DIGITALES ARCHIV

ZBW – Leibniz-Informationszentrum Wirtschaft
ZBW – Leibniz Information Centre for Economics

Bjørner, Thomas Bue; Jensen, Cathrine U.; Termansen, Mette

Book

Den rekreative værdi af naturområder i Danmark

Provided in Cooperation with:
Danish Economic Councils, Copenhagen

Reference: Bjørner, Thomas Bue/Jensen, Cathrine U. et. al. (2014). Den rekreative værdi af naturområder i Danmark. Copenhagen : Centre for Industrial Economics.

This Version is available at:
http://hdl.handle.net/11159/822

Kontakt/Contact
ZBW – Leibniz-Informationszentrum Wirtschaft/Leibniz Information Centre for Economics
Düsternbrooker Weg 120
24105 Kiel (Germany)
E-Mail: *rights[at]zbw.eu*
https://www.zbw.eu/econis-archiv/

Standard-Nutzungsbedingungen:
Dieses Dokument darf zu eigenen wissenschaftlichen Zwecken und zum Privatgebrauch gespeichert und kopiert werden. Sie dürfen dieses Dokument nicht für öffentliche oder kommerzielle Zwecke vervielfältigen, öffentlich ausstellen, aufführen, vertreiben oder anderweitig nutzen. Sofern für das Dokument eine Open-Content-Lizenz verwendet wurde, so gelten abweichend von diesen Nutzungsbedingungen die in der Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

https://zbw.eu/econis-archiv/termsofuse

Terms of use:
This document may be saved and copied for your personal and scholarly purposes. You are not to copy it for public or commercial purposes, to exhibit the document in public, to perform, distribute or otherwise use the document in public. If the document is made available under a Creative Commons Licence you may exercise further usage rights as specified in the licence.

ZBW Leibniz-Informationszentrum Wirtschaft
Leibniz Information Centre for Economics

Mitglied der Leibniz-Gemeinschaft

De Økonomiske Råd

Den rekreative værdi af naturområder i Danmark

Thomas Bue Bjørner
Cathrine U. Jensen
De Økonomiske Råds Sekretariat

Mette Termansen
Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet

Arbejdspapir 2014:1

Sekretariatet udgiver arbejdspapirer, hvori der redegøres for tekniske, metodemæssige og/eller beregningsmæssige resultater. Emnerne vil typisk være knyttet til dele af formandskabets redegørelser. Sekretariatet har ansvaret for arbejdspapirerne

John Smidt
Sekretariatschef

ISSN 0907-2977 (Arbejdspapir - De Økonomiske Råds Sekretariat)

Fås ved henvendelse til:
De Økonomiske Råds Sekretariat
Amaliegade 44
1256 København K
Tlf.: 33 44 58 00
E-post: dors@dors.dk
Hjemmeside: www.dors.dk

Den rekreative værdi af naturområder i Danmark

Thomas Bue Bjørner
Cathrine U. Jensen
De Økonomiske Råds Sekretariat
Mette Termansen
Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet

Working paper 2014:1

Abstract:
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 a two stage multiple-site travel cost model, which combines spatial data on recreational trips, demographics and socioeconomics for the Danish population and the location and characteristics of Danish recreational areas. The 2,475 different sites included in the study consist of a variety of habitats, such as forests, open areas (e.g. heather, meadows, bogs etc.) beaches and parks in larger cities. The model is partly based on data collected through a web-based survey where interactive maps were used to obtain coordinates on the outset and destination for each respondent's last recreational trip.

We find that natural areas can generate substantial recreational values, but there are large differences in the estimated recreational value of different sites. The average annual recreational value per ha for a natural area is approximately DKK 8,000 per ha, but the value ranges from 240 DKK to over DKK 700,000 per ha. City parks in the major cities generate even higher values. Sensitivity analyses suggest that the main determinant of the use value of recreational sites is proximity to densely populated areas (i.e. many potential users). The attributes of sites and the presence/absence of nearby substitute sites also have an impact on the value of a site, but do not appear as important as proximity to densely populated areas. With respect to attributes sites with (some) forest, lakes and coastline have a relatively high use value. It also increases the value of a site if the area is included in the Natura 2000 framework, which, in general, are areas with high natural value. Finally, state-owned forest is preferred over privately owned forest.

Keywords: Multiple-site travel cost model; recreation use value
JEL: Q26, Q51, Q57

Indholdsfortegnelse

1 Indledning....5
2 Baggrund og overordnet metode....7
3 Metoden....9
4 Data....18
5 Estimationsresultater....32
6 Opgørelse af nytten af rekreative områder baseret på hele befolkningen....47
7 Diskussion af resultater....64
8 Sammenfatning og konklusion....65
Bilag A....67
Bilag B....69
Litteratur....70

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. Samlet set repræsenterer disse aktiviteter en betydelig ikke-markedsomsat værdi for befolkningen.

Det er 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 dette arbejdspapir 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). Resultaterne af analysen er anvendt i kapitlet om *Rekreative værdier* i De Økonomiske Råd (2014).[1]

Modellen er estimeret på baggrund af oplysninger indsamlet ved internet spørgeskema for 2500 respondenter i 2013. Respondenterne giver bl.a. oplysninger om, hvor mange rekreative ture de foretager årligt, og hvilket område de konkret besøgte på deres seneste tur. Internet spørgeskemaet er udformet, så respondenten skal zoome ind på et kort og præcist markere destinationen for den rekreative tur. Ud fra GIS analyser er identificeret alle (større) rekreative områder i Danmark og karakteristika ved hvert område. I analyserne medtages rekreative områder, som skove, åbne naturområder (med offentlig adgang), strande og store parker i byerne.

Tidligere danske analyser baseret på rejseomkostningsmetoden bygger på relativt gamle data og har alene medtaget besøg i skove foretaget med bil, jf. Termansen mfl. (2013)

[1] 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 vil forfatterne gerne takke De Økonomiske Råds formandskab og sekretariat samt Marianne Zandersen (Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet) for sparring i forbindelse med de præsenterede analyser. Endelig tak til Hans Skov-Petersen og Vivian Kvist Johannsen (Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet) for adgang til GIS data om ejerskab af skovarealer.

og Zandersen mfl. (2007). Disse undersøgelser kan således ikke belyse den rekreative værdi af parker, strande og åbne naturområder. Endvidere kan det potentielt give en forkert værdi for skove, hvis andre naturområder ikke medtages i analysen. Den rekreative værdi af en bynær skov må således forventes at afhænge af, om der er gode og store 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 helt afgørende faktor for brugsværdien af områder. Således er værdi pr. ha af parker i de største byer højst, men selv uden for byerne er der meget stor variation i værdien af rekreative områder. Således er de laveste brugsværdi uden for byerne kun på få hundrede kr. pr. ha. pr. år, men 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 områders karakteristika. Generelt er områder med nogen skovbeplantning mere værdifulde end områder helt uden skov. Derudover har statslige skov 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. Det vil sige, at to områder på hver 100 ha tilsammen har en større værdi end ét område på 200 ha (alt andet lige).

I næste afsnit gives en kort introduktion til værdisætning af ikke markedsomsatte goder, bl.a. med en diskussion af fordele og ulemper ved rejseomkostningsmetoden i forhold til andre metoder. I afsnit 3 beskrives den anvendte model og metode. 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.

2. Baggrund og overordnet metode

Der er en række forskellige metoder til at opgøre værdien af ikke-markedsomsatte goder som 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 den hedoniske værdisætningsmetode (husprismetoden). Ved rejseomkostningmetoden 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 rekreative områder, som i nogle tilfælde kan ligge i nærheden af eksisterende rekreative områder. Det er vanskeligere eksplicit at vurdere betydningen af substituerende områder ud fra husprismetoden.

Rejseomkostningsmetoden og husprismetoden fanger på sin vis to forskellige typer af beslutninger, som kan give rekreative oplevelser. I husprismetoden indgår indirekte en beslutning om at flytte tæt på et rekreativt område, og hvad man i givet fald er villig til at betale for dette. Her betaler man for et dyrere hus, men omvendt får man lavere rejse-

omkostninger til fremtidige besøg i rekreative områder. Rejseomkostningsmetoden er i princippet baseret på den (urealistiske) antagelse, at bosætningsmønsteret er eksogent givet og ikke afhænger af lokaliseringen af rekreative områder. Grundlæggende kan man "betale" for adgang til rekreative områder enten via en (høj) rejseomkostning eller via en høj huspris. Rejseomkostningsmetoden medtager kun rejseomkostningen. Dette tilsiger, at rejseomkostningsmetoden giver et underkantsskøn for den rekreative værdi af naturområder, jf. Parsons (1991).

Rejseomkostningsmetoden har den fordel i forhold til hypotetiske værdisætningsmetoder, at den er baseret på afvejninger og valg, som personer rent faktisk har truffet i deres brug af rekreative områder. Metoden kan dog kun bruges til at belyse brugsværdier af rekreative områder. Der er argumenteret for, at der også kan være optionsværdier og eksistensværdier knyttet til rekreative områder, som ikke direkte er knyttet til brugen af området. Hvis sådanne værdier er betydelige vil det yderligere bidrage til, at rejseomkostningsmetoden giver et underkantskøn for værdien af et område.

