

Brugsværdien af naturområder i Danmark

Thomas Bue Bjørner

De Økonomiske Råds Sekretariat (tbb@dors.dk)

Mette Termansen

Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet

Nature provides a wide range of valuable ecosystem services including outdoor recreation. In this paper the use value of all major recreational sites in Denmark is estimated using the two stage multiple-site travel cost model, where choice of recreation sites is determined by attributes of sites and travel costs between sites and potential users. The 2,475 different recreation sites included in the study consist of a variety of habitats, such as forests, open areas (e.g. heather, meadows, bogs etc.) beaches and larger city parks.

We find that natural areas can generate substantial recreational values, but there are large differences in the recreational use value of different sites. The average of the marginal recreational value for natural areas is approximately DKK 8,000 per ha per year, but the value ranges from 240 DKK to over DKK 700,000 per ha per year. City parks in the major cities generate even higher values.

The estimated model is used to evaluate the use values associated with the location of ongoing and planned state afforestation projects and subsidies to private afforestation. Overall, the new state forests appear to generate fairly high recreational use values. This suggests that the locations of the new state forests in Denmark are generally economically sound. However, there are large variations in the use value of the new state forests, which indicate that some of the new state forests could have been located more favourably elsewhere. Subsidized afforestation carried out by private landowners is generally located in municipalities where the recreational value of additional recreation sites is low. This suggests that the recreational benefits derived from the current private afforestation subsidy scheme are lower than they could have been.

Keywords: Multiple-site travel cost model; recreation use value, afforestation policy instruments

JEL: Q26, Q51, Q57

1. Indledning

Stort set hele den danske befolkning bruger naturområder eller parker i byer til forskellige typer af rekreative aktiviteter. Disse aktiviteter omfatter f.eks. at gå en tur, motionere, kigge på fugle eller solbade. For nogle sker det hver dag, mens det for andre kun er få gange om året. Muligheden for at udføre rekreative aktiviteter kan således repræsentere en betydelig ikke-markedsomsat værdi af naturområder for befolkningen. Generelt er der mange ikke-markedsomsatte ydelser ved 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).

Det er således væsentligt at kunne fastlægge den rekreative værdi af områder, som bruges til rekreation. En opgørelse af den rekreative værdi kan bl.a. belyse, hvorvidt det er hensigtsmæssigt at skabe flere rekreative områder på bekostning af andre anvendelser af jorden, som f.eks. landbrug eller boliger.

I denne artikel foretages en opgørelse af den rekreative værdi af naturområder i hele landet samt parker i byerne baseret på rejseomkostningsmetoden. For at gøre dette estimeres en to-trins-model, som beskriver dels, hvor ofte en person foretager rekreative ture, dels personens valg af rekreativt område (givet der foretages en tur).¹ Modellen er estimeret på baggrund af data indsamlet ved internet spørgeskema for 2.500 respondenter i 2013. Respondenterne har bl.a. givet oplysninger om, hvor mange rekreative ture de foretager årligt, og hvilket område de konkret besøgte på deres seneste tur. Ud fra et geografisk informations system (GIS) er alle (større) rekreative områder i Danmark identificeret, således at der både er informationer om det område en given respondent besøgte og informationer om andre områder, som respondenter potentielt kunne have besøgt. I analyserne medtages rekreative områder som skove, åbne naturområder, strande og store parker i byer.

Tidligere danske analyser baseret på rejseomkostningsmetoden bygger på relativt gamle data og har alene medtaget besøg foretaget med bil, jf. Termansen mfl. (2013) og Zandersen mfl. (2007). Besøg i bil udgør under halvdelen af alle be-

1. Analysen er anvendt i kapitlet om *Rekreative værdier* i De Økonomiske Råd (2014). De Økonomiske Råds formandskab og medarbejdere i sekretariatet takkes for kommentarer og forslag. Især har Catrine U. Jensen ydet meget stor hjælp i forbindelse med dataindsamling og analyser. Derudover har Thomas Becker og Gregor Levin (Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet) har bidraget med beregninger af transportafstande og sparring om afgrænsning af naturområder i GIS. Frederik Emil Amris (De Økonomiske Råds Sekretariat) har bistået med dataanalyser og databearbejdning. Derudover tak til Marianne Zandersen (Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet) for sparring og til Hans Skov-Petersen og Vivian Kvist Johannsen (Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet) for adgang til GIS data om ejerskab af skovarealer.

søg til rekreative områder. Endvidere medtager disse undersøgelser kun besøg til skove, 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. Den rekreative værdi af en bynær skov må således forventes at afhænge af, om der er gode parker i byen.

Analysen viser, at der er meget stor geografisk variation af brugsværdien af rekreative områder. Dette betyder, at den geografiske placering af nye naturområder med rekreativt sigte er meget vigtig. Nærhed til tætbefolkede områder er en afgørende faktor for brugsværdien af områder. Således er værdien pr. ha af parker i de største byer højest, men selv uden for byerne er der meget stor variation i værdien af rekreative områder. De laveste brugsværdier udenfor byerne er kun på få hundrede kr. pr. ha. pr. år, mens de højeste er på flere hundrede tusinde kr. pr. ha. pr. år.

Selvom nærhed til tætbefolkede områder er afgørende, er der også forskelle i den rekreative værdi af områder, som kan tilskrives forskelle i områdets karakteristika. Generelt er områder med nogen skovbeplantning mere værdifulde end områder helt uden skov. Derudover har statens 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 har særegne og unikke naturtyper, også attraktive ud fra en rekreativ synsvinkel. Endelig er store områder mere attraktive end små, men effekten er aftagende med områdets størrelse.

