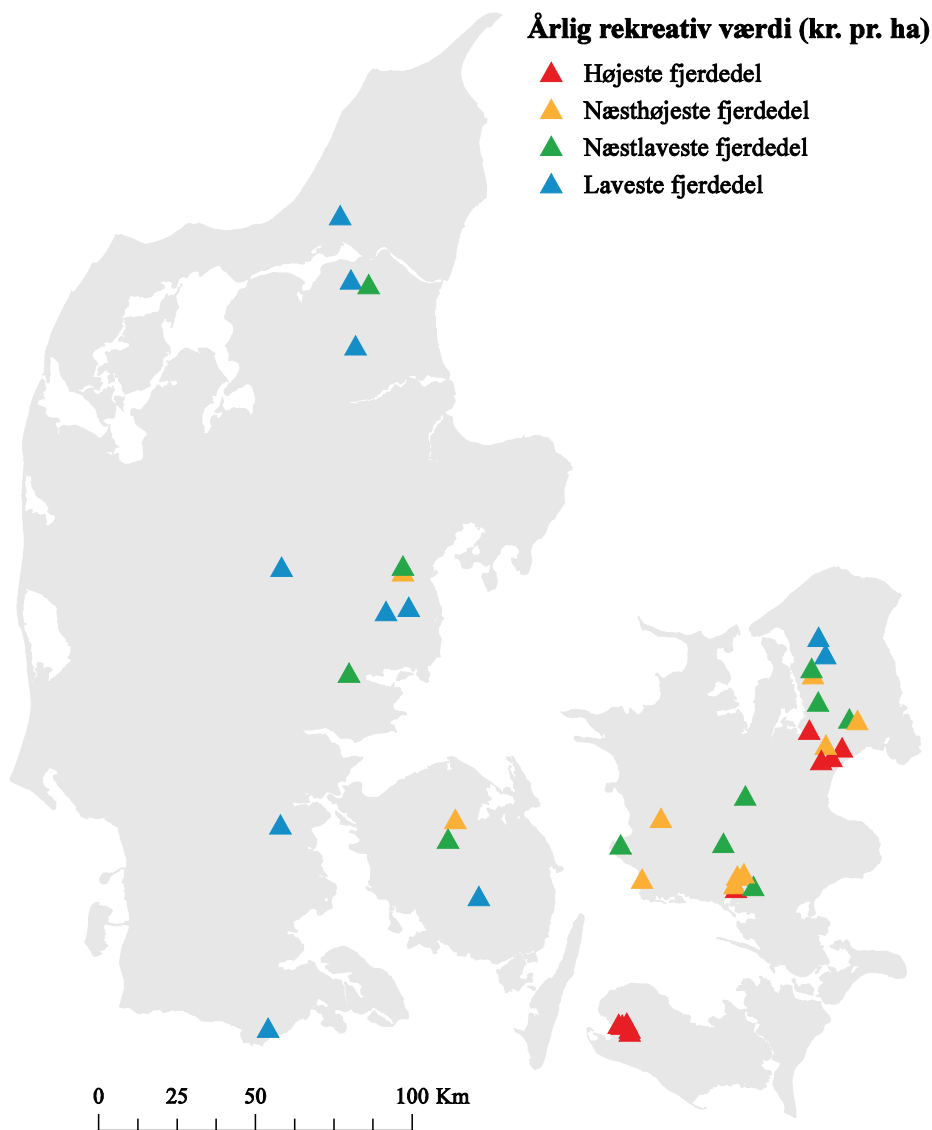
	Udvidelser og nye områder	Nye områder	Udvidelser	Eksisterende naturområder
	----- 1.000 kr. pr. ha pr. år -----			
Minimum	9	10	9	<1
5 pct. fraktil	10	17	10	1
Median	47	68	30	3
<b>Gennemsnit</b>	<b>37</b>	<b>60</b>	<b>34</b>	<b>8</b>
95 pct. fraktil	111	116	58	25
Maksimum	134	134	111	725
	----- Antal -----			
<b>Områder</b>	42	21	21	2.347

Kilde: Egne beregninger.

### Højeste værdier øst for Storebælt

Den fjerdedel af områderne med de højeste rekreative værdier pr. ha pr. år ligger alle øst for Storebælt. Dette kan skyldes, at der øst for Storebælt findes en høj befolkningstæthed særligt i Hovedstadsområdet. Derudover er der også øst for Storebælt statslige skovrejsningsprojekter med høj rekreativ værdi, som ligger langt fra Hovedstadsområdet f.eks. Nakskov. Dette er et eksempel på et skovrejsningsprojekt, hvor der i dag er relativ lille adgang til rekreative områder, hvorfor nye områder her kan have stor rekreativ værdi, selvom befolkningstætheden ikke er stor. Den fjerdedel af naturområderne med de laveste rekreative værdier pr. ha ligger både øst og vest for Storebælt, men dog primært i vest, hvor befolkningstætheden generelt er lavere, jf. figur IV.11. Det skal understreges, at der er tale om marginalbetragtninger baseret på konkrete projekter. Det kan derfor ikke på denne baggrund konkluderes, at nye skove fremadrettet alene skal rejses øst for Storebælt. Hvis der rejses mange nye skove øst for Storebælt, vil den rekreative brugsværdi af yderligere skove falde.

Figur IV.11 Rekreativ værdi af nye statskove



Anm.: “Laveste fjerdedel” er 1. kvartil, svarende til 9-26.000 kr. pr. ha pr. år. “Højeste fjerdedel” er 4. kvartil, svarende til 70-134.000 kr. pr. ha pr. år.

Kilde: Egne beregninger baseret på data fra Naturstyrelsen.

**Planlagt statsskov  
resulterer i høj  
rekreativ værdi  
pr. ha pr. år**

Sammenlignes de evaluerede statslige skovrejsningsprojekter med alle eksisterende naturområder, kan det konstateres, at de statslige skovrejsningsprojekter har en højere rekreativ værdi end de fleste eksisterende naturområder. Alle de evaluerede statslige skovrejsningsprojekter resulterer i naturområder med en højere rekreativ værdi pr. ha end gennemsnittet for de eksisterende områder, og halvdelen af de statslige skovrejsningsprojekter har en rekreativ værdi på niveau med de 5 pct. bedste eksisterende naturområder.

**Mange natur-  
områder er ikke  
etableret af  
rekreative hensyn**

Flere af de eksisterende naturområder er ikke etableret med henblik på at give rekreativ værdi. Der kan eksempelvis være tale om arealer, hvis værdi ved alternative anvendelser er relativ lille. De kan være uegnede til landbrug, og derfor er der i stedet natur. Mange eksisterende naturområder er derfor nærmere et resultat af historisk udvikling, end en målrettet planlægning med henblik på at maksimere rekreativ værdi. Naturområder, som etableres for at give rekreativ værdi, bør derfor også give væsentligt højere rekreativ værdi pr. ha sammenlignet med det gennemsnitlige eksisterende naturområde.