3. Metode

Der findes forskellige typer af rejseomkostningsmodeller. Den første generation af rejseomkostningsmodeller fokuserede på et belyse efterspørgslen efter et enkelt rekreativt område (”single site models”), men uden at inddrage andre områder i analysen. Dette kan oplagt give et misvisende resultat for værdien af et område, hvis der er nærved liggende rekreative områder, som er substitutter til det analyserede område. Senere rejseomkostningsmodeller estimerer værdien af et givet område med eksplicit fokus på nærliggende substitutområder. Disse betegnes som ”multiple site choice modeller” eller random utility modeller (RUM) for valg af ”site”. Multiple site choice modeller vurderes generelt at give en mere troværdig opgørelse af den rekreative værdi af et område, fordi de tager højde for substitution.

Konkret anvendes her en multiple site choice model til at estimere individers valg af område blandt en række alternative rekreative områder kombineret med en model for antallet af ture. Tankegangen er, at efterspørgslen efter rekreative ture kan deles op i to trin. I det første trin vælger hvert individ, hvor mange ture de vil foretage i en given periode. I det andet trin vælger de så, hvilke områder de vil besøge blandt de mange forskellige rekreative områder, der findes.

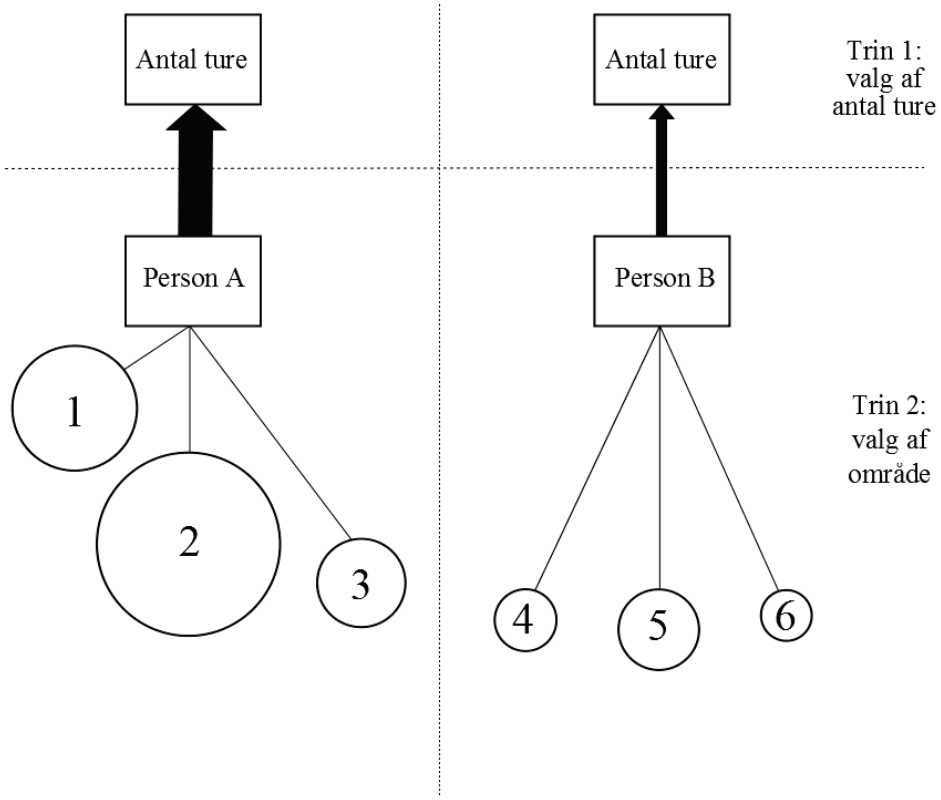
De to modeller kædes sammen ved, at der i modellen for antallet af ture (trin 1) indgår en værdi for nytten af rekreative områder i nærheden af hvert individ. Denne værdi er afledt af den estimerede model for valg af rekreativt område (dvs. fra trin 2). I modellen for valg af antal ture indgår endvidere typisk socioøkonomiske karakteristika for hvert individ, som kan have betydning for, hvor mange ture der foretages. I modellen for valg af rekreativt område (trin 2) indgår typisk karakteristika ved de forskellige rekreative områder (størrelse, typen af natur mv.) og opgørelser af rejseomkostningen for den enkelte til hvert område.

En simpel illustration af tankegangen i de to trin i modellen er gengivet i figur 1 for to personer. Person A kan vælge mellem 3 rekreative områder, der her er karakteriseret ved rejseomkostning (afstand mellem område og ”personkassen”) og størrelsen af området (størrelsen af ”område-cirklen”). Givet at områderne i øvrigt er ens, vil person A vælge mellem område 1 (ligger tættest på) eller område 2 (det største af de 3 områder)[2]. Valget 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 rejseom-

[2] Idet det antages, at større områder (alt andet lige) er bedre end små områder.

kostningen er den samme. Person B vil vælge område 5, som er det største af de tre områder.

Figur 1 Illustration af model for rekreation



Person A kan generelt vælge mellem mere attraktive områder end person B. Således er alle områderne 1, 2 og 3 større eller tættere på person A sammenlignet med størrelse og beliggenheden af områderne 4,5 og 6 i forhold til person B. 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 medfører formentlig, at person A oftere vil besøge rekreative områder end person B. Denne effekt er symboliseret ved det tykkere vertikale link for person A mellem beslutningen om valg af område og beslutningen om antallet af ture. Det vertikale link er et indeks, som beskriver nytten af de rekreative områder. Dette indeks kæder de to beslutninger sammen.

I det følgende gives en udvidet beskrivelse af valg af rekreativt område ud fra RUM tilgangen og modellen for antallet af. Beskrivelsen er baseret på Phaneuf og Smith (2005), Parsons (2003), Parsons mfl. (1999) og Hausman mfl. (1995).

3.1 Valg af område (RUM)

Random utility modellen fokuserer på at beskrive en persons valg af et område blandt en række forskellige mulige områder, givet personen foretager en rekreativ tur. Når personen vælger et område, antages personen at tage hensyn til omkostningen ved at besøge området og forskellige karakteristika ved området. Omkostningen ved at besøge et område måles ved transportomkostningen. Det antages således, at turen til området ikke betragtes som en værdifuld del af turen, men alene som en omkostning.

Antag at en person i en given valgsituation kan vælge mellem S forskellige områder angivet ved fodtegn i (i = 1, 2, …S). Nytten ved at besøge område i er givet ved v_i. og det antages, at denne er givet:

$$v_i = -\beta_c (y - c_i) + \beta_q q_i + e_i \qquad (1)$$

Her er y personens indkomst, c_i er transportomkostningen til område i, q_i er en vektor af områdekarakteristika, e_i er et led, som angiver anden nytte af et område, som ikke beskrives ved karakteristika. Endelig er β'erne parametre, som angiver personens præferencer (antages som udgangspunkt fælles på tværs af individer).

Således angiver (y - c_i) restindkomsten, hvis område i vælges. Nytten ved at vælge et område må forventes at falde, når prisen for at besøge området er høj. Derfor må det forventes, at $\beta_c < 0$. Den marginale nytte af indkomst er givet ved -β_c, dvs. hvor meget nytten ved at besøge et område vil stige, hvis prisen på at besøge området falder. I en given valgsituation mellem forskellige områder er y givet, hvor hvert individ. Det betyder, at β_c i praksis er bestemt af forskelle i prisen (transportomkostningen) ved at besøge forskellige områder. Derfor kan ligning (1) reduceres til følgende:

$$v_i = \beta_c c_i + \beta_q q_i + e_i \qquad (2)$$

Den lineære additive funktionelle form i (1) og (2) implicerer, at den marginale nytte af indkomst er konstant. Dette er en standard antagelse i denne type analyser.[3]

[3] Med konstant marginal nytte af indkomst er 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

En person må i en given valgsituation forventes at vælge det rekreative område, som giver den højeste nytte. Således vælges område *k* hvis:

$$\beta_c c_k + \beta_q q_k + e_k \geq \beta_c c_i + \beta_q q_i + e_i \quad for\ alle\ i \in S \tag{3}$$

Nytten ved personens tur er således givet ved følgende, som i overensstemmelse med ligning (3) er turen til det område, som giver den højeste nytte.

$$u^0 = \max(v_1, v_2, v_3, ...v_S) \tag{4}$$

Værdien af et givet rekreativt område – f.eks. område 1 – for en given person pr. valgsituation kan med udgangspunkt i ligning (4) opgøres, som reduktionen i nytte, hvis området forsvinder. Nytten uden område 1 er givet ved $u^1 = \max(v_2, v_3, ...v_S)$. Reduktionen i nytte ved at område 1 forsvinder, er givet ved:

$$\Delta u^1 = u^1 - u^0 = \max(v_2, v_3, ...v_S) - \max(v_1, v_2, v_3, ...v_S) \tag{5}$$

Ændringen i nytten afhænger af, om personen i udgangspunktet valgte område 1. Hvis område 1 ikke blev valgt i udgangssituationen, er der ingen ændring i nytten. Hvis personen valgte område 1, reduceres nytten, fordi personen nu er nød 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. det eneste, der adskiller områderne, er transportomkostningen ved at besøge området. I så fald vil alle vælge det område, som ligger tættest på dem. 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.