Den udviklede model anvendes til at belyse effekten af to instrumenter – statslig skovrejsning og tilskud til privat skovrejsning – som bruges i den danske naturpolitik. Analysen viser, at en række igangværende og planlagte statslige skovrejsningsprojekter er placeret, så de må forventes at kunne generere relativt høje rekreative brugsværdier, mens privat skovrejsning med offentligt tilskud primært er foregået i dele af Danmark, hvor den rekreative brugsværdi af yderligere rekreative områder er relativ lav.

Næste afsnit indeholder en kort introduktion til værdisætning af ikke-markedsomsatte goder. I afsnit 3 beskrives den anvendte rejseomkostningsmodel. De anvendte data beskrives nærmere i afsnit 4, mens estimationsresultater præsenteres i afsnit 5. I afsnit 6 anvendes de estimerede modeller til at opgøre værdien af rekreative områder. Endelig indeholder afsnit 7 en diskussion og vurdering af mål og instrumenter i den danske naturpolitik med fokus på rekreative brugsværdier.

2. Værdisætning af ikke-markedsomsatte goder

Der er en række forskellige metoder til at opgøre værdien af ikke-markedsomsatte goder såsom rekreation 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.

Ved den hypotetiske værdisætningsmetode bliver personer direkte spurgt om de (hypotetisk) er villige til at betale et givet beløb for at modtage et givet gode, f.eks. etableringen af et nyt rekreativt område. Metoden er ret fleksibel i forhold til hvilke goder, der kan værdisættes, men det er en væsentlig ulempe, at personerne ikke faktisk skal betale de angivne beløb. Dette giver en risiko for, at respondenterne angiver højere beløb end de i virkeligheden vil betale (hypotetisk bias).

Metoder til værdisætning af rekreative områder og attraktive naturområder baseret på afslørede præferencer omfatter først og fremmest rejseomkostningsmetoden og husprismetoden. 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 i stedet udgangspunkt i, at boliger, som er beliggende tæt på attraktive naturområder, har en højere værdi end andre boliger. Den højere pris afspejler, hvor attraktive disse områder er.

Typisk bruges rejseomkostningsmetoden til at analysere værdien af rekreative områder. Der er flere grunde til dette. En grund 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 giver rejseomkostningsmetoden også mulighed for at tage højde for substitution mellem forskellige rekreative områder. Dette er vigtigt, når man skal vurdere værdien af nye potentielle rekreative områder, som i nogle tilfælde kan ligge i nærheden af eksisterende rekreative områder.

Som nævnt kategoriseres rejseomkostningsmetoden typisk som en metode baseret på afslørede præferencer, fordi den er baseret på adfærd, som kan observeres. Ofte anvendes imidlertid data om besøg i naturområder baseret på spørgeskemaer, hvilket også er tilfældet for denne undersøgelse. Resultaterne er således baseret på selvrapporeret adfærd snarere end egentlig observeret adfærd.²

Opgørelser af værdien af et naturområde ud fra oplysninger om rejseomkostningen og besøg og kan bruges til at måle brugsværdien af naturområder. Naturområder kan imidlertid give anledning til en række andre økosystemydelse, som i sidste ende har værdi for mennesket. Således bidrager naturområder til understøtte biodiversiteten, hvilket hjælper til at øge økosystemers funktionalitet og

2. En referee har argumenteret for, at en sådan selvrapporeret adfærd kan lede til en form for hypotetisk bias ligesom det potentielt er tilfældet med de hypotetiske værdisætningsmetoder. Dette kan ikke afvises, men omvendt kan der også argumenteres for, at respondenter har nemmere ved at svare på konkrete spørgsmål om, hvilket naturområde de senest besøgte, end mere hypotetiske spørgsmål om, hvad de potentielt ville være villige til at betale for at undgå, at et givet naturområde forsvinder.

stabilitet. Flere skove vil også bidrage til at mindske netto udledningen af CO₂. Derudover kan mere natur lidt indirekte bidrage til at mindske miljøgenerne ved konventionel landbrugsproduktion (f.eks. udledning af ammoniak og kvælstof, risiko for forurening af grundvand mv.). Udsigten til naturområder anses også for attraktiv, og der er således en udsigtsværdi ved at have en bolig tæt på et naturområde (uden at beboeren behøver at besøge naturområdet).

3. Model

Der anvendes en multiple site choice rejseomkostningsmodel, som internationalt er en gængs modeltype til at opgøre brugsværdien af rekreative områder, jf. f.eks. Parsons (2003), Phaneuf og Smith (2005) og Termansen mfl. (2013). 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 rekreativt område vedkommende vil besøge, givet de foretager en rekreativ tur.

I første omgang beskrives modellen for valg af område (andet trin). 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 fejllid, som angiver anden nytte af et område, som ikke beskrives ved de medtagne karakteristika. Endelig er β 'erne parametre, som angiver personernes præferencer. Nytten ved at vælge et område må forventes at falde, når prisen for at besøge området er høj, dvs. at $\beta_c < 0$.³

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:

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

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 nyttet af turen til området med den højeste nytte.

- Den lineære additive funktionelle form i (1) implicerer, at den marginale nytte af indkomst ($-\beta_c$) er konstant. Dette er en standard antagelse i denne type analyser, som gør det relativt enkelt at lave velfærdsøkonomiske analyser, når β 'erne er estimeret. Antagelsen betyder imidlertid også, at indkomst ikke har betydning for valg af område. Der er opstillet modeller, hvor den marginale nytte af indkomst ikke er konstant, men der er generelt praktiske og tolkningsmæssige problemer ved beregning af nyttet i disse modeller, jf. Phaneuf og Smith (2005).

Værdien af et givet rekreativt område – f.eks. område 1 – opgøres som reduktionen i nytte, hvis området forsvinder. Nyttens 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 (Δw_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. Personer, som bor tættest på område 1, vil i så fald få et nyttetab, hvis område 1 forsvinder. Dette nyttetab svarer til den øgede transportomkostning ved i stedet at skulle besøge et andet område, 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.