**Potentiel gevinst  
ved systematisk  
planlægning**

Der er variation i den årlige rekreative værdi pr. ha, som indikerer, at der kan være en samfundsøkonomisk gevinst ved mere systematisk at planlægge nye skove, så de etableres, hvor den rekreative gevinst er højest. Størrelsesordenen af en sådan gevinst kan illustreres med et simpelt eksempel. Placeres 100 ha ny statsskov steder, så den rekreative værdi pr. ha svarer til medianen for statslige skovrejsningsprojekter på 47.000 kr. pr. ha pr. år, vil det implicere en samlet værdi på 4,7 mio. kr. pr. år. Placeres skoven i stedet, hvor gevinsten er svarende til den nederste 5 pct. fraktil på 10.000 kr. pr. ha pr. år, bliver den rekreative værdi blot 1,0 mio. kr. pr. år. Den mere hensigtsmæssige lokalisering af skoven ville alt andet lige give en samfundsøkonomisk gevinst på ca. 3,7 mio. kr. om året, svarende til en nutidsværdi på ca. 120 mio. kr. ved en diskonteringsfaktor på 3 pct.

**Omkostninger  
varierer**

Gevinsten på 120 mio. kr. er en bruttogevinst. I praksis vil omkostningen til at etablere og drive en skov samt visse økosystemydelser ligeledes afhænge af skovens lokalise-

ring. Værdien af den alternative anvendelse afspejles tilnærmelsesvis af prisen på jord uden for byerne, hvor de højeste jordpriser findes på Sjælland (især Nordsjælland), mens de laveste jordpriser findes i Syd- og Vestjylland, jf. afsnit IV.5. Skovene med den højeste rekreative værdi ligger meget bynært, og der kan være en tendens til, at jordprisen for landbrugsjord er højere, hvis den grænser op til byen. Variationen i de handlede jordpriser på tværs af landsdelene er dog væsentligt mindre end variationen i rekreativ værdi, hvilket tilsiger, at nettogevinsten ved at optimere placeringen af nye statsskove ud fra deres rekreative værdi kan være betydelig.

### **Rekreativ værdi af privat skovrejsning**

#### **Tilskud til privat skovrejsning på ca. 26.000 ha**

I perioden 1998-2012 blev der samlet givet tilsagn om tilskud til privat skovrejsning på ca. 26.000 ha, hvoraf ca. 18.600 ha er realiseret, svarende til ca. 1.200 ha pr. år. Det samlede tilsagn om tilskud i perioden var på ca. 460 mio. kr., svarende til et gennemsnitligt tilskud på ca. 18.000 kr. pr. ha. Dette er et simpelt gennemsnit over hele perioden, og ordningen har været revideret flere gange, senest i 2012, jf. Goldberg mfl. (2013).

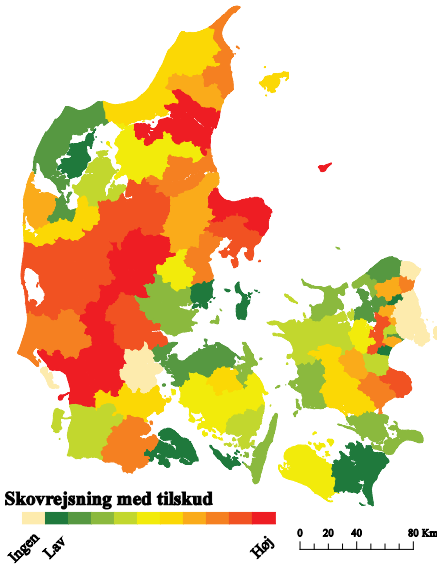
#### **Hovedsageligt mindre skove**

Tilskuddet til privat skovrejsning er givet til mange overvejende små skove med en gennemsnitsstørrelse på ca. 7 ha. De mange små arealer medfører, at det i praksis ikke er muligt, at værdisætte den rekreative brugsværdi af den enkelte skov ved brug af rejseomkostningsmodellen præsenteret i afsnit IV.5. Derfor anvendes i stedet de allerede estimerede rekreative værdier pr. ha fra afsnit IV.5 som groft estimat for den rekreative værdi af de nye private skove for hver kommune.

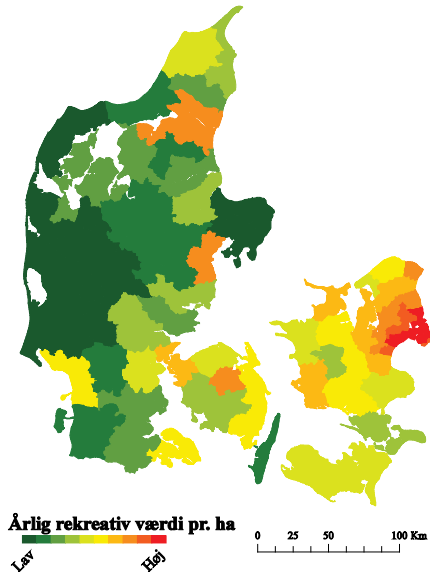
#### **Tilskud i 77 ud af 98 kommuner**

Der er i perioden 1998-2012 givet statsligt tilskud i 77 af landets 98 kommuner. Af de 21 kommuner, hvor der ikke er rejst skov, ligger 20 i Region Hovedstaden. Fordelingen af de nye skove fremgår af figur IV.12.

Figur IV.12 Privat skovrejsning som andel af kommunens samlede areal



Figur IV.13 Gennemsnitlig årlig rekreativ værdi



Anm.: Figur IV.12 viser privat skovrejsning som andel af kommunens samlede areal. Lav er 0,0002 og høj 0,0237 ha pr. km<sup>2</sup>. Figur IV.13 viser den gennemsnitlige rekreative værdi pr. ha pr. år for eksisterende naturområder fordelt på kommuner. Lav er 1.452 og høj 284.335 kr. pr. ha pr. år. Opgørelsen er ekskl. 76 strandområder, 52 parker og øer, som ikke er brofaste, jf. afsnit IV.5.

Kilde: Egne opgørelser baseret på data fra Naturstyrelsen.

### Høj tæthed af befolkning giver høje rekreative værdier

Den gennemsnitlige rekreative værdi af et naturområde afhænger i stort omfang af placeringen i forhold til befolkningen. Det betyder, at nye private skove i kommuner med en høj befolkningstæthed alt andet lige har en gennemsnitlig høj rekreativ værdi pr. ha. Den gennemsnitlige årlige rekreative værdi pr. ha for eksisterende naturområder inden for hver kommune fremgår af figur IV.13

### Privat skovrejsning ligger, hvor den rekreative værdi er lav

Der er en tendens til, at den private skovrejsning typisk foregår i kommuner, hvor den gennemsnitlige rekreative værdi af eksisterende naturområder er lav. Det tyder på, at den geografiske lokalisering af privat skovrejsning med offentlig støtte ikke nødvendigvis er hensigtsmæssig, hvis

målet er at etablere skove, hvor det giver den størst mulige rekreative værdi. Tilskudsordningen er mere attraktiv på de arealer, hvor alternativomkostningen målt ved jordprisen er lav.