Mere generelt kan nyttetabet ved, at et givet område forsvinder, opfattes som ændringen i transportomkostningen ved ikke at kunne besøge det givne område tillagt tab (eller gevinster) i nytten, som skyldes dårligere (eller bedre) karakteristika ved det område,

---

praktiske og tolkningsmæssige problemer ved beregning af nytten i disse modeller, jf. Phaneuf og Smith (2005).

der besøges i stedet for det fjernede område. Størrelsen af nyttetabet vil afhænge af, om der er andre (attraktive) områder tæt på område 1. Hvis en person skal rejse langt for at komme til et godt område vil nyttetabet være stort. Hvis der er et andet område tæt på område 1 vil nyttetabet være lille.

Stigningen i nytten ved et nyt rekreative område (S+1) kan analogt opgøres som:

$$\Delta u^{S+1} = u^{S+1} - u^{0} = \max(v_1, v_2, v_3, ...v_S, v_{S+1}) - \max(v_1, v_2, v_3, ...v_S) \qquad (6)$$

Ændringer i nytten ved fjernelse af flere områder på en gang (eller tilføjelse af flere nye) kan ligeledes beregnes med udgangspunkt i ligning (5) og (6). Endelig kan ændringen i nytten ved at ændre et områdes (eller flere områders) karakteristika også beregnes analogt til ligning (5) og (6).

Ændringer i nytten af f.eks. at fjerne område 1 kan omregnes til en værdi i kroner og ører ved at dividere med den marginale nytte af indkomst:

$$\Delta w^{1} = \left[\max(v_2, v_3, ...v_S) - \max(v_1, v_2, v_3, ...v_S)\right] / -\beta_c \qquad (7)$$

Empirisk model

Beskrivelsen af valg af område har indtil nu antaget, at nyttefunktionen kendes, dvs. antaget af alle parametre og fejlledet er kendte. I det følgende beskrives den empiriske model, hvor β'erne ikke længere direkte kendes, men i stedet skal estimeres. Endelig er e_i nu et fejlled, som angiver uobserverede forskelle i nytten af hvert område.

Med givne antagelser om fordelingen af e_i (uafhængig og identisk Gumbel fordeling) kan sandsynligheden for at observere, at område k er valgt, findes ved en multinominal (conditional) logit model, hvor β'erne herfra skal tolkes som estimerede parametre:

$$pr(k) = \frac{\exp(\beta_c c_k + \beta_q q_k)}{\sum_{i=1}^{S} \exp(\beta_c c_i + \beta_q q_i)} \qquad (8)$$

Her er *pr(k)* sandsynligheden for at vælge område *k*. Der vil være en positiv sandsynlighed for at vælge hvert rekreativt område, men sandsynligheden vil være størst for det område, hvor den forventede nytte $(\beta_c c_i + \beta_q q_i)$ er højest.

Ændringen i nytten ved at fjerne et rekreativt område – f.eks. område 1 – er givet ved den forventede ændring i nytten:

$$\Delta w^1 = \left[E\{\max(v_2, v_3, ...v_S)\} - E\{\max(v_1, v_2, v_3, ...v_S)\}\right] / -\beta_c \qquad (9)$$

Den forventede nytte for en persons valg afhænger af sandsynlighederne for at vælge de forskellige områder og nytten ved hvert område. Den forventede nytte kan, givet de antagelser der leder til en multinomial logit model, findes som logaritmen til nævneren i ligning 8, jf. f.eks. Parsons (2003) eller Phaneuf og Smith (2005). Denne størrelse er et mål for nytten af det samlede givne valgsæt. Denne værdi betegnes ofte som "inclusive value" (IV^0):[4]

$$IV^0 = E\{\max(v_1, v_2, v_3, ...v_S)\} = \ln\left(\sum_{i=1}^{S} \exp(\beta_c c_i + \beta_q q_i)\right) \qquad (10)$$

Reduktionen i nytte i monetære enheder pr. valgsituation af at fjerne f.eks. område 1 er således givet ved forskellen i den forventede nytte divideret med den marginale nytte af indkomst ($-\beta_c$):

$$\Delta w^1 = \frac{IV^1 - IV^0}{-\beta_c} = \frac{\ln\left(\sum_{i=2}^{S} \exp(\beta_c c_i + \beta_q q_i)\right) - \ln\left(\sum_{i=1}^{S} \exp(\beta_c c_i + \beta_q q_i)\right)}{-\beta_c} \qquad (11)$$

Her angiver IV^0 den forventede nytte for alle områder (dvs. før politikændring), mens IV^1 er den forventede nytte efter fjernelse af område 1 (dvs. efter politikændring). Betalingsvilligheden for det givne område er således givet ved $wtp^1 = -\Delta w^1$. Betalingsvilligheden for andre områder kan findes analogt.

[4] Inclusive værdien er også blevet betegnet som "log-sum term" eller som det forventede konsumentoverskud (expected consumer surplus) af et sæt af alternativer. Hvis tolkningen er konsumentoverskud, skal der til ligning (10) tillægges en (ukendt) konstant, som afspejler, at det absolutte niveau af nytten ikke kan opgøres, jf. Train (2009). Når der ses på ændringen i nytte ved politikændringer vil den ukendte konstant forsvinde, jf. ligning (10).

I ligning (11) er der ikke skelnet mellem forskellige personer, men nytten for hver person til område 1 må ventes at variere, da rejseomkostningerne til hvert område afhænger af, hvorfra personen starter sin tur. Mere generelt kan ligning (11) derfor skrives som følger, hvor *j* angiver person:

$$\Delta w_j^{\,1} = \frac{IV_j^{\,1} - IV_j^{\,0}}{-\beta_c} = \frac{\ln\left(\sum_{i=2}^{S}\exp(\beta_c c_{ij} + \beta_q q_i)\right) - \ln\left(\sum_{i=1}^{S}\exp(\beta_c c_{ij} + \beta_q q_i)\right)}{-\beta_c} \qquad (11')$$

Ligning (11') giver betalingsvilligheden pr. tur for en given person. Den samlede betalingsvillighed for et givet rekreativt område afhænger af, hvor mange ture der foretages af personer, hvor område 1 indgår i valgsættet. Antag i første omgang, at antallet af ture pr. år ikke afhænger af fjernelse af et område. Lad t_j angive antallet af ture pr. år til alle områder for individ *j*. I så fald er den samlede værdi af et område givet ved:

$$\Delta W = \sum_j t_j \Delta w_j^1 = \sum_j t_j \left(\frac{IV_j^1 - IV_j^0}{-\beta_c}\right) \qquad (12)$$

Grundlæggende kan RUM modellen bruges til at belyse værdien af at fjerne et område, som det gøres i ligning (12), at lave nye områder eller ændre karakteristika ved nogle områder. Ofte beregnes et mål for værdien pr. tur til et område. Opgørelsen af værdien pr. tur til et område foretages i princippet ved at dividere værdien af et område ud fra ligning (12) (før det fjernes fra valgsættet) med antallet af ture til området.[5]

3.2 Antal ture

RUM modellen beskrevet ovenfor kan beskrive nytten af et område, givet der foretages en tur. I ligning (12) blev nytten af et område beregnet ved at aggregere op for alle ture, der foretages. Hvis der fjernes et rekreativt område eller dannes et nyt område må det imidlertid forventes, at påvirke det samlede antal rekreative ture. For at tage højde for dette kombineres RUM modellen i litteraturen ofte med en model for antallet af ture.

Som udgangspunkt må det forventes, at antallet af besøg afhænger af omkostningen ved at besøge forskellige områder (heri indgår afstanden til hvert område) og karakteristika

[5] Antallet af ture til et område beregnes dels ud fra ligning (8), som angiver sandsynligheden for at vælge et givet område, og dels ud fra modellen for hvor mange ture hver person foretager, jf. afsnit 3.2.

ved områderne. Endvidere må antallet af ture (t_j) for person j forventes at afhænge af personens socioøkonomiske karakteristika (z_j):

$$t_j = g(c_{ij}, q_i, z_j) \tag{13}$$

Inclusive value (IV^0) estimeret i RUM modellen er en vægtet funktion af c_{ij} og q_i, hvor vægtene er de estimerede parametre. I praksis kobles modellen for antal ture derfor med RUM modellen ved at lade IV^0 indgå som forklarende variabel:

$$t_j = f(IV^0, z_j) \tag{14}$$

Da antallet af ture er ikke-negativt, estimeres ligning (14) typisk ved en count model. Efter estimation kan det forventede antal ture før og efter politik ændring beregnes. Lad det forventede antal ture før og efter politik ændring (dvs. for henholdsvis IV^0 og IV^1) være givet ved henholdsvis $\hat{t}_j^0$ og $\hat{t}_j^1$. Hvis der fjernes et område, må det forventes at $\hat{t}_j^0 \geq \hat{t}_j^1$. Hvis der laves nye rekreative områder eller der sker forbedringer i eksisterende rekreative områder må det omvendt forventes, at $\hat{t}_j^0 \leq \hat{t}_j^1$.