Normalt estimeres β -parametrene ved en multinomial (conditional) logit model, hvor det antages, at fejledene i ligning (1) følger en uafhængig og identisk Gumbel fordeling. Den forventede nytte for en person i en given valgsituation (dvs. hver rekreativ tur) afhænger af sandsynlighederne for at vælge de forskellige områder og nytten af hvert af disse områder. Den forventede nytte er, givet de antagelser der leder til en multinomial logit model, givet ved den såkaldte »inclusive value« (IV^0), jf. f.eks. Train (2009) og Parsons (2003):

$$IV_j^0 = E \left\{ \max(v_{1j}, v_{2j}, v_{3j}, \dots, v_{sj}) \right\} = \ln \left(\sum_{i=1}^s \exp(\beta_c c_{ij} + \beta_q q_i) \right) \quad (4)$$

Reduktionen i nytte i monetære enheder af at fjerne f.eks. område 1 er således, for hver tur person j foretager, givet ved forskellen i den forventede nytte med og uden område 1, divideret med den marginale nytte af indkomst:

$$\Delta W^1 = \frac{IV_j^1 - IV_j^0}{\beta_c} = \frac{\ln \left(\sum_{i=2}^s \exp(\beta_c c_{ij} + \beta_q q_i) \right) - \ln \left(\sum_{i=1}^s \exp(\beta_c c_{ij} + \beta_q q_i) \right)}{\beta_c} \quad (5)$$

Den samlede værdi af område 1 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):

$$\Delta W^1 = \sum_j t_j \Delta w_j^1 = \sum_j t_j \left(\frac{IV_j^1 - IV_j^0}{\beta_c} \right) \quad (6)$$

Den samlede værdi af andre områder kan findes tilsvarende. Med få tilpasninger i ligning (5) og (6) kan også opgøres nytten af at ændre på et eller flere karakteristika af et område eller forudsige den forventede værdi af et nyt område. Det sidste vil blive gjort i afsnit 7, hvor det vurderes om en række igangværende og planlagte statslige skovrejsningsprojekter er hensigtsmæssigt lokaliseret ud fra en rekreativ synsvinkel.

Antallet af ture (t_j) antages at afhænge af den forventede nytte pr. tur af de områder en person kan vælge mellem (IV_j^0) og personens socioøkonomiske karakteristika (z_j):

$$t_j = f(IV_j^0, z_j) \quad (7)$$

Ved at medtage IV_j^0 i ligningen for antallet af ture tages højde for, at personer, som har adgang til gode rekreative områder (lave transportomkostninger og/eller områder med gode karakteristika) må forventes at foretage flere rekreative ture end personer, som ikke har adgang til gode rekreative områder.

Da antallet af ture er et ikke negativt heltal, estimeres ligning (7) typisk ved en count model. Efter estimation kan ligning (7) 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.⁴

Alt i alt vil den rekreative brugsværdi af et område i den beskrevne modelramme 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.

Det er vigtigt at være opmærksom på, at metoden »kun« kan anvendes til at belyse værdien af et enkelt område (eller et udsnit af rekreative områder) givet fastholdelse af andre rekreative områder. Metoden kan således ikke anvendes til at opgøre den samlede brugsværdi af alle rekreative områder på én gang. Det må formodes, at brugsværdien af et yderligere rekreativt område generelt er høj, når der kun findes få rekreative områder. Den samlede værdi af alle områder på én gang må således formodes at være højere end summen af alle de opgjorte »marginale« værdier af de enkelte områder. Tilsvarende må det forventes, at værdien

4. Koblingen mellem de to trin er nærmere beskrevet i Bjørner mfl. (2014). Der har været argumenteret for, at koblingen mellem en diskret valgmodel for valg af rekreativt område og en count model for antal ture kan bruges til at udlede et samlet konsistent mål for nytten af f.eks. at fjerne eller tilføje et nyt område, jf. Hausman mfl. (1995). Det er dog stillet spørgsmålstegn ved om den gængse kobling mellem de to modeller giver en indbyrdes fuldt konsistent udledning af nytten af politikændringer, jf. f.eks. Phaneuf og Smith (2005).

af ekstra nye rekreative naturområder gradvist mindskes, hvis der løbende bliver flere og flere rekreative områder.

4. 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 (og deres socioøkonomiske karakteristika).
- Transportomkostninger mellem personer og alle rekreative områder

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. Nedenfor beskrives de væsentligste kilder og antagelser kortfattet. En grundigere dokumentation af data er tilgængelig i Bjørner mfl. (2014).

De forskellige rekreative områder i Danmark er identificeret i ArcMap 10.2, 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 (uden for byerne) kun er få besøg til mindre rekreative områder. 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. Alle områderne omfatter et areal svarende til 17 pct. af Danmarks samlede areal.

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.

Der er i 2013 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. 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 i spørgeskemaet.

Der er beregnet transportafstande (mindste transportafstand i vejnettet) mellem hver respondent og hvert af de forskellige rekreative områder. 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,⁵ 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).⁶ Hastigheden for forskellige transportmidler og transportafstande er opgjort på baggrund af oplysninger fra transportvaneundersøgelsen, jf. DTU Transport (2012).