**Et overslag for rekreativ værdi er 3.000 kr. pr. ha. pr. år**

Et groft skøn for den rekreative værdi af de støttede private skovrejsningsprojekter kan dannes ved at sammenholde den geografiske placering af skovrejsningsprojekterne med den beregnede rekreative værdi for de eksisterende naturområder i de tilsvarende geografiske områder (kommuner). Den konkrete beregning er beskrevet i boks IV.7. På baggrund af den skitse-rede beregning kan den gennemsnitlige rekreative værdi for de private skovrejsningsprojekter, som har været støttet i perioden 1998-2012, opgøres til godt 3.000 kr. pr. ha pr. år. Der er usikkerhed om den præcise størrelse af estimatet, da de private skovrejsningsprojekter er væsentligt mindre end de naturområder, som indgår i rejseomkostningsmodellen. Samtidig kan den geografiske fordeling inden for kommunen afvige fra de eksisterende områder, hvilket også bidrager til en usikkerhed i beregningen. Endelig har tidligere undersøgelser påpeget, at skovenes lille størrelse kan medføre, at der er usikkerhed omkring omfanget af de nye skoves rekreative værdi, jf. Landskabsværkstedet (2010) og Goldberg mfl. (2013). På den baggrund vurderes det, at der er tale om et overkantsskøn.

**Rekreative hensyn indgår kun i lille omfang i tilskuddet**

I den nuværende ordning om tilskud til privat skovrejsning fra 2012 kan rekreative hensyn medføre en forøgelse af tilskuddet på 3.000-10.000 kr. pr. ha, jf. Naturstyrelsen (2012b). Som et eksempel på størrelsesordenen af tillægget øges tilskuddet til en plantet løvskov på minimum 10 ha i et område, hvor skovrejsning er ønsket i den kommunale planlægning, fra 25.000 kr. til 30.000 kr. pr. ha, hvis der gives adgang som i en offentlig skov, og skoven ligger i en nationalpark eller et område, hvor landbrugsdrift er uønsket af hensyn til grundvand eller vandmiljø. Tilskuddet udbetales i to rater og kan omregnes til en uendelig annuitet i det år skoven plantes svarende til henholdsvis ca. 690 kr. pr. ha pr. år for skoven uden rekreative hensyn og ca. 820 kr. pr ha

pr. år for skoven med rekreative hensyn.<sup>25</sup> Der vil dog gå en årrække fra skoven plantes til den opnår fuld rekreativ værdi. Skønnet for den gennemsnitlige rekreative værdi pr. ha af privat skovrejsning er væsentligt større end det annualiserede tilskud. Dette tilsiger, at der er en samfundsøkonomisk gevinst af privat skovrejsning. Der er dog, som tidligere nævnt, tale om et overkantsskøn for den gennemsnitlige rekreative værdi. Hvis skoven ikke opleves som offentlig tilgængelig, vil den faktiske rekreative værdi være stort set nul. I eksemplet ovenfor øges det annualiserede tilskud med ca. 130 kr. pr. ha pr. år, når offentlighedens adgang til skoven udvides. Effekten på den rekreative værdi vil afhænge af skovens placering i forhold til befolkningen, og det må forventes, at effekten på den rekreative værdi er væsentligt større nær byerne. Dette er ikke direkte afspejlet i tilskudsordningen.<sup>26</sup>

**Nye statsskove  
giver højere  
rekreativ værdi  
pr. ha**

Overslaget for den gennemsnitlige årlige rekreative værdi af støttede private skovrejsningsområder på ca. 3.000 kr. pr. ha pr. år er væsentligt lavere end den gennemsnitlige værdi på ca. 37.000 kr. pr. ha pr. år for de statslige skovrejsningsprojekter. Denne betydelige forskel hænger blandt andet sammen med, at staten har et fokus på at placere nye skove bynært.

- 25) I beregningen er der taget højde for, at tilskuddet udbetales i to rater, hvor første rate udbetales, når skoven er plantet. Det er antaget, at anden rate udbetales 8 år efter og der er anvendt en diskonteringsfaktor på 3 pct.
- 26) Hvis summen af ansøgninger overstiger puljen af midler træder et pointsystem i kraft, hvor bynærhed øger chancen for tilskud, men ikke størrelsen af tilskuddet, jf. Naturstyrelsen (2012b).

*Boks IV.7 Overslag over rekreativ værdi af privat skovrejsning*

Et groft overslag over den rekreative værdi af privat skovrejsning kan opnås ved at betragte et vægtet gennemsnit af værdien af alle eksisterende naturområder i de forskellige kommuner. Dette gennemsnit er beregnet ud fra medianværdien pr. ha for alle naturområder i hver kommune, vægtet med arealet af støttet privat skovrejsning. Det giver en gennemsnitlig (vægtet) årlig rekreativ værdi på godt 3.000 kr. pr. ha. Medianen er anvendt frem for gennemsnittet, da få meget attraktivt beliggende områder trækker den gennemsnitlige værdi pr. ha i hver kommune op. Denne potentielle overvurdering undgås ved at anvende medianværdien.

Der kan argumenteres for, at der er tale om et overkantsskøn, da det er baseret på oplysninger på kommunebasis, hvor der også indgår særligt attraktive områder, som f.eks. statsskove, der har en høj værdi og høj tilgængelighed. Den rekreative brugsværdi af de støttede private skovrejsningsområder vil også afhænge af, om disse hovedsagligt mindre områder i praksis bliver opfattet som offentligt tilgængelige områder. I en nylig evaluering af tilskuddet til privat skovrejsning for perioden 1998-2012 konstateres det, at hyppigheden af adgangsveje i de nye skove er på niveau med de eksisterende, men at der er færre friluftsfaciliteter og flere jagt-faciliteter sammenlignet med det øvrige skovareal. Det anføres, at skovens lille størrelse i praksis kan medføre, at deres rekreative værdi kan være begrænset, da publikum ikke oplever, at der er adgang til skoven, jf. Goldberg mfl. (2013).

Dette underbygges også af et casestudie af 18 private skove rejst med tilskud i løbet af 1990'erne. I undersøgelsen, som er støttet af Friluftsrådet, anføres det, at på trods af, at der er mange stier og veje i de private skove rejst med tilskud, medfører dette ikke nødvendigvis en høj rekreativ værdi for publikum. Den faktiske adgang kan være lille på grund af fysiske og psykologiske barrierer. Man konstaterede i undersøgelsen, at adgangsveje til særligt de mindre skove lå meget tæt op ad privatboliger, at vejene gik gennem gårdspladser og at lodsejere også ved skove, hvor der var lovlig adgang, skilte om, at skoven var lukket for publikum, jf. Landskabsværkstedet (2010). De vigtigste motivationsfaktorer for lodsejernes brug af tilskudsordningen er at øge naturværdien på deres ejendom og forbedre jagtmulighederne, hvilket kan give en modsætning mellem hensynet til ejerne og de besøgende i skovene, jf. Goldberg mfl. (2013).