Det har været fremført, at en kobling mellem en RUM model og en count model for antal ture som i ligning (14) kan bruges til at udlede et konsistent mål for nytten af politikændringer, jf. Hausman mfl. (1995). Der er dog stillet spørgsmålstegn ved, om koblingen giver en fuldt konsistent udledning af nytten af politikændringer, jf. f.eks. Phaneuf og Smith (2005). Ofte opstilles derfor to mål for effekten af en politikændring, som betegnes som hhv. overkantsskøn eller underkantskøn for nytteændringen.

I det første mål antages, at antallet af ture ikke påvirkes af politikændringen. Dette mål svarer til ligning (12), idet det forventede antal ture før politikændringen indsættes.

$$\Delta W_j^0 = \sum_j \hat{t}_j^0 \Delta w_j^1 = \sum_j \hat{t}_j^0 \left(\frac{IV_j^1 - IV_j^0}{-\beta_c} \right) \tag{15}$$

Det andet mål medtager det forventede antal af ture *efter* politikændringen:

$$\Delta W_j^1 = \sum_j \hat{t}_j^1 \Delta w_j^1 = \sum_j \hat{t}_j^1 \left(\frac{IV_j^1 - IV_j^0}{-\beta_c} \right) \quad (16)$$

Der gælder følgende, jf. Haab og McConnell (2002):

$$\Delta W_j^0 \leq \textit{sand velfærdsændring} \leq \Delta W_j^1$$

Hvis politikændringen er en forbedring af de rekreative muligheder (i stedet for fjernelse af et område) er det oplagt, at ΔW_j^0 er et underkantsskøn, fordi det ikke medtager en eventuel stigning i antallet af ture.

Uligheden holder også, hvis politikscenariet er en reduktion i de rekreative muligheder, som f.eks. fjernelse af et rekreativt område. I dette tilfælde vil ΔW_j^0 tage udgangspunkt i at der ikke sker en reduktion i antallet af ture, selv om nytten pr. tur forringes. Dermed overdrives velfærdsreduktionen, dvs. at ΔW_j^0 er for negativ i forhold til den sande velfærdsreduktion.

4. Data

Overordnet anvendes følgende data og datakilder:

- Rekreative områder og deres karakteristika beregnet i et GIS
- Information om valg af område og samlet antal ture i de seneste 12 måneder er indhentet ved en internet spørgeskemaundersøgelse
- Kørselsafstande til hvert område beregnes i ArcGIS ud fra det danske vejnetværk og anvendes til at opgøre transportomkostningen for hver respondent til hvert relevant område

Disse data anvendes til at opstille og estimere RUM modellen og modellen for antallet af ture. Efter modellen er estimeret anvendes de estimere parametre til at beregne velfærdsændringer baseret på hele befolkningen. Det er ikke i praksis muligt at beregne afstande mellem bopæl for hver enkelt person i befolkningen og alle de definerede rekreative områder. Derfor indhentes data for antallet af personer, som bor i:

- 1x1 km^2 kvadrater i Danmark. For hvert af de 38.949 beboede kvadrater beregnes den mindste kørselsafstand fra midtpunktet i kvadratet til hvert af de identificerede større rekreative områder

4.1 Rekreative områder og deres karakteristika

Udpegningen af rekreative områder og opgørelse af karakteristika ved områderne er foretaget i GIS, hvor det primære kortgrundlag er Basemap, jf. Levin mfl. (2012). Supplerende kortoplysninger er f.eks. indhentet ved Kort10 udgivet af Geodatastyrelsen samt GIS kort for privat og offentlig ejerskab af skov udarbejdet af Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning ved Københavns Universitet.[6] Identificeringen af de rekreative grønne områder i GIS er nærmere beskrevet i dokumentationsnotatet *Rekreative grønne områder i Danmark*, som er tilgængeligt via www.dors.dk.

Et areal er defineret som et rekreativt område ud fra naturtype (f.eks. skov, hede, mose, søer mv.). Dyrkede arealer, dvs. landbrugsjord, er ikke defineret som et rekreativt område, 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

[6] De anvendte GIS kort vedr. ejerskab af skov er udarbejdet af Hans Skov-Petersen og Vivian Kvist Johannsen, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning ved Københavns Universitet på data produceret af Naturstyrelsen (kort over Styrelsens arealer), Geodatastyrelsen (ejendomsforhold/Matrikulære afgrænsninger) og Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning (skovarealer).

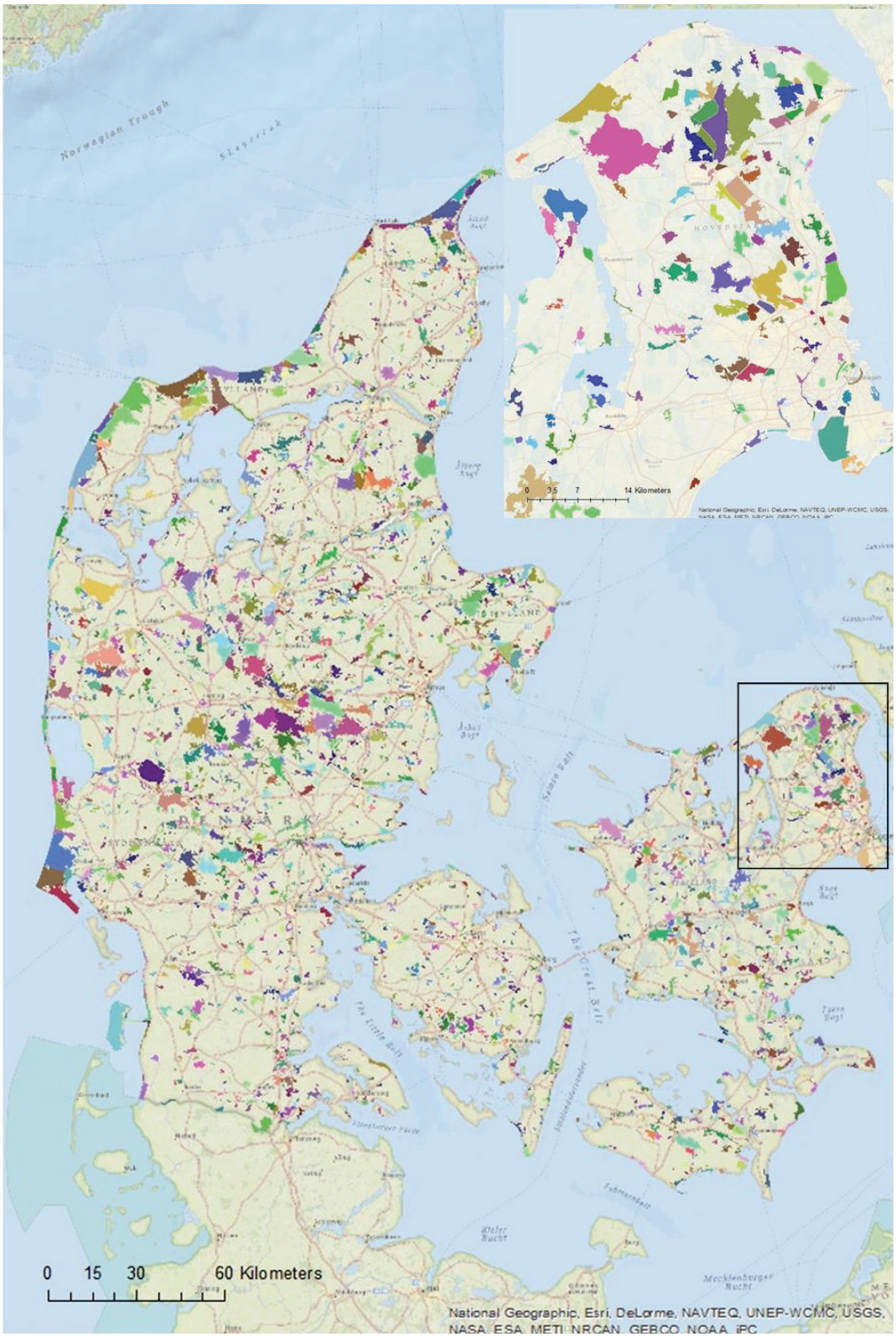
dels ud fra en forventning om, at der er relativt få rekreative ture til små områder. Sammenligning af match mellem de identificerede områder og de af respondenterne udpegede destinationer for deres seneste rekreative tur bekræfter, at dette er tilfældet, jf. senere.