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 1×1 km² kvadrater. Dette giver stadig et geografisk detaljeret datasæt med i alt knap 39.000 beboede 1×1 km² kvadrater i Danmark. Der anvendes følgende oplysninger og kilder:

- Antal beboere i hvert 1×1 km² 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 ligger.⁷

5. Det antages endvidere, at der er en belægning på 1,71 person ved motoriseret transport, således at driftsomkostningen er på 0,96 kr. pr. km pr. person.
6. De 81 kr. pr. time svarer til ca. 1/3 af den gennemsnitlige timeløn før skat eller til 2/3 af den gennemsnitlige timeløn fratrukket direkte og indirekte skatter, jf. Bjørner mfl. (2014). Inden for rejseomkostningslitteraturen anvendes typisk tidsværdier, som går fra 1/3 til hele timelønnen, jf. f.eks. Parsons (2003) samt Phaneuf og Smith (2005). Den anvendte tidsværdi på 81 kr. pr. time ligger således inden for det interval, der typisk bruges i sådanne undersøgelser.
7. Børn har ikke besvaret spørgeskemaet, og indgår ikke i analyserne af brugsværdien.

- 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 (fra modellen for antal af ture) 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.

5. Estimationsresultater

Der 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.⁸

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 af disse områder og karakteristika ved områderne. Karakteristika kan opfattes som indikationer 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. Størrelsen af parameteren er i sig selv vanskelig at tolke, men fortegnet angiver, om et givet karakteristika har en positiv eller negativ indflydelse på hvor attraktivt et naturområde er.

Den estimerede model for valg mellem områder viser, at de adspurgte generelt foretrækker rekreative områder, som ligger tæt på og derfor er billigere at besøge (lave transportomkostninger), jf. tabel 1. Endvidere foretrækkes store områder frem for små, men logtransformationen i den endelige specifikation implicerer, at gevinsten ved at øge arealet er aftagende.

Modellen viser desuden, at områder ud til havet eller med større søer generelt er mere attraktive end områder, der ikke har denne adgang. 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

8. Estimation er foretaget med STATA13. Af pladshensyn vises kun de foretrukne endelige modelspecifikationer for de to trin. Resultater fra forskellige alternative specifikationer er nærmere beskrevet i Bjørner mfl. (2014). Her er også beskrivende statistik for forklarende variable mv.

af skov, men området behøver ikke nødvendigvis udelukkende at bestå af skov.⁹ Det fremgår også, at privatejede skove er mindre attraktive end statsskove. Dette skyldes formentlig, at statsskove i højere grad end private skove er indrettet til at give besøgende gode oplevelser, f.eks. med gode adgangsforhold og faciliteter.¹⁰ Generelt foretrækkes områder med gode adgangsforhold målt ved tætheden af stier og småveje i området.

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 kan være særlige adgangsrestriktioner af hensyn til dyrelivet.

Tabel 1: Estimation for valg af område (conditional logit model)

Variabel	Indhold	Estimeret parameter	Standard afvigelse
Tomkost	Transportomkostning til hvert område	-0,04**	(0,00)
Park	Området er en park i en stor by	0,41**	(0,10)
lnAreal	Naturlig logaritme af areal af område i ha	0,73**	(0,03)
Stier	Km stier/veje i område pr. ha	9,32**	(0,52)
Hav	Område ligger ned til kyst/hav	0,55**	(0,06)
Strandpunkt	Strand/kystområde med udefineret areal ^{a)}	2,25**	(0,21)
Ferskvand	Mindst 25 pct. af areal dækket af ferskvand	0,61**	(0,08)
Natura2000	Andel af område omfattet af Natura 2000	0,24*	(0,10)
Privatskov	Andel af skovareal som er privatejet	-1,43**	(0,13)
Skov25	Skov udgør mindre end 25 pct. af areal	-0,17*	(0,08)
Observationer	1752		
Pseudo R ²	0,47		

a) For 76 strande/kystområder har arealet af området ikke kunne opgøres. Her er antaget, at arealet er 10 ha. Dummyvariablen »Strandpunkt« har værdien 1 for disse områder, og parameteren til »Strandpunkt« opfanger således både særlig kvalitet ved pågældende strande/kystområder, samt arealeffekter, som adskiller sig fra de antagede 10 ha.

Anm: ** og * angiver signifikans på hhv. 1 og 5 pct. niveau. Det er antaget, at hver person kan vælge mellem områder med en transportafstand på under 100 km fra personens bopæl/startsted.

9. 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.
10. I private skove må brugerne i princippet ikke færdes uden for veje og stier, dvs. der er mere ugunstige adgangsforhold i statsskove (det er dog næppe alle brugere, som egentlig er klar over, om de besøger en statsskov eller en privat skov).

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).

Med hensyn til antallet af ture i løbet af et år har respondenterne i gennemsnit angivet at have foretaget 41 ture. Der er meget stor variation i antallet af ture, idet omkring $\frac{1}{4}$ af respondenterne foretager under 5 ture årligt, mens ca. 3 pct. dagligt foretager rekreative ture (medianen er 15 ture). Resultater af estimation af antallet af ture er gengivet i tabel 2. I tabellen er vist de gennemsnitlige marginale effekter, som er nemmere at fortolke end de estimerede parametre i den anvendte negativ binomial (count) model. Således angiver den marginale effekt på 7,5 for variabelen »50plus«, at personer, som er mindst 50 år, foretager 7,5 flere besøg pr. år sammenlignet med en person under 50 år (givet at de øvrige socioøkonomiske karakteristika er ens for de to personer).

Det fremgår, 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 .¹¹

Derudover foretager f.eks. ældre og højtuddannede personer relativt mange ture, mens personer med høj indkomst foretager relativt få ture. En tidligere rejseomkostnings-undersøgelse baseret på danske data har ligeledes fundet, at ældre foretager relativt mange ture, jf. Zandersen mfl. (2007).¹²

11. Som nævnt antages det, at personer vælger mellem alle områder inden for 100 km i kørselsafstand, men sandsynligheden for at vælge områder langt væk viser sig at være meget lille. Det er således rejseafstand og kvalitet af de nærmest beliggende områder, som i praksis bestemmer om IV^0 er høj eller lav.

12. 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.