*Boks IV.7 Overslag over rekreativ værdi af privat skovrejsning, fortsat*

I analysen baseret på rejseomkostningsmodellen blev det fundet, at den marginale effekt af størrelse er aftagende, hvorfor mindre områder alt andet lige er mere værd pr. ha, jf. afsnit IV.5. De private skovrejsningsprojekter er dog generelt væsentligt mindre end de naturområder, som ligger til grund for rejseomkostningsmodellen, og den fundne aftagende effekt af størrelse er ikke nødvendigvis gældende for meget små områder. Dette er derfor ikke i modstrid med, hvad der findes ved evalueringen af tilskuddet til privat skovrejsning. Skovrejsningsprojekternes lille størrelse kan medføre, at de ikke opleves som offentligt tilgængelige, og derfor ikke har en rekreativ værdi svarende til større naturområder. I den situation, hvor der ikke er reel offentlig adgang til skoven, vil den rekreative værdi for publikum være stort set nul.

Samlet set vurderes det, at de 3.000 kr. pr. ha pr. år er et overkantsskøn for den gennemsnitlige rekreative værdi af privat skovrejsning med offentlig støtte.

### Andre økosystemydelse

#### Forskellige ikke-markedsomsatte gevinster

De rekreative brugsværdier af naturområder udgør kun en del af de samlede økosystemydelse ved skove og andre naturområder. En samlet opgørelse af værdien af alle økosystemydelse er omfattende, og i nogle tilfælde mangles viden til at lave en præcis opgørelse af afledte økosystemydelse. Det gælder både for naturvidenskabelige årsag-virkningssammenhænge og i forhold til økonomisk værdisætning af ændringer i de endelige økosystemydelse. I det følgende gives en overordnet beskrivelse af nogle væsentlige ikke-markedsomsatte gevinster ved skovrejsning.

#### Skovrejsning mindsker CO<sub>2</sub>

Skovrejsning på landbrugsjord medfører reduceret udledning af drivhusgasser dels ved at lagre kulstof i ved- og rodmassen i træernes vækstperiode (70-120 år afhængig af træsort), dels indirekte ved, at den med dyrkning af jorden forbundne drivhusgasudledning elimineres.<sup>27</sup>

27) Der ses her bort fra, at landbrugsproduktionen ikke nødvendigvis stopper, men måske i stedet flyttes. Den indirekte reduktion fra ophør af landbrugsdrift på et areal i Danmark medfører ikke nød-

**5-9 ton pr. ha**

Den reducerede udledning af drivhusgasser svarer ifølge nyere opgørelser til ca. 5-600 ton CO<sub>2</sub> pr. ha i hele vækstperioden afhængig af træsort, jf. Vesterdal (2014). Dette svarer til en tilbagediskonteret årlig reduktion af CO<sub>2</sub>-udledningen på 4-8 ton pr. år, hvor det lave tal er for løvtræ, og det høje tal er for nåletræ.<sup>28</sup> Besparelsen i drivhusgasudledning ved almindelig landbrugsdrift (primært lattergas) er opgjort til en årlig reduktion på ca. 1 ton CO<sub>2</sub>-ækvivalent pr. ha., jf. Dubgaard mfl. (2013). Samlet giver dette en reduktion i CO<sub>2</sub>-ækvivalenter svarende til 5-9 ton pr. ha. pr. år.

**1.900 kr. pr. ha pr. år.**

CO<sub>2</sub>-reduktion fra skovrejsning er uden for kvotesektoren. Et overslag over værdien af reduktionen pr. ha ny statskov kan beregnes ved at anvende en marginal reduktionsomkostning for ikke-kvotesektoren, som for nylig er beregnet til ca. 350 kr. pr. ton CO<sub>2</sub>, jf. De Økonomiske Råd (2013). Reduktionen på 5-9 ton pr. ha. pr. år er en uendelig annuitet for en hektar med træbevoksning. Ved statslige skovrejsningsprojekter er det typisk ikke hele arealet, der tilplantes med skov. Hvis det antages, at tre fjerdedele af arealet tilplantes med lige dele løv- og nåletræer, vil en hektar ny statskov lede til en reduktion på ca. 4,5 ton pr. ha pr. år fra CO<sub>2</sub>-binding i vedmasse plus 1 ton pr. ha pr. år fra ophør af landbrugsproduktion, svarende til 5,5 ton pr. ha pr. år. Ved en marginal reduktionsomkostning på 350 kr. pr. ha pr. år svarer det til ca. 1.900 kr. pr. ha pr. år.

**Ammoniak og kvælstof**

Ud over CO<sub>2</sub>-gevinsten er der en række andre sidegevinster ved skovrejsning. Disse omfatter reduktion af en række andre miljøpåvirkninger. Ved ophør af landbrugsdrift er der en positiv miljøeffekt i form af reduceret ammoniakfordampning og kvælstofudvaskning. Disse effekter varierer geografisk, men et nyligt opgjort gennemsnit rapporterer en

vendigvis en global reduktion i CO<sub>2</sub>-udledning (lækageproblemet).

- 28) Forudsætningerne for beregningen er, at den årlige CO<sub>2</sub>-binding er konstant gennem hele vækstperioden og derefter falder til 0. Vækstperioden er antaget at være 70-120 år afhængig af træsort. Der er anvendt en diskonteringsfaktor på 3 pct. Den årlige gennemsnitlige CO<sub>2</sub>-binding er tilbagediskonteret for hvert år i vækstperioden og derefter annualiseret.

årlig værdi på ca. 1.800 kr. pr. ha på lerjord og ca. 3.300 kr. pr. ha på sandjord, jf. Dubgaard mfl. (2013).<sup>29</sup>

**Beskyttelse af grundvand**

Derudover fremhæves det ofte, at skovrejsning kan beskytte grundvandet mod risikoen for forurening fra pesticider ved almindelig landbrugsproduktion. Værdien af at mindske risikoen for pesticidforurening af grundvand er ikke opgjort. Overordnet må det forventes, at der er betydelig lokal variation i denne gevinst. Endvidere bør man være opmærksom på, at der er andre instrumenter end skovrejsning, som potentielt kunne være mere hensigtsmæssige, f.eks. forbud mod brug af pesticider i grundvandsfølsomme områder.