I de fem største byer i Danmark er udpegningen af rekreative områder (byparker) dels baseret på GIS analyser og dels udvalgt på baggrund af kontakt med tekniske forvaltninger i byerne. Som udgangspunkt er medtaget byparker ned til ca. 5 ha i størrelse, men i nogle tilfælde er medtaget mindre (populære) parkområder. For nogle kyststrækninger/strande har det ikke været muligt at beregne arealet af området. Her er det adhoc antaget, at området har en størrelse på 10 ha.

I alt er identificeret 2475 forskellige rekreative områder, hvoraf 52 er "byparker" i de fem største byer (byparker i andre byer indgår ikke). Arealet af områderne er i alt på 716.000 ha svarende til 17 pct. af Danmarks samlede areal.[7] De identificerede områder er gengivet i figur 2. 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 ligger nogle af de rekreative områder direkte op til hinanden.

[7] Øer uden broforbindelse (f.eks. Bornholm og Samsø) er ikke medtaget i analysen, da det vurderes, at de store udgifter til færge og tidsforbrug i forbindelse hermed ikke gør det relevant at betragte rekreative områder på disse øer som direkte substitutter til rekreative områder i det øvrige Danmark. Arealet for øer uden broforbindelse indgår derfor heller ikke i opgørelsen af, hvor stor en andel de udvalgte rekreative områder udgør af det samlede areal.

Figur 2 Udpegede områder. Øverste til højre udpegede områder i Nordsjælland



Anm: Farverne er alene medtaget for at adskille områderne visuelt.

Karakteristika ved områderne er primært beregnet ud fra det samme kortgrundlag (Basemap), som er anvendt til at identificere områderne. Karakteristika omfatter f.eks. størrelsen af områder, arealtyper som f.eks. andelen af skov i område og hvorvidt området ligger ud til kysten eller der er større søer i området. Oplysningerne i Basemap er suppleret med oplysninger om, hvorvidt dele af området er omfattet af Natura 2000 beskyttelse, hvor stor en del af området, som er plaget af trafikstøj og hvor stor en del af området, som er privat eller offentlig skovareal. Der er afprøvet en række forskellige specifikationer af karakteristika. De endeligt medtagne karakteristika er beskrevet detaljeret i afsnit 4.1.

Generelt er medtagne karakteristika i høj grad afgrænset af datatilgængelighed. Ud over de pågældende karakteristika har det været forsøgt at indhente oplysninger om sammensætningen af træarter (nåletræer versus fyrretræer), træernes alder, faciliteter for besøgende i de forskellige områder og mål for biodiversitet (artsrigdom). I nogle tilfælde har der været oplysninger om pågældende variable, men det vurderedes, at kvaliteten af pågældende oplysninger ikke var god nok eller at data har været for geografisk aggregerede til, at kunne anvendes til analysen.

4.2 Spørgeskemaundersøgelse

Oplysninger om brug af rekreative områder for 2500 respondenter blev indsamlet via USERNEEDS internetpanel i maj 2013.[8] Alle respondenter er 18 år og derover. I spørgeskemaet blev det beskrevet, at undersøgelsen omhandler brugen af rekreative områder i Danmark i form af skove, åbne naturområder, søer, strande og større parker i byer. Det blev også beskrevet, at ture gennem almindelige landbrugsområder og ture gennem naturområder uden ophold ikke indgår i undersøgelsen. Dette var for kun at medtage ture, som havde rekreation som sigte. I undersøgelsen blev stillet spørgsmål om respondentens seneste besøg til de relevante naturområder og store byparker, samt om det samlede antal ture til rekreative områder i Danmark i løbet af året. En mere uddybende beskri-

[8] I alt blev godt 38.000 personer fra USERNEEDS internetpanel inviteret til at besvare skemaet. Af disse gik 4.202 personer ind på skemaet (11 pct.), mens der var 2.500 gennemførte besvarelser (7 pct.). Forskellen på 1.702 mellem de 4.202 og de 2.500 gennemførte besvarelser består f.eks. dels af personer, som har forsøgt at besvare skemaet efter at kvoten for besvarelser var opfyldt, og dels af personer, som er startet med at svare, men ikke fuldførte besvarelsen (1.247 personer). En væsentlig del af denne gruppe faldt fra, da de via kort skulle udpege destination og startsted for den seneste rekreative tur (pågældende kunne være vanskelige at besvare, hvis skemaet blev forsøgt besvaret på en smartphone). Svarprocenterne på 11 pct. og 7 pct. har ifølge USERNEEDS et normalt niveau for undersøgelser sendt til et bredt udsnit af befolkningen.

velse af spørgeskemaet og respondenternes svar kan findes i dokumentationsnotatet *Beskrivelse af data indsamlet ved internet panel*, som er tilgængelig på www.dors.dk.

Som en del af spørgsmålene om seneste tur blev respondenten bedt om at markere på et kort, hvor den seneste tur foregik, og hvorfra turen startede. Markeringen af destination og startsted returnerer den geografiske destination, som efterfølgende er blevet sammenholdt med de identificerede rekreative områder. Af de 2500 respondenter har 1911 (76 pct.) angivet en destination, som ligger i eller tæt på (inden for 200 meter) af de identificerede rekreative områder.

Med hensyn til resten har 245 respondenter (10 pct.) markeret en destination, som ligger i "natur", men som ikke indgår i de identificerede rekreative områder. Dette er formentlig enten mindre naturområder, som er under 50 ha (ca. 5 ha for parker i de 5 største byer) eller respondenter, som har angivet et større naturområde på øer uden fast broforbindelse (naturområder her indgår ikke i undersøgelsen). De resterende 344 respondenter (14 pct.) har markeret en destination, som ikke har karakter af natur (typisk bymæssig bebyggelse eller landbrugsområder), eller som ligger uden for Danmarks grænser. Dette er formentlig respondenter, som har misforstået spørgsmålet eller har markeret en forkert destination ved en fejl.

De 1911 respondenter, som har markeret et af de identificerede områder, har i alt markeret ca. 1/6 forskellige af alle de medtagne områder. De 10 hyppigst markerede områder er alle byparker eller naturområder nær København eller Århus. Markeringerne i disse 10 områder tegner sig i alt for næsten ¼ af respondenternes udpegninger. En nærmere beskrivelse af sammenhængen mellem identificerede områder og respondenternes markeringer kan ligeledes findes i dokumentationsnotatet *Rekreative områder i Danmark*.

En række respondenter er blevet frasorteret, fordi de har angivet potentielt fejlagtige svar. Det er f.eks. respondenter, som har angivet inkonsistente svar eller svar, som ikke forekommer plausible.[9] Derudover er udeladt nogle respondenter af hensyn til at forenkle valgmodellen. I valgmodellen medtages således "kun" rekreative områder, som ligger indenfor 100 km i kørselsafstand. Dette er opfyldt for over 97 pct. af respondenterne. Da det er relativt dyrt at krydse Storebæltsbroen, er det i valgmodellen antaget, at re-

[9] Det kan f.eks. være personer, som i beskrivelsen har angivet en helt urealistisk sammenhæng mellem afstand og rejsetid til det område de senest besøgte, eller personer som har angivet et lavere antal ture det seneste år, end de har angivet for den seneste uge.

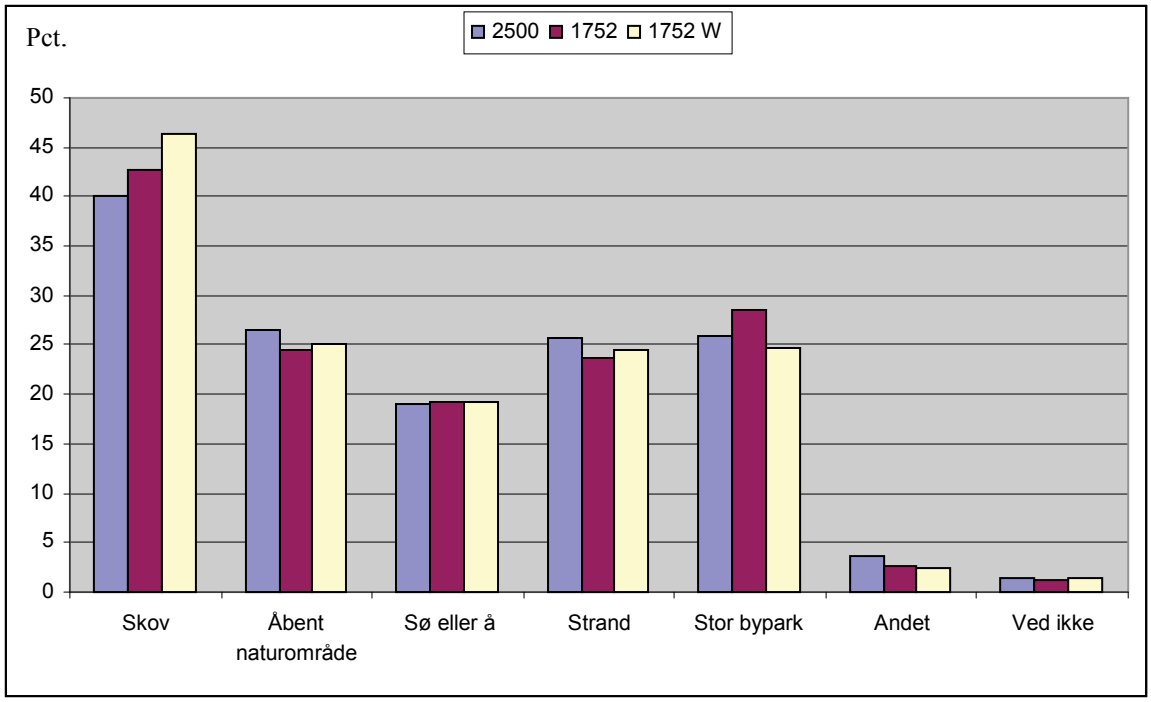
spondenter vest for Storebælt ikke overvejer at besøge områder øst for Storebælt (og vice versa). Derfor er også udeladt et mindre antal respondenter, som besøgte et naturområde på den anden side af Storebælt. Potentielt kan der være tale om ture med kombinerede formål, hvor hovedsigtet med turen ikke alene var at besøge det givne område. I det endelige datasæt medtages oplysninger for 1752 personer, svarende til 70 pct. af alle 2500 respondenter.