Tabel 2: Estimation af antallet af ture (negativ binomial regressionsmodel)

Variabel	Indhold	Marginal Effekt	Standard afvigelse
IV ⁰	Indeks for nærhed/kvalitet af rekreative områder	8,6**	(2,55)
50plus	Persons alder 50 eller derover	7,5**	(2,86)
Lejlighed	Person bor i lejlighed	-6,7*	(3,21)
Grundskole	Grundskole højeste uddannelse	18,7**	(3,86)
Mellemlang	Mellemlang videregående uddannelse	17,3**	(2,97)
Lang	Lang videregående uddannelse	23,6**	(5,49)
Højindkomst	Personlig indkomst over 600.000 kr.	-14,3*	(5,88)
Rsjælland	Bopæl i Region Sjælland	15,7**	(6,00)
Rsyd	Bopæl i Region Syddanmark	-0,8	(4,83)
Rmidt	Bopæl i Region Midtjylland	-8,8*	(4,20)
Rnord	Bopæl i Region Nordjylland	12,6*	(5,14)
Alpha	Spredningsparameter i neg. bin. Model	1.798	
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.

6. Brugsværdien af rekreative områder

Den estimerede model er anvendt til at beregne brugsværdien af de enkelte rekreative områder. Dette gøres på baggrund af oplysninger om bopæl for hele befolkningen inddelt i 1×1 km² kvadrater. Den rekreative værdi af hvert enkelt rekreativt område findes for en gennemsnitsperson i hvert kvadrat ved anvendelse af ligning (5) og (6). Den samlede værdi for alle beboere i et kvadrat kan herefter findes ved at multiplicere med antallet af voksne i kvadratet. Endelig kan den samlede brugsværdi af det pågældende område findes ved at addere brugsværdien for alle »kvadrater« (dvs. voksne personer), hvor pågældende naturområde indgår i valgsættet (alle kvadrater, som ligger inden for 100 km fra det pågældende område). Denne beregning er foretaget for hvert enkelt af de 2.475 rekreative områder. 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 3.

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. søj-

lerne med »alle områder«. Det fremgår, at der er overordentlig stor forskel i værdien af forskellige områder. Således har de mest værdifulde 1 pct. af områderne en årlig rekreativ værdi på mindst 0,5 mio. kr. pr. ha, mens de 1 pct. mindst værdifulde områder har en årlig brugsværdi på op til 500 kr. pr. ha. Der er således en faktor 1000 til forskel på brugsværdien pr. ha. (selv uden at medtage de allerhøjeste og allerlaveste værdier).

Blandt de 2.475 forskellige områder, der indgår i undersøgelsen, er medtaget 52 relativt små parker i de fem største byer. Det fremgår også af tabel 3, at den rekreative værdi af disse parker er relativt stor sammenlignet med rekreative naturområder uden for byerne. Det gælder især, når der sammenlignes pr. ha. Således er den gennemsnitlige årlige rekreative værdi af parkerne pr. ha på knap 0,6 mio. kr., mens den gennemsnitlige værdi pr. ha for andre områder end parker er på godt 8.000 kr. pr. år.

Tabel 3: Årlig rekreativ værdi af hvert af de 2475 rekreative områder, 2013-priser

	Værdi af områder			Årlig værdi pr. ha ^a		
	Alle områder	Parker	Ikke parker	Alle områder	Parker	Ikke parker
	--- 1.000 kr. (hele området) ---			--- 1.000 kr. pr. ha ---		
Min	21	149	21	0,2	32,6	0,2
1 pct. fraktil	44	–	44	0,5	–	0,5
5 pct. fraktil	83	307	83	0,8	35,4	0,8
Median	523	7.681	511	3,2	353,1	3,1
Gennemsnit	1.761	17.300	1.428	20,7	589,1	8,1
95 pct.fraktil	6.650	74.600	5.205	41,3	2.143,7	24,9
99 pct.fraktil	23.300	–	14.700	528,3	–	95,4
Maks	121.000	121.000	78.500	2.867,2	2.867,2	724,9
N områder	2475	52	2423	2399	52	2347

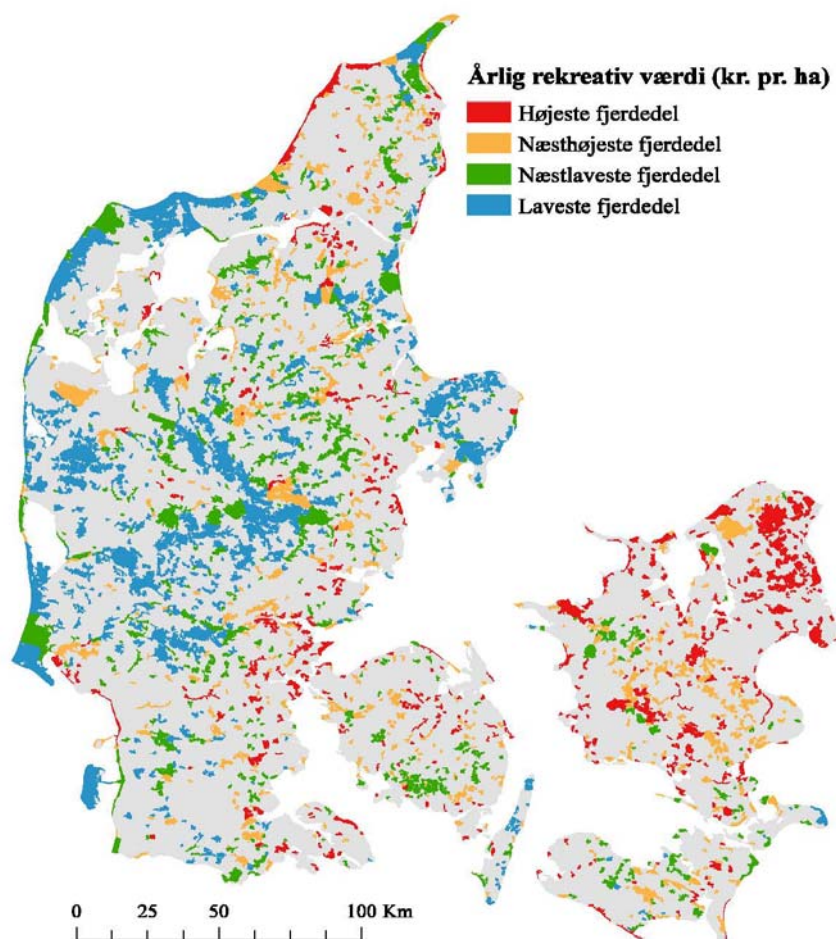
Note a): I opgørelsen af værdien pr. ha er af 76 strandområder ikke medtaget, idet størrelsen af disse områder ikke er kendt, jf. tabel 1.