**Hensyn til biodiversitet**

Endelig fremhæves hensyn til biodiversitet også som et argument for at øge andelen af skov i Danmark. Mere skov vil på meget langt sigt kunne lede til flere levesteder for de dyre- og plantearter, der lever i skov. I Økonomi og Miljø 2012 er en analyse af omkostningseffektive indsatser til at modvirke tilbagegangen i biodiversiteten udført i samarbejde med naturvidenskabsfolk fra Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Københavns Universitet, jf. De Økonomiske Råd (2012).

**Urørt skov bedre end skovrejsning**

Denne analyse fandt, at tilbagegangen i biodiversiteten kan modvirkes ved en række indsatser rettet mod arter, som lever i henholdsvis skove og åbne naturområder. For arter, som lever i skoven, er det mest hensigtsmæssige tiltag en omlægning af skovdriften til urørt skov i strategisk udvalgte eksisterende skovområder i Danmark, som omfatter ca. 9 pct. af det samlede skovareal. Analysen viste også, at de samfundsøkonomiske omkostninger ved dette tiltag tilmed var relativt små sammenlignet med omkostningerne ved at beskytte arter, som lever i åbne naturområder. Ifølge denne analyse er skovrejsning således ikke et hensigtsmæssigt instrument ud fra biodiversitetshensyn. I stedet skal der

29) Det kan diskuteres, hvorvidt det er rimeligt at inkludere positive miljøeffekter fra ophør af landbrugsdrift som en positiv effekt knyttet til skovrejsning. Disse effekter ville være opnået blot ved at tage jorden ud af omdrift og forudsætter således ikke nødvendigvis, at der rejses skov. Samtidig er det, som nævnt tidligere, ikke urimeligt at antage, at landbrugsproduktionen ikke ophører, når der rejses skov, men blot flyttes.

være en målrettet omlægning af skovdriften i nogle af de nuværende skove. På kort sigt har helt nye skove en lille betydning for biodiversiteten.

**Rekreativ værdi større end værdi af reduktion i udledninger**

Der er beskrevet estimater for gevinsten fra reduktion af CO<sub>2</sub>, ammoniak og kvælstof, men disse er forbundet med usikkerhed. Et overslag over den årlige gevinst ved reduktion af CO<sub>2</sub>, ammoniak og kvælstof er på ca. 3-5.000 kr. pr. ha pr. år, hvoraf over halvdelen vedrører indirekte effekter fra ophør af landbrugsdrift. Den gennemsnitlige årlige rekreative værdi af statslige skovrejsningsprojekter på 37.000 kr. pr. ha er således langt højere. Til gengæld er de rekreative gevinster ved de mindre hensigtsmæssigt lokaliserede private skovrejsningsprojekter af samme størrelsesorden som gevinsten ved CO<sub>2</sub>-, ammoniak- og kvælstofreduktionen. Ved opgørelser af den samfundsøkonomiske værdi af nye skove, vil det resultere i en potentiel undervurdering af skovens værdi, hvis ikke de rekreative værdier inkluderes i opgørelsen. I den nylige opgørelse af omkostninger ved forskellige klimatiltag indgår rekreative gevinster ved skovrejsning eksempelvis ikke, jf. Klima-, Energi- og Bygningsministeriet (2013) og Dubgaard mfl. (2013).<sup>30</sup> Dette tilsiger, at de opgjorte samfundsøkonomiske omkostninger, ved at anvende skovrejsning til at reducere drivhusgasudledningen, er systematisk overvurderet.

**Bekræftes af tidligere undersøgelser**

Hvis der rejses skov på geografisk set hensigtsmæssige lokaliteter, tyder analysen således på, at de rekreative gevinster langt overstiger gevinsterne af andre prissatte økosystemydelse. Beregninger fra Storbritannien finder en lignende sammenhæng, jf. Bateman mfl. (2011) og Bateman mfl. (2013). En geografisk hensigtsmæssig beliggenhed i forhold til rekreative gevinster er således vigtig ved skovrejsning.

30) Da der er meget stor forskel i den rekreative værdi afhængig af placering, bør man være meget varsom med at bruge gennemsnitlige værdier for den rekreative gevinst i samfundsøkonomiske analyser.

## Sammenfatning

### Statsskove giver høj rekreativ værdi

Staten rejser nye skove og yder tilskud til skovrejsning. De nye statsskove består af store sammenhængende arealer og ligger generelt bynært, og den statslige skovrejsning resulterer i nye naturområder med høj rekreativ værdi sammenlignet med de eksisterende naturområder. Der er relativ stor variation i den rekreative værdi opgjort pr. ha. De højeste værdier findes øst for Storebælt, hvor befolkningstætheden er høj samt i dele af landet, hvor der i dag er meget lille adgang til rekreative områder.

### Tilskud til privat skovrejsning bør justeres

Staten yder tilskud til skovrejsning på private landbrugsarealer. Tilskudsordningen har resulteret i mange overvejende mindre skove, og den rekreative værdi af disse nye skove afhænger i stort omfang af, hvorvidt de opfattes som værende offentligt tilgængelige. Skovene er ikke generelt rejst i kommuner, hvor den rekreative værdi af de eksisterende større naturområder er høj. Differentieringen af tilskuddet i den eksisterende tilskudsordning afhænger i meget lille omfang af skovens placering i forhold til befolkningen, hvilket giver et lille incitament til at lægge de nye skove, hvor man vil forvente, at den rekreative værdi er højest.

### Rekreation udgør stor del af skovens økosystemydelse

Skove producerer flere økosystemydelse og sammenlignes med den gennemsnitlige gevinst fra CO<sub>2</sub>-, ammoniak- og kvælstofreduktionen, er de rekreative gevinster ved særligt statslig skovrejsning klart dominerende. Ved etableringen af ny skov bør hensynet til rekreative gevinster derfor indgå som en vigtig del af beslutningen om, hvor skoven skal rejses.

## IV.7 Sammenfatning og anbefalinger

### Den rekreative værdi af naturområder

Naturen udgør rammen om mange forskellige friluft aktiviteter, og den rekreative værdi af naturen udgør derfor en vigtig del af de ikke-markedsomsatte ydelser knyttet til naturen. I kapitlet er der foretaget en opgørelse af den rekreative brugsværdi af forskellige naturområder ved hjælp af den såkaldte rejseomkostningsmetode. Opgørelsen er baseret på data indsamlet ved spørgeskema om brug af

naturen, detaljerede geografiske informationer om lokalisering af naturområder i forhold til befolkningen og endelig oplysninger om befolkningens socioøkonomiske karakteristika ud fra registerdata.

**Skov, åben natur, kyst og parker**

Den anvendte metode tager blandt andet højde for, at værdien af et naturområde afhænger af, om der i forvejen er mange eller få andre naturområder i nærheden. I analysen indgår naturområder som skove, åbne naturområder (f.eks. heder, strandenge og moser), strand/kyst og endelig parker i de største byer. Tidligere danske analyser af værdien af naturområder baseret på rejseomkostningsmetoden har alene fokuseret på skove, hvilket giver en risiko for at overvurdere værdien af skove, som ligger nær andre typer af rekreative områder.