Der er foretaget en sammenligning af de 1752 respondenters svar angående deres socioøkonomiske karakteristika og de tilsvarende karakteristika for hele den voksne befolkning baseret på registerdata. Denne sammenligning viser, at de 1752 respondenter omfatter personer for alle regioner af Danmark og med mange forskellige socioøkonomiske karakteristika. De 1752 personer kan dog ikke betragtes som et tilfældigt udsnit af hele befolkningen. De væsentlige forskelle er, at der er relativt få 70+årige og relativt mange højtuddannede (og højindkomstgrupper) blandt de 1752 respondenter. Det er tilsyneladende ikke unormalt, at man via internetpaneler får relativt mange svar fra højtuddannede, jf. Olsen (2009).

For at korrigere for forskelle i socioøkonomiske karakteristika i forhold til den voksne danske befolkning er beregnet vægte med henblik på at korrigere for forskelle i uddannelseskategorier og aldersgrupper, jf. dokumentationsnotatet.

Som en del af spørgsmålene om deres sidste besøg til et naturområde eller en bypark blev respondenten bedt om at angive, hvilket type område respondenten besøgte. Mange respondenter har senest besøgt en skov, men der er også mange, som angiver, at det sidste område de besøgte, var et åbent naturområde, en strand eller en bypark, jf. figur 3.

Figur 3 Fordeling af besøg på type af område

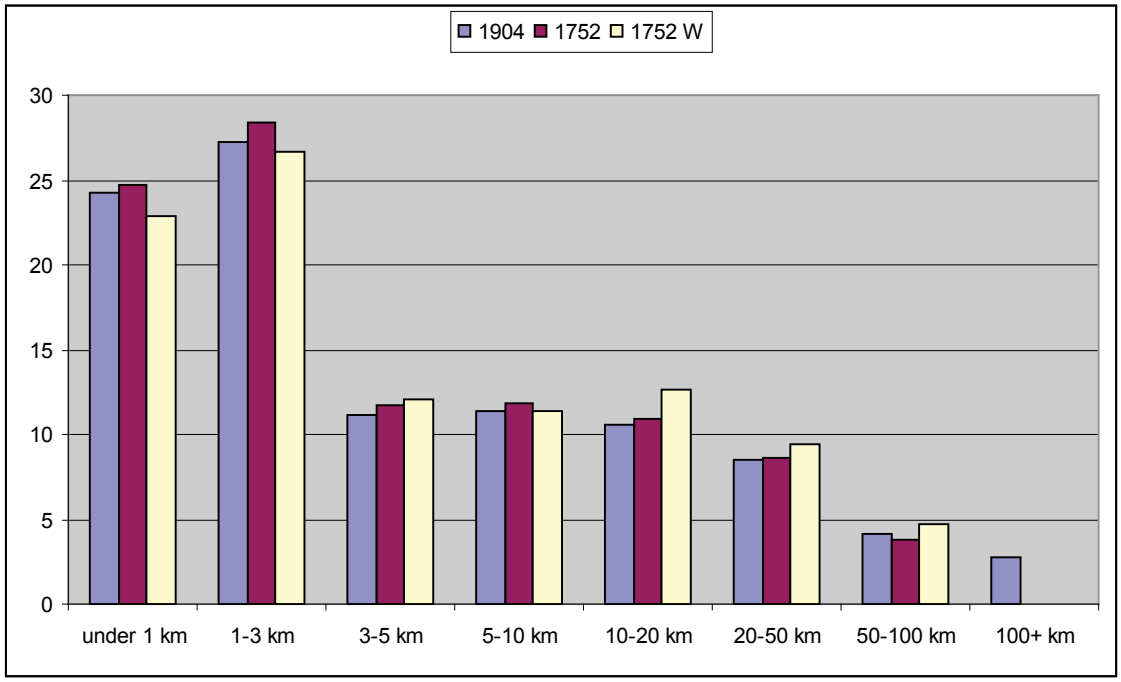


Anm.: I figuren vises respondentens svar for typen af det senest besøgte naturområde for alle de oprindelige 2500 respondenter, de 1752 respondenter, der bruges i den senere analyse og endelig de 1752 vægtede respondenter (”1752 W”). Andelen for besøg til et givet område er beregnet ud fra, hvor mange individer der har afkrydset en given type naturområde i undersøgelsen. Respondenterne havde mulighed for at afkrydse mere end en type. Summen af andelene pr. naturområde er derfor større end 100 (andelene summer til ca. 144).

Tidligere undersøgelser af danskernes friluftsliv baseret på data indsamlet i 2008 finder også, at skov er den hyppigst besøgte naturtype, jf. Friluftsrådet (2013). Den næstmest besøgte type område ud fra 2008 undersøgelsen var strand/kyst. Resultaterne fra undersøgelsen baseret på 2008 data kan dog ikke direkte sammenlignes med de data, der her er indsamlet, da undersøgelserne ikke har samme spørgeform/kategorier. For eksempel lægges i nærværende spørgeskemaundersøgelse vægt på at inddrage besøg i byparker, mens byparker ikke indgik i undersøgelsen indsamlet i 2008. Overordnet fås dog nogenlunde samme resultater, idet skov er den naturtype, der oftest besøges, mens strand/kyst kommer ind på en andenplads (i vores undersøgelse dog på en delt andenplads på lige fod med byparker og åbne naturområder).

Afstand har stor betydning for valg af område. Omkring halvdelen af respondenterne besøgte således senest et område, som lå inden for 3 km fra deres startsted, jf. figur 4.

Figur 4 Afstand til senest besøgte område



Anm.: Afstande er de beregnede kørselsafstande mellem det af respondenten angivne startsted for turen og det område respondenten har angivet. Der er kun afstande for de 1904 respondenter, som har markeret et af de identificerede naturområder. I figuren vises også fordelingen af afstande for 1752 respondenter, der bruges i den senere analyse og endelig de 1752 vægtede respondenter ("1752 W").

Det gennemsnitlige antal ture foretaget de seneste 12 måneder i estimationsdata er 41, mens medianen er 12 ture om året, dvs. at fordelingen af antallet af ture pr. år er højreskæv. Endelig fremgår det, at ca. 3 pct. af respondenterne har angivet at have foretaget nul ture de seneste 12 måneder, jf. tabel 1.

I tabellen er også medtaget en række følsomhedsanalyser, som beskriver ændringen i gennemsnit og median mv., hvis respondenter med potentielt problematiske svar for antallet af ture ikke medtages. Fjernes 7 respondenter, der har angivet et antal ture som er højere end 730 – svarende til mere end to ture pr. dag – falder det gennemsnitlige antal ture til 39 om året. Fjernes yderligere respondenter, som har angivet mere end 365 ture de seneste 12 måneder, falder det gennemsnitlige antal ture til 36 om året. Hvis der omvendt frasorteres en række respondenter, som har givet modstridende oplysninger om antallet af ture forskellige steder i spørgeskemaet, så fås et højere gennemsnitligt antal ture svarende til 44 ture de seneste 12 måneder.

Tabel 1: Antal ture i løbet af de seneste 12 måneder

	Alle respondenter	Følsomhedsanalyser		
		Højest 2 turer pr. dag	Højest 1 tur pr. dag	Problematiske obs[a)]
Andel med 0 ture	3,3 pct.	3,3 pct.	3,3 pct.	3,7 pct.
Median	12	12	12	14
Gennemsnit	41	39	36	44
Maks	1300	700	360	1300
Observationer	1752	1745	1730	1592

Anm.: Tabellen beskriver antal ture for baseret på de 1752 vægtede observationer. Beregnes uvægtede gennemsnit for de 1752 og 2500 observationer fås et lidt højere gennemsnitligt antal ture (ca. 45 ture pr. år pr. person).