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 tidligere fundet i andre undersøgelser af den rekreative værdi af naturområder, jf. Bateman mfl. (2013), Sen og Bateman (2012) og Termansen mfl. (2013).

Den geografiske fordeling af den årlige brugsværdi pr. ha er vist i figur 1, hvor alle områder er inddelt i fire lige store grupper (kvartiler) afhængig af værdien pr. ha. Områder med høj rekreativ værdi pr. ha (røde områder) findes især på

Sjælland (især Nordsjælland), Fyn og Østlige dele af Jylland samt området omkring Aalborg. I Midt- og Vestjylland og på Djursland er den rekreative værdi pr. ha generelt lav (blå områder). Der er stor variation i den rekreative værdi pr. ha blandt kvartilen af (røde) områder med de høje rekreative værdier. Blandt de røde områder findes de fleste områder med de allerhøjeste værdier i eller tæt ved en af de største byer.

Figur 1: 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.

Tolkning af de beregnede værdier

I tolkningen af modellen skal man være opmærksom på, at kvaliteten af områder er beskrevet ud fra relativt få generelle karakteristika. Der kan således være nationalt helt unikke områder, som f.eks. Møns klint eller Råbjerg Mile, som tiltrækker flere besøgende, end modellen prædikerer.¹³ 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.

Der er forhold, der taler for, at de opgjorte værdier er overkantskøn. Således er der ikke medtaget små rekreative naturområder (under 50 ha) uden for byerne. Isoleret set vil dette betyde, at de opgjorte værdier af de medtagne rekreative områder vil være overvurderet, fordi modellen »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. Derudover har der også i forbindelse med tidligere undersøgelser af brug af naturen været argumenteret for, at respondenter i spørgeskemaundersøgelser har en tendens til at overdrive antallet af ture til rekreative områder, jf. Skov & Landskab (2012).

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, dvs. de tilgængelige data afspejler selvselektion i kraft af, at bosætning ikke er eksogen givet. Dette tilsiger ifølge Parsons (1991), at rejseomkostningsmetoden giver et underkantskøn for brugsværdien af naturområder. 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 også anledning til en række andre afledte ydelser, som f.eks. CO₂-binding, grundvandsbeskyttelse og understøttelse af biodiversitet.¹⁴

Følsomhedsanalyser

Overordnet afhænger værdien af et område af beliggenhed, dels i forhold til befolkningstæthed og dels i forhold til nærhed til andre rekreative områder (subst-

13. 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.

14. Endelig tager beregningen af den rekreative brugsværdi af områderne 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.

tutter). Værdien af et område afhænger også af områdets karakteristika og de socioøkonomiske karakteristika af potentielle brugere, som har betydning for hvor mange ture personer foretager. 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.¹⁵ Dette afspejler, at der er meget store forskelle på antallet af voksne beboere i de forskellige 1×1 km². Således er der i nogle kvadrater ca. 19.000 voksne indbyggere, mens der i andre kvadrater slet ikke er nogen indbyggere.

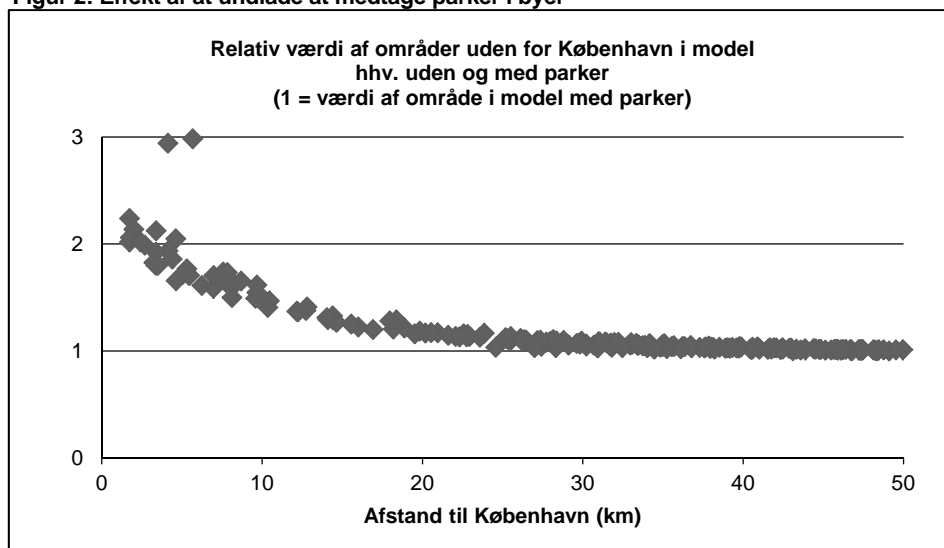
I den opstillede model er parker og grønne områder i byer medtaget som rekreative område, fordi disse betragtes som nære substitutter i forhold til rekreative aktiviteter i naturområder uden for byerne. Således må det forventes, at den rekreative værdi af et naturområde tæt på en stor by vil afhænge af, om der er gode rekreative områder i byen. Betydningen af at medtage parker i modellen er søgt illustreret i figur 2, som viser, hvordan den opgjorte rekreative værdi af naturområder uden for København afhænger af, om der medtages parker og grønne områder i København.