**Stor forskel i rekreativ værdi af forskellige områder**

Overordnet viser analysen, at den rekreative værdi af nogle naturområder er meget høj, men også at der er meget stor variation i brugsværdien mellem forskellige områder. Således er den beregnede årlige gennemsnitlige rekreative værdi af naturområder uden for byerne på ca. 8.000 kr. pr. ha, men værdien varierer fra under 1.000 kr. pr. ha til over 700.000 kr. pr. ha. Den opgjorte rekreative værdi pr. ha af parker i de største byer er generelt endnu højere.

**Faktorer af betydning for rekreativ værdi**

Værdien af et rekreativt naturområde afhænger i analysen af en række forskellige faktorer. For det første er nærhed til potentielle brugere vigtig. For det andet er det vigtigt, om der er mange andre naturområder i nærheden (substitutionsmuligheder). For det tredje har udformningen af et område også betydning, f.eks. størrelsen af området og hvorvidt området overvejende består af skov, åben natur eller kyst.

**Nærhed til brugere afgørende**

Værdien af hvert enkelt område fremkommer som et samlet resultat af disse faktorer. Analyserne tyder imidlertid på, at nærhed til potentielle brugere er af klart størst betydning for den rekreative værdi af områderne. Således er værdien af parker generelt meget høj, og den rekreative værdi af naturområder uden for byerne er især høj, hvor der er høj befolkningstæthed. Som eksempel er den rekreative værdi af naturområder generelt høj i Nordsjælland, på Midtjylland, i dele

af Østjylland samt i nærheden af Aalborg. Til sammenligning er den rekreative værdi af områder i Midt- og Vestjylland generelt lav.

**Befolknings-  
tæthed vigtigere  
end substitution**

Nordsjælland er et eksempel på, at nærhed til mange brugere kan overskygge effekten af, at der i forvejen er mange naturområder. Nordsjælland er ganske velforsynet med naturområder, hvilket isoleret set tilsiger, at værdien af hvert enkelt område skulle være lav (mange substitutionsmuligheder). Værdien af hvert naturområde i Nordsjælland er imidlertid meget stor, fordi den høje befolkningstæthed helt overdøver substitutionseffekten.<sup>31</sup>

**Skove attraktive  
– især statsskove**

Udformning og indhold af naturområder har naturligvis også nogen betydning for den rekreative værdi af områderne. Analyserne tyder således på, at naturområder med hel eller delvis skovbeplantning generelt er mere attraktive end naturområder uden skov. Analyserne viser også, at statsskove generelt er mere attraktive end privatejede skove. Årsagen til dette er ikke afdækket i analysen, men kan til dels skyldes, at statsskove i højere grad er indrettet på at tiltrække besøgende, f.eks. med bedre faciliteter og adgangsforhold.

**Kyster, søer og  
Natura 2000 også  
attraktive**

Naturområder ned til kyst/strand er også attraktive. Det gælder også for områder med meget ferskvand f.eks. store søer. Natura 2000-områder, som ofte består af særegne og unikke naturtyper, er også generelt attraktive ud fra en rekreativ synsvinkel. Endelig viser analyserne, at store områder er mere attraktive end små, men at effekten er aftagende. Det betyder eksempelvis, at en given forøgelse af et naturområde har en større effekt på den rekreative værdi af området, hvis området i udgangspunkt er lille, end hvis det er stort.

31) Bemærk at alle analyser af værdien af naturområder og parker er udført ved at fjerne (eller tillægge) et enkelt område ad gangen givet tilstedeværelsen af alle øvrige eksisterende områder. Hvis der f.eks. skabes mange nye naturområder i Nordsjælland, vil brugsværdien af yderligere nye områder i Nordsjælland aftage på grund af substitutionseffekten (alt andet lige).

**Bedre grundlag for at vurdere betydning af nærhed til by**

Den opstillede model bidrager på en række punkter til at give et mere helstøbt billede af betydningen af lokalisering sammenlignet med tidligere danske analyser ud fra rejseomkostningsmetoden. Således indgår ture med alle transportmidler i stedet for blot bilture, og modellen medtager ud over skove også parker i byer, strand/kyst og åbne naturområder. Analysen viser, at især parker i byer og naturområder tæt på byer har meget høj rekreativ værdi. At nærhed til byer er vigtig er naturligvis ikke en ny pointe, og bynærhed indgår også som et vigtigt kriterium ved udpegning af statslige skovrejsningsprojekter. Analysen i kapitlet understreger imidlertid, at bynærhed er afgørende, selv når der tages højde for, at parker i byerne også har en betydelig rekreativ værdi.

**Omkostninger også vigtige**

I analyserne i kapitlet er fokuseret på at opgøre de rekreative gevinster ved naturområder, mens omkostningerne ved at skabe nye rekreative muligheder ikke er nærmere analyseret. Der er givetvis også geografiske forskelle i omkostningerne, som i nogen grad kan modificere gevinsten ved f.eks. bynær skovrejsning. For eksempel er jordpriserne typisk højere i områder med høj befolkningstæthed. Den geografiske forskel i de rekreative gevinster ved f.eks. skovrejsning er dog givetvis større end geografiske forskelle i omkostningerne. Beslutning om større konkrete projekter bør under alle omstændigheder først træffes, efter der er udført en samfundsøkonomisk projektvurdering med beskrivelse af de samlede gevinster og omkostninger. I en sådan vurdering skal det inddrages, at de rekreative gevinster ved ny natur først realiseres over en årrække.

**Målsætningen om fordobling af skov**

Danmark har en målsætning om at fordoble andelen af skov over en skovgeneration (80-100 år), så skovområder på sigt kommer til at udgøre op mod  $\frac{1}{4}$  af det samlede areal. For at realisere dette mål rejser staten selv nye statsskove og giver derudover støtte til privat skovrejsning.

**Generel høj rekreativ værdi af statslig skovrejsning**

Den opstillede model er anvendt til at opgøre den endelige rekreative brugsværdi af igangværende og planlagte statslige skovrejsningsprojekter. De statslige skovrejsningsprojekter er opgjort til at få en gennemsnitlig årlig værdi på omkring 37.000 kr. pr. ha, når projekterne er færdige. Dette er



højere end den gennemsnitlige årlige værdi af eksisterende naturområder på 8.000 kr. pr. ha (parker ikke medregnet). Den højere værdi afspejler, at de statslige skovrejsningsprojekter ofte er placeret tæt på byer. Umiddelbart tyder dette på, at de statslige skovrejsningsprojekter har en hensigtsmæssig geografisk lokalisering, men den høje gennemsnitlige værdi i forhold til eksisterende naturområder er ikke nødvendigvis udtryk for, at statslige skovrejsningsprojekter er placeret optimalt.