Note a): Fratrukket respondenter, som ét sted i spørgeskemaet har angivet, at deres seneste tur var for mere end et år siden og som senere har angivet at have haft et positivt antal besøg til rekreative områder/byparker i løbet af de seneste 12 måneder. Disse respondenter har typisk angivet få ture, og derfor stiger det gennemsnitlige antal ture, når de fjernes.

I indsamlede data fra 2008 blev det gennemsnitlige antal besøg til skov opgjort til 33 besøg pr. år, mens medianen var 10 besøg pr. person, jf. Jensen (2012). Dette er lidt lavere end fundet i de her opsamlede data. Det forekommer plausibelt, at man i den tidligere undersøgelse for besøg i skove finder et lavere tal end i nærværende undersøgelse, som også omfatter besøg til andet end blot skov, dvs. også besøg til strand, åbne naturområder og byparker. Det fremgik dog af figur 3, at under halvdelen af seneste besøg var til skove. Hvis dette overføres til antallet af ture svarer det til, at der er i nærværende undersøgelse foretages ca. 19 ture til skove om året, dvs. væsentlig lavere end de 33 skovbesøg pr. år fundet ud fra data indsamlet i 2008.

Under alle omstændigheder skal man være opmærksom på, at der er stor usikkerhed om besvarelsen af det årlige antal besøg. Respondenterne kan næppe huske, hvor mange ture de præcist har foretaget sig og foretager formentlig et skøn ud fra antallet af besøg i en kortere periode. Der er ifølge Jensen (2012) en tendens til, at respondenterne overdriver antallet af årlige besøg. Således skønnes det i Jensen (2012), at der er en overdrivelsesfaktor på 2, således at det faktiske antal ture kun er halvt så stort, som de ovenfor angivne. En tilsvarende problematik findes i international litteratur under betegnelsen ”recall bias”, som udtrykker, at respondenterne potentielt husker antallet af ture forkert. Således anfører Parson (2003), at det på den ene side ikke kan afvise, at ”recall bias” potentielt kan være et problem, men på den anden side også understreger han, at der ikke findes robuste undersøgelser til belysning af størrelsen af en eventuel ”recall bias”.

Da opgørelsen af nytten er direkte proportional med antallet af ture – jf. ligning (15) og (16) – er det ligetil at lave følsomhedsanalyser for overdrivelse/recall bias.

4.3 Afstande og rejseomkostning

Det fremgik af afsnit 3, at størrelsen af rejseomkostningerne er væsentlige for opgørelsen af værdien af et område. Rejseomkostningerne består dels af den brugte rejsetid og dels af direkte driftsudgifter ved brug af transportmidler. Der er foretaget en beregning af den korteste kørselsafstand via vejnettet mellem startsted for de forskellige respondenter og hvert af de rekreative områder. Der er ofte mange mulige adgange til et rekreativt område via vejnettet. Der er for hver respondent til hvert område anvendt det adgangspunkt, som giver den korteste afstand i vejnettet. Beregningen af afstande er foretaget i ArcGIS af Thomas Becker, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet, ud fra vejnettet tilgængelige via Geodatastyrelsen.

Rejseomkostningen beregnes for forskellige transportmidler på basis af disse beregnede kørselsafstande. Ud fra spørgeskemaundersøgelsen er de mest anvendte transportmidler er personbil (42 pct.), gang (34 pct.) og cykel (17 pct.), som i alt tegner sig for 93 pct. af samtlige rekreative ture (af de resterende ture foretages hovedparten med kollektiv transport). Der fokuseres derfor på disse tre transportmidler. For at beregne de samlede rejseomkostninger skal indgå oplysninger om driftsudgifter pr. km, værdien af tid og hastigheder for hvert transportmiddel.

Med hensyn til driftsomkostninger antages en udgift ved brug af bil på 1,65 kr. pr. km. Dette svarer til de marginale kørselsomkostninger for personbiler i 2013-priser fra de såkaldte transportøkonomiske enhedspriser, jf. DTU transport (2010). Driftsomkostningen skal deles med antallet af personer på turen. Ifølge transportvaneundersøgelsen var der i 2011 i gennemsnit 1,71 personer pr. personbil ved fritidsture. Det antages på den baggrund, at der er samme antal voksne i personbilen for ture til rekreative områder.[10] For gang og cykel antages, at driftsomkostningen pr. km er nul.

[10] I spørgeskemaet er spurgt om, hvorvidt man var alene eller sammen med andre børn eller voksne på turen ud til området Der er relativt mange, som har svaret, af de var sammen med flere voksne på turen, og der fås derfor et noget højere antal voksne per biltur end de 1,71 personer pr. biltur baseret på transportvaneundersøgelsen. Dette skyldes formentlig, at nogle respondenter har opfattet spørgsmålet forkert, og svaret på, hvor mange som de gik tur med i naturområdet (eller som var i området) og ikke på, hvor mange de var sammen med, da de kørte ud til området. Det er derfor valgt at antage, at der på bilture til rekreative områder er 1,71 voksne pr. bil.

For værdien af tid anvendes en omkostning på 81 kr. pr. time (2013-priser), som ligeledes er baseret på de transportøkonomiske enhedspriser. Denne tidsværdi er oprindeligt baseret på et større dansk studie af befolkningens vurdering af deres omkostning ved rejsetid i forbindelse med transport, jf. Fosgerau mfl. (2007). Tidsværdien fundet i dette studie harmonerer i øvrigt med det, som typisk er fundet i lignende udenlandske transportøkonomiske undersøgelser af tidsværdien ved rejsetid.

De 81 kr. pr. time svarer til en tredjedel af den gennemsnitlige timeløn før skat eller til 2/3 af den gennemsnitlige danske timeløn fratrukket en gennemsnitlig marginalskat og indirekte skatter.[11] Inden for litteraturen, som bruger rejseomkostningsmetoder til at opgøre værdien af rekreative arealer, anvendes typisk tidsværdier i et interval svarende til mellem en tredjedel eller hele timelønnen, jf. f.eks. Parsons (2003) samt Phaneuf og Smith (2005). Tidsværdien på 81 kr. pr. time ligger således inden for det interval, der typisk bruges i rejseomkostningsstudier.

Gennemsnitlige hastigheder for forskellige transportmidler kan beregnes på baggrund af data fra transportvaneundersøgelsen, jf. DTU Transport (2012). Her fremgår det, at den gennemsnitlige hastighed ved gang og cykling er på henholdsvis 5,3 og 14,4 km/t.

Den gennemsnitlige hastighed for bilture er på 56,3 km/t. Det fremgår imidlertid, at der er meget stor variation i den gennemsnitlige hastighed afhængig af rejselængde. Ved korte rejser (0-2 km) er hastigheden kun på knap 20 km/t. Ved en rejselængde på 5-10 km er hastigheden på 37 km/t, mens gennemsnitshastigheden er godt 80 km/t ved rejser over 50 km. Den lave gennemsnitshastighed ved korte ture skyldes, at disse ture typisk foretages på små veje, mens længere ture typisk foregår på motorveje og motortrafikveje. I opgørelsen af rejsetid kan også indgå tid til at starte og parkere bilen, som også vil trække den samlede gennemsnitshastighed ned på korte ture. Det forekommer plausibelt, at gennemsnitshastigheden på korte bilture til rekreative områder (ikke mindst byparker) også er lav, mens hastigheden kan være højere ved besøg længere væk. Ud fra beregnede gennemsnitshastigheder ved forskellige rejselængder er anvendt følgende

[11] Den gennemsnitlige timefortjeneste var i 2012 på ca. 238 kr. jf. Statistikbanken (SLON10). Fratrukket marginalbeskatning af indkomst og indirekte skatter svarer dette til ca. 126 kr. pr. time. Her er antaget, at den gennemsnitlige marginalskat er på 0,4 og den gennemsnitlige indirekte skattesats er på 0,28. Jævnfør boks III.4 i F13 for opgørelsen af skat som indregner både indkomstskat og indirekte skatter.

approksimation, som bestemmer gennemsnitshastigheden i bil (kmt_B), som en funktion af rejselængden (L):[12]

$$kmt_B = 23{,}57 + 1{,}4085 \times L - 0{,}00843 \times L^2 \quad (17)$$

Med funktionen i ligning (17) varierer gennemsnitshastigheden fra 23,6 til 82,4 km/t. Hastigheden aftager en smule ved afstande over 85 km. Givet antagelsen om, at respondenter vælger mellem rekreative områder inden for 100 km i rejselængde, vil hastigheden altid være mindst 80 km/t ved lange rejser (ca. 70-100 km i rejselængde)

I tabel 2 er med de givne antagelser gengivet rejseomkostninger pr. km for gang, cykel og bil ved forskellige rejselængder. For gang og cykel svarer rejseomkostningen til tidsomkostningen. For bil består rejseomkostningen af summen af tidsomkostning og driftsomkostning. Det fremgår, at den samlede omkostning pr. km ved bilkørsel varierer mellem 4,21 og 1,99 kr. pr. km afhængig af rejseafstand.