I figuren viser den vandrette akse afstanden af naturområderne til København. Den lodrette akse angiver værdien af hvert område opgjort i model uden parker i København relativt til værdien af et område i basismodellen, hvor parker er inkluderet. Det fremgår, at værdien af naturområder tæt på København væsentlig overvurderes, hvis man ignorerer parker i København i analysen. Tæt på København bliver værdierne af de rekreative områder typisk dobbelt så høje (i enkelte tilfælde tre gange så høje). Overvurderingen aftager med afstanden til København. For eksempel er overvurderingen meget lille, for områder længere væk end 30 km.¹⁶

15. Disse supplerende analyser er beskrevet i Bjørner mfl. (2014). 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 bestemte af karakteristika og substitution) giver en R² værdi på kun 0,1 (lav lineær sammenhæng). Dette indikerer, at befolkningstæthed er stærkt bestemmende for den forudsagte værdi af områderne.

16. Beregningen af overvurderingen er baseret på en antagelse om, at modellen med parker er den sande model. Figur 2 illustrerer imidlertid under alle omstændigheder, at definition og udvælgelse af rekreative områder i pågældende typer modeller kan have stor betydning for den beregnede værdi af rekreative områder.

Figur 2: Effekt af at undlade at medtage parker i byer



7. Naturpolitik i Danmark og brugsværdien af nye skove.

Danmark har siden 1989 haft en langsigtet national 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 tilskud til privat skovrejsning. Målsætningen og de anvendte instrumenters evne til at generere nye skove med høj rekreativ brugsværdi er søgt vurderet på baggrund af modellen. Der kan naturligvis være andre grunde end rekreative hensyn, som ligger til grund for lokaliserings af nye skove. Disse andre hensyn indgår ikke i vurderingen, men internationale undersøgelser tyder på, at rekreative gevinster udgør en væsentlig del af alle de ikke-markedsomsatte gevinster ved naturområder, jf. Bateman mfl. (2011) og Bateman mfl. (2013).

Det fremgik af afsnittet ovenfor, at der er endog meget stor geografisk variation i brugsværdien af forskellige naturområder. Det er oplagt, at en generel målsætning om fordobling af skovarealet ikke er hensigtsmæssig, når der er så stor forskel i brugsværdien af pågældende områder. Målsætningen kan i hvert fald ikke stå alene. Fokus må være at skabe skove og natur, hvor det har en høj samfundsøkonomisk gevinst. En skovpolitisk målsætning må nødvendigvis tage hensyn til den store variation i rekreativ værdi for at understøtte, at ny skov placeres, hvor den genererer størst samfundsøkonomisk værdi. Det er ikke tilfældet i dag, hvor vi har en generel national målsætning, som alene går på størrelsen af arealet.

For at vurdere den rekreative værdi af statslig skovrejsning er identificeret 42 forskellige igangværende og planlagte skovrejsningsområder på baggrund af op-

lysninger fra Naturstyrelsen. Ofte er statslige skovrejsningsprojekter placeret tæt på større byer, og beregning af brugsværdien af disse områder tyder også på, at de generelt har en rimelig høj rekreativ værdi sammenlignet med de eksisterende naturområder, jf. tabel 4. Ifølge modellen vil de statslige skovrejsningsprojekter generere en gennemsnitlig rekreativ værdi pr. år på 37.000 kr. pr. ha, hvilket er betydeligt højere end den gennemsnitlige årlige rekreative værdi af de nuværende naturområder.

Der er tidligere lavet analyser af den rekreative værdi af 7 danske skovrejsningsprojekter, jf. Zandersen og Termansen (2012) og Zandersen mfl. (2007a og 2007b). Den gennemsnitlige rekreative værdi af de 7 skovrejsningsprojekter var på ca. 10.000 kr. pr. ha pr. år, hvilket ligger i den lave ende i forhold til de analyserede 37 skovrejsningsprojekter analyseret her. I modellerne bag opgørelsen af de 7 skovrejsningsprojekter indgår imidlertid kun besøg foretaget med bil, hvilket må forventes at lede til en undervurdering af den rekreative brugsværdi af især bynære skovrejsningsprojekter.¹⁷

Tabel 4 Årlig rekreativ værdi statslig skovrejsning sammenlignet med eksisterende naturområder, 2013-priser

	Årlig værdi pr. ha	
	Statslig skovrejsning	Eksisterende naturområder
	--- 1.000 kr. pr. ha ---	
Min	9	0,2
5 pct. fraktil	10	0,8
Median	47	3,1
Gennemsnit	37	8,1
95 pct.fraktil	111	24,9
Maks	134	724,9
N områder	42	2347