**Ikke al statslig skovrejsning har høj rekreativ værdi**

Således er der stor forskel i den rekreative værdi af de forskellige igangværende og planlagte statslige skovrejsningsprojekter, som går fra ca. 9.000 til 134.000 kr. pr. ha pr. år. Det vil sige, at de ud fra rekreative hensyn mest hensigtsmæssigt placerede statslige skovrejsningsområder genererer rekreative værdier, som er op mod 15 gange højere end de mindst hensigtsmæssigt placerede områder. Selv om der også kan være forskelle i omkostningerne ved de forskellige skovrejsningsprojekter, tyder den store forskel i de rekreative brugsværdier på, at det ikke ud fra en rekreativ synsvinkel er alle statslige skovrejsningsprojekter, som er hensigtsmæssigt placeret.

**Rekreative gevinster højere end CO<sub>2</sub>, ammoniak og kvælstof**

Rekreative brugsværdier er ikke den eneste økosystemydelse ved skovrejsning. Skovrejsninger binder CO<sub>2</sub>, og det gør det nemmere at nå de danske mål for CO<sub>2</sub>-reduktion. Skovrejsning på landbrugsjord kan også mindske miljøpåvirkninger ved konventionel landbrugsproduktion. Det er dog ikke helt oplagt, om dette bør opfattes som en gevinst ved selve skovrejsningen, da en reduktion af miljøpåvirkningen ved landbrugsproduktion også kan opnås på andre måder. Hvis reduktion af ammoniak og kvælstof ved ophør af landbrugsproduktion alligevel medregnes fås en reduktion af CO<sub>2</sub>, ammoniak og kvælstof svarende til en årlig værdi på 3-5.000 kr. pr. ha. Den gennemsnitlige rekreative gevinst ved statslige skovrejsningsprojekter på ca. 37.000 kr. pr. ha pr. år er således betydelig større end de andre værdisatte miljøpåvirkninger. Det er derfor afgørende at inddrage den rekreative værdi. I den nylige opgørelse af omkostninger ved forskellige klimatiltag indgår rekreative gevinster ved skovrejsning således ikke, jf. Dubgaard mfl. (2013) og Klima-, Energi- og Bygningsministeriet (2013). Hvis skov-

rejsningen sker et sted, som også genererer rekreative brugsværdier, tilsiger dette, at skovrejsning er et langt mere attraktivt instrument end det fremgår af pågældende sammenligning af forskellige klimatiltag.<sup>32</sup>

### **Grundvand og biodiversitet**

Der er dog økosystemydelse, som ikke er værdisat. Skovrejsning mindsker risikoen for pesticidforurening af grundvandet ved konventionel landbrugsproduktion. Dette er også et vigtigt kriterium for beslutningen om placering af statslige skovrejsningsprojekter. Også her bør man dog være opmærksom på, at andre virkemidler end skovrejsning kan være relevante at anvende (f.eks. sprøjtefrie områder). Endelig anføres hensyn til biodiversitet ofte som et argument for skovrejsning. Her kan dog indvendes, at skovrejsning i tidligere analyser ikke betragtes som det mest omkostningseffektive instrument til at sikre biodiversiteten i skovene. I stedet bør skovdriften omlægges til urørt skovdrift i en mindre del af de eksisterende skove, jf. De Økonomiske Råd (2012).

### **Skift fokus fra fordobling til placeringen af ny skov**

Med de store geografiske variationer i den rekreative værdi af naturområder og skove er det oplagt, at en generel målsætning om fordobling af skovarealet ikke er hensigtsmæssig. Målet om fordobling af skovarealet har den fordel, at det er nogenlunde målbart, men denne fordel mister sin relevans, når det målbare er en dårlig indikator for samfundets gevinst. Skovrejsning bør i stedet ses som et instrument til at opnå rekreative gevinster og andre økosystemydelse, og bør ikke være et mål i sig selv. Når skovrejsning bliver et mål i sig selv kan det give en uhensigtsmæssig anvendelse af ressourcer med mange dårlige skovrejsningsområder, som kan give et lavere samfundsøkonomisk afkast end en mindre mængde skov placeret de rigtige steder. Det er i

32) Da der er meget stor forskel i den rekreative værdi afhængig af placering, bør man være meget varsom med at bruge gennemsnitlige værdier for den rekreative gevinst i samfundsøkonomiske analyser. Det skal for en god ordens skyld understreges, at det eksplicit er angivet i Klima-, Energi- og Bygningsministeriet (2013) og Dubgaard mfl. (2013), at der kan være ikke medregnede rekreative gevinster ved skovrejsning som instrument til at mindske CO<sub>2</sub>.

stedet vigtigt systematisk at sammenligne gevinsten ved forskellige potentielle skovrejsningsområder.

**Smart skovrejsning bedre end megen skovrejsning**

Den store geografiske variation i de værdisatte gevinster ved statslig skovrejsning peger i retning af, at der kan være en betydelig samfundsøkonomisk gevinst ved at udvikle mere systematiske prioriteringsværktøjer ved udvælgelsen af lokalisering af statslige skovrejsningsprojekter. Det foreslås, at udvikling og systematisk anvendelse af samfundsøkonomisk projektvurdering af alternative skovrejsningsprojekter bliver et indsatsområde i den fremtidige friluftspolitik. På transportområdet anvendes systematisk samfundsøkonomiske analyser til at rangordne forskellige potentielle projekter. Det er formentlig også relevant for statslige skovrejsningsprojekter, selv om der anvendes langt flere midler på transportinvesteringer end til skovrejsning, og selv om ikke alle gevinster kan værdisættes.

**Væsentlig lavere rekreativ værdi af privat skovrejsning**

Tilskud til privat skovrejsning er især givet til mange små projekter, og det har derfor ikke været praktisk muligt at bruge den udviklede model til at opgøre den rekreative værdi af den støttede private skovrejsning. Det kan imidlertid konstateres, at privat skovrejsning med tilskud overvejende er foregået i kommuner, hvor den rekreative værdi af de eksisterende naturområder er lav (f.eks. Vest- og Midtjylland). Det skønnes ud fra fordelingen på kommuner, at den gennemsnitlige årlige rekreative værdi af privat skovrejsning kan være op mod 3.000 kr. pr. ha, dvs. under en tiendedel af den rekreative gevinst ved statslige skovrejsningsprojekter. Hvis den årlige rekreative gevinst af private skovrejsningsprojekter er på 3.000 kr. pr. ha, vil den rekreative brugsværdi overstige den offentlige støtte til skovrejsningen. De 3.000 kr. pr. ha pr. år vurderes imidlertid at være et overkantskøn, da tilgængeligheden til de mange små private skovrejsningsområder meget vel kan være mindre end til de eksisterende store naturområder.