Tabel 2 Rejseomkostning pr. km (2013-priser)

		Rejselængde			
		1	10	25	100
		---------- kr. pr. km ----------			
Gang	Tidsomkostning	**15,28**	**15,28**	**15,28**	**15,28**
Cykel	Tidsomkostning	**5,63**	**5,63**	**5,63**	**5,63**
Bil	Tidsomkostning	3,24	2,20	1,51	1,01
	Driftsomkostning	0,96	0,96	0,96	0,96
	I alt, bil	**4,21**	**3,17**	**2,48**	**1,98**

Anm: Rejseomkostningen er pr. person. For beregning af driftsomkostningen pr. km er det antaget, at der er 1,71 person i bilen. For den lille andel af rejser med kollektiv transport og øvrige transportmidler (f.eks. motorcykel/knallert anvendes) samme hastigheder og direkte udgifter som for bilrejser. Det vil sige, at transportmidlet "bil" herefter kan tolkes som motoriseret transport.

Ud fra spørgeskemaet får man svar på, hvilket transportmiddel hver respondent brugte ved sit seneste besøg. For at estimere valgmodellen er det imidlertid nødvendigt at kende rejseomkostningen ikke kun til det valgte område, men til *alle* de områder, som respondenten potentielt kunne besøge. Disse områder er her defineret som alle områder inden for 100 km i rejseafstand, som ikke ligger på den anden side af Storebælt. Det er således generelt nødvendigt at lave antagelser vedr. valg af transportmiddel.

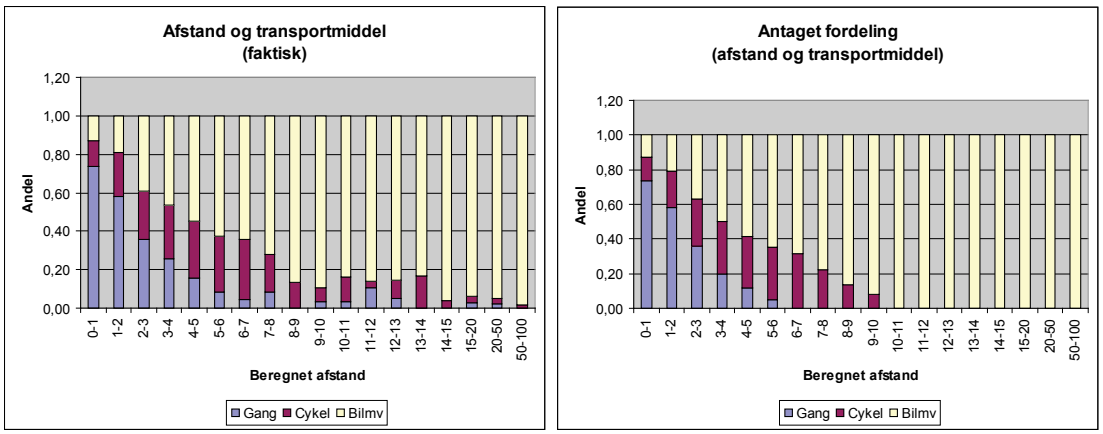
[12] I DTU Transport (2012) kan beregnes gennemsnitshastigheder ved rejser i følgende 6 intervaller af rejselængder: 0-2 km, 2-5 km, 5-10 km, 10-20 km, 20-50 km og 50+ km.

Det fremgår af figur 5, at besøg til et rekreativt område ofte foregår til fods eller på cykel, når afstanden er kort, mens motoriseret transport overvejende bruges, når rejseafstanden er lang.

Der er beregnet en *vægtet* gennemsnitlig transportomkostning, som tager højde for, at sandsynligheden for at vælge et givet transportmiddel afhænger af afstanden til det rekreative område. Denne vægtede transportomkostning ses som et mål for den forventede transportomkostning som en funktion af afstand.

Figur 5 Valg af transportmiddel givet beregnet rejseafstand

a *b*



Anm: Baseret på valgt område for de 1752 respondenter i estimationsdatasæt, hvor rejseafstanden er beregnet som den korteste køreafstand fra respondent til kanten af det valgte område. Kategorien ”Bilmv” er ud over personbil også kollektiv transport, motorcykel/knallert og ”andet”.

Den vægtede transportomkostning er ikke fuldstændig baseret på den faktiske fordeling af transportmidler givet rejseafstand, som ses i figur 5a. Det fremgår således, at der selv ved lange afstande er respondenter, som angiver at have gået eller cyklet hen til området. Dette forekommer ikke plausibelt, og kan muligvis skyldes, at nogle respondenter har angivet, hvordan de transporterede sig *rundt i* området (og ikke *hen til* området). Det er derfor antaget, at ingen respondenter har gået længere end 6 km hen til et område og ingen respondenter har cyklet længere end 10 km. Derudover er der også foretaget mindre korrektioner af fordelingen af transportmidler på korte afstande. Hvis man bruger de ”rå” fordelinger vist i figur 5a, får man i en del tilfælde, at den samlede rejseom-

kostning falder, når afstanden øges. Det skyldes, at gang er den dyreste transportform pr. km og at andelen af gående falder.

I estimationerne anvendes de vægtede gennemsnitlige transportomkostninger til at beregne udgiften pr. person til at besøge et givet område, dvs. c_i i ligning (2). Som en følsomhedsanalyse anvendes i stedet alene omkostningerne baseret på bilkørsel, som med de givne antagelser altid er lavere end de vægtede gennemsnitlige transportomkostninger, hvor omkostningerne ved gang og cykel indgår ved kortere afstande. Bemærk at med de givne antagelser vil transportomkostningen ikke være givet som en lineær funktion af afstanden, da omkostningen pr. km er relativ høj ved korte rejser (dels i kraft af funktionen for hastighed med bil og dels i kraft af at der indgår en andel rejser til fods og på cykel ved korte afstande).

5. Estimationsresultater

I første omgang præsenteres estimationsresultater fra RUM modellen for valg af rekreativt område. Derefter præsenteres resultater fra modellen for antallet af ture pr. år. I RUM modellen medtages udover transportomkostninger en række variable, der beskriver karakteristika ved områderne. I modellen for antallet af ture medtages ud over inclusive value også socioøkonomiske karakteristika.

Endemålet er, at den samlede model kan anvendes på data for hele befolkningen aggregeret til personer i 1x1 km^2 kvadrater. Derfor indgår i spørgeskemaet udelukkende generelle karakteristika, som også er tilgængelige i registerdata. For eksempel er der ikke spurgt ind til indikatorer for præferencer for natur (f.eks. medlemskab af Danmarks Naturfredningsforening eller lignende), da sådanne oplysninger ikke er tilgængelige i registerdata.

5.1 Estimationsresultater for RUM model

I tabel 3 gives en oversigt over de medtagne karakteristika for de forskellige naturområder, mens beskrivende statistik for disse karakteristika findes i tabel 4. De medtagne karakteristika beskriver størrelsen af området (*logAreal*), hvorvidt området ligger direkte ned til kysten (*Hav*), hvorvidt der er meget ferskvand i området (*Ferskvand*) og hvor stor en andel af området, som består af skov (f.eks. *Skov0-25* og *Skov90-100*). For områder i byer, som i højere grad må formodes at have parklignende karakter har dummy variablen *park* værdien én.

Ud over transportomkostningen er der to variable, som belyser tilgængeligheden af et område. Det er dels en variabel, som angiver tætheden af stier og veje i området (*Stier*), og dels en variabel, som angiver andelen af privat skov i området (*PrivatSkov*). Der er ikke helt samme muligheder for at færdes i en privat skov som i en offentlig[13], og det må ligeledes formodes, at en privat skovejer ikke i samme grad som en offentlig ejer er interesseret i at lave gode faciliteter for besøgende.

Et varieret naturområde, som indeholder mange forskellige naturtyper, er potentielt mere attraktivt end et område med kun en enkelt naturtype. Diversitet i naturtyper beskrives ved variablen *Diversitet*. Variablen *Natura2000* angiver, hvor stor en andel af et område som er omfattet af Natura 2000 beskyttelse. På den ene side kan der være restriktioner til besøg i nogle Natura 2000 områder, som gør det mindre attraktivt at besø-

[13] I en privat skov må man f.eks. kun færdes på stierne og kun i dagtimerne.

ge disse områder. På den anden side kan en Natura 2000 beskyttelse være udtryk for, at der er nogle særlige naturtyper i området, som gør disse områder attraktive, dvs. variablen kan potentielt også være en indikator for et særegent område.

Som beskrevet i afsnit 4 har det for nogen kyststrækninger ikke været muligt at beregne