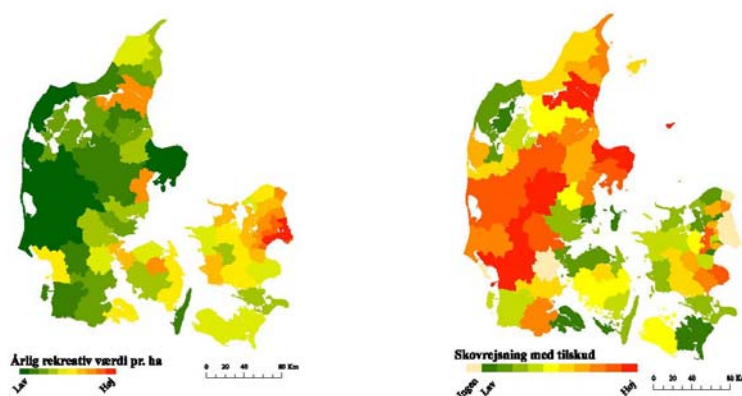
17. I modellerne bag opgørelsen af den rekreative brugsværdi af de 7 skovrejsningsprojekter er kun medtaget skove, men ikke andre rekreative områder som f.eks. parker, strande eller andre områder i det åbne land uden skovdække. Isoleret set må det formodes at lede til en overvurdering af den rekreative værdi af de 7 skovrejsningsprojekter, hvis man ikke medtager alle typer af områder, som kan bruges til rekreative aktiviteter, jævnfør figur 2 som illustrerede bias i den rekreative værdi af bynære naturområder ved ikke at medtage parker i byer. Forskelle i den rekreative værdi af skovrejsningsprojekter kan naturligvis også afspejle, at det ikke er de samme skovrejsningsprojekter, der er analyseret i de respektive undersøgelser.

At statslige skovrejsningsprojekter har en relativ høj rekreativ brugsværdi tyder umiddelbart på, at de statslige skovrejsningsprojekter har en hensigtsmæssig geografisk lokalisering. Den udførte beregning siger dog ikke noget om, hvorvidt placeringen er optimal. Det fremgår således også af tabel 4, at der er stor forskel på den rekreative brugsværdi af de forskellige statslige skovrejsningsprojekter. Dette tyder på, at nogle statslige skovrejsningsprojekter kunne have været mere hensigtsmæssigt lokaliseret.

Staten giver også tilskud til at rejse ny skov på landbrugsjord. Der er i perioden 1998-2012 realiseret privat skovrejsning med tilskud på ca. 18.600 ha, jf. Goldberg mfl. (2013). Tilskuddene er givet til mange små områder med en gennemsnitsstørrelse på ca. 7 ha. Der er ikke kortdata til rådighed, som angiver den præcise lokalisering af hvert enkelt af disse mange små skovområder. Det har derfor ikke været muligt at beregne den rekreative værdi af hvert enkelt område ud fra rejseomkostningsmodellen, men der er oplysninger om i hvilken kommune den private skovrejsning er foregået. Derfor sammenlignes i stedet den geografiske fordeling (på kommuneniveau) af støttet privat skovrejsning med den gennemsnitslige rekreative værdi af eksisterende naturområder (ligeledes på kommuneniveau), jf. figur 3.

Det fremgår, 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). Dette tyder på, at tilskuddene til privat skovrejsning ikke er udformet på en måde, som giver den rette tilskyndelse til skovrejsning, hvor den rekreative værdi er høj.

Figur 3: Støttet privat skovrejsning og værdi af rekreative områder i kommuner



Anm: Venstre figur viser privat skovrejsning som andel af kommunens samlede areal. Lav er 0,0002 og høj 0,0237 ha pr. km². Højre figur 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.

8. Sammenfatning og konklusion

Der er foretaget en opgørelse af den rekreative værdi af eksisterende naturområder og parker ud fra rejseomkostningsmetoden. Opgørelsen er baseret på oplysninger indhentet ved et internetbaseret spørgeskema, GIS analyser og registerdata for befolkningens socioøkonomiske karakteristika. Den opstillede 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 alene har vurderet den rekreative værdi af skove. For eksempel er medtaget parker, som har meget stor betydning for niveauet af de beregnede brugsværdier af nye bynære naturområder.

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 områderne. Brugsværdien af de mindst værdifulde naturområder er et par hundrede 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 endnu højere brugsværdier på grund af de mange potentielle brugere inden for kort afstand.

Den estimerede rejseomkostningsmodel er brugt til at vurdere om statslige skovrejsningsområder og subsidieret privat skovrejsning er placeret hensigtsmæssigt i forhold til at generere rekreative brugsværdier. Vi finder, at de statslige skovrejsningsprojekter kan ventes at generere rimeligt høje rekreative brugsværdier, mens privat skovrejsning med offentligt tilskud primært er foregået i dele af Danmark, hvor den rekreative brugsværdi af yderligere rekreative områder må forventes at være relativt lav.

Litteratur

- 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.
- Bjørner, T.B., C.U. Jensen og M. Termansen (2014): Den rekreative værdi af naturområder i Danmark. Arbejdsrapport 2014:1. De Økonomiske Råds Sekretariat. <http://www.dors.dk/sw1656.asp>
- De økonomiske råd (2014). Økonomi og Miljø, 2014.
- 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.
- Goldberg, C., B.S. Petersen, F. Jensen, M. Flyhn, A.H. Pedersen, V.K. Johansen, E. Schou, P. Madsen og T. Nord-Larsen (2013): Evaluering af privat skovrejsning. Naturstyrelsen.
- Hausman, J.A., G.K. Leonard og D. McFadden (1995): A utility-consistent, combined discrete choice and count data model Assessing recreational use losses due to natural resource damage. *Journal of Public Economics* 56, s. 1-30.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- Train, K.E. (2009): *Discrete Choice Methods with Simulation – second edition*. Cambridge University Press, New York.

- Zandersen, M. og M. Termansen (2012): Assessing recreational values of Danish forests to guide national plans for afforestation. *TemaNord*, nr. 559, s. 283-290.
- 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.
- Zandersen, M., M. Termansen, F.S. Jensen og L. Trier (2007a): Værdisætning af friluftsliv i offentlige skovrejsningsprojekter. *Dansk Skovbrugs Tidsskrift* 92 (2), s. 41-61.
- Zandersen, M., M. Termansen, F.S. Jensen og L. Trier (2007b): Værdisætning af friluftsliv i offentlige skovrejsningsprojekter – Teknisk rapport. Skov- og Naturstyrelsen.