**Behov for at reformere tilskud til privat skovrejsning**

Den ud fra rekreative hensyn uhensigtsmæssige geografiske fordeling af de private skovrejsningsområder tyder under alle omstændigheder på, at tilskuddene til privat skovrejsning ikke er udformet på en måde, som giver den rette tilskyndelse til skovrejsning, hvor den rekreative værdi er

størst. Det anbefales derfor at reformere udformningen af tilskud til privat skovrejsning, så disse i højere grad genererer rekreative gevinster. Tilskud til privat skovrejsning bør naturligvis også tage hensyn til andre ikke-markedsomsatte goder, men analysen peger på, at en mere hensigtsmæssig geografisk lokalisering kan være af stor betydning for den samlede gevinst af privat skovrejsning.

## Litteratur

Basse, E. M. (red.) (2006): *Miljøretten 2*, Jurist- og Økonomforbundet.

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.

De Økonomiske Råd (2010): *Økonomi og miljø 2010.*

De Økonomiske Råd (2012): *Økonomi og miljø 2012.*

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

DTU Transport (2010): *Transportøkonomiske enhedspriser til brug for samfundsøkonomiske analyser (version 1.3, juli 2010).*

DTU Transport (2012): *TU-rapport for hele Danmark - Dataperiode 2011. Rapport af 22-03-2012. DTU Transport.*

Dubgaard, A., F.M. Laugesen, E.E. Stålh, 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 Fødevare- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet.*

Friluftsrådet (2011): [www.friluftsradet.dk](http://www.friluftsradet.dk)

Friluftsrådet (2013): FAKTA om friluftslivet i Danmark. Friluftsrådet.

Goldberg, C., B.S. Petersen, F. Jensen, M. Flyhn, A.H. Pedersen, V.K. Johannsen, E. Schou, P. Madsen og T. Nord-Larsen (2013): Evaluering af privat skovrejsning. Naturstyrelsen.

Jensen, F.S. (2003): Friluftsliv i 592 skove og andre naturområder. Skovbrugsserien Nr. 32. Skov & Landskab.

Jensen, F.S. og H. Skov-Petersen (2006): Lidt om skovgæsters adfærd, konflikter og viden om regler. *Skoven*, 08, s. 368-371.

Johannsen, V.K., T. Nord-Larsen, T. Riis-Nielsen, K. Suadicani og B.B. Jørgensen (2013): Skove og plantager 2012. Skov & Landskab.

Klima-, Energi- og Bygningsministeriet (2013): Virkemiddelkatalog - Potentialer og omkostninger for klimatiltag. Rapport udarbejdet af tværministeriel arbejdsgruppe, august 2013.

Landskabsværkstedet (2010): Skovrejsning i 1990'erne - et eftersyn. Landskabsværkstedet.

Lee, A.C.K. og R. Maheswaran (2011): The health benefits of urban green spaces: a review of the evidence. *Journal of Public Health*, 33 (2), s. 212-222.

Levin, G. og B. Normander (2008): Arealanvendelse i Danmark siden slutningen af 1800-tallet. Faglig rapport nr. 682. Danmarks Miljøundersøgelser.

Levin, G., M.R. Jepsen og M. Blemmer (2012): BASEMAP: Technical documentation of a model for elaboration of a land-use and land-cover map for Denmark. Technical Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy No. 11. Aarhus University.

Miljøministeriet (2013a): *Bekendtgørelse af lov om nationalparker LBK nr. 946 af 03/07/2013.*

Miljøministeriet (2013b): *Pressemeddelse: Ny naturfond skal give Danmark mere natur.*

Naturstyrelsen (2002): Det Nationale Skovprogram. Miljøministeriet.

Naturstyrelsen (2012a): Friluftslivets samfundsværdi - Oplevelser og aktiviteter i naturen er vigtige goder. Miljøministeriet, Naturstyrelsen.

Naturstyrelsen (2012b): *Privat skovrejsning - Vejledning om tilskud.* Miljøministeriet.

Naturstyrelsen (2013a): Hvor må jeg færdes. Miljøministeriet.

Naturstyrelsen (2013b): [www.naturstyrelsen.dk](http://www.naturstyrelsen.dk)

Olsen, S.B. (2009): Choosing Between Internet and Mail Survey Modes for Choice Experiment Surveys Considering Non-market Goods. *Environmental and Resource Economics*, 44 (4), s. 591-610.

Olsen, S.B., O. Bonnichsen, F.M. Laugesen, A. Dubgaard og B.J. Thorsen (2013): Adgang til grønne områder, fysisk aktivitetsniveau og sundhed - Er der evidens for en sammenhæng, der kan vurderes samfundsøkonomisk. IFRO Rapport 217. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet.

Parsons, G.R. (1991): A Note on Choice of Residential Location in Travel Cost Demand Models. *Land Economics*, 67 (3), s. 360-364.

Parsons, G.R. (2003): The Travel Cost Model. I: Champ, P.A., K. Boyle, og T.C. Brown (*A Primer on Nonmarket Valuation - The Economics of Non-Market Goods and Resources*). Springer.

Phaneuf, D.J. og V.K. Smith (2005): Recreational Demand Models. I: Mäler, K.G. og J.R. Vincent (*Handbook of Environmental Economics, Volume 2 - Valuing Environmental Changes*). Springer.

Regeringen (2009): *Grøn Vækst*.

Rigsrevisionen (2013): Beretning til Statsrevisorerne om etableringen af nationalparker i Danmark.

Sen, A. og I.J. Bateman (2012): Economic Assessment of the Recreational Value of Ecosystems in Great Britain. CSERGE working paper 2012-01.

Skov & Landskab (2012): Friluftsliv i skovene 2008 (2). Friluftsliv Blad nr. 6.1-65. Skov & Landskab.

Starnes, H.A., P.J. Troped, D.B. Klenowsky og A.M. Doehring (2011): Trails and Physical Activity: A Review. *Journal of Physical Activity & Health*, 8 (8), s. 1160-1174.

Stigsdotter, U.K., O. Ekholm, J. Schipperijn, M. Toftager, T.B. Randrup, P. Pentsen, M. Grønbæk og F. Kamper-Jørgensen (2011): SUSY Grøn: Brug af grønne områder og folkesundhed i Danmark - Opsamling af et tværvideenskabeligt forskningsprojekt mellem Skov & Landskab og Statens Institut for Folkesundhed. Arbejdsrapport Skov & Landskab 134/2011.

Termansen, M., C.J. McClean og F.S. Jensen (2013): Modelling and mapping spatial heterogeneity in forest recreation services. *Ecological Economics*, 92 (0), s. 48-57.

Therkildsen, O.R., S.M. Andersen, P. Clausen, T. Bregnballe, K. Laursen og J. Teilmann (2013): *Vurdering af forstyrrelsestrusler i NATURA 2000-områderne*. Aarhus Universitet.



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

Zandersen, M., M. Termansen og F.S. Jensen (2007): Testing Benefits Transfer of Forest Recreation Values over a Twenty-Year Time Horizon. *Land Economics*, 83 (3), s. 412-440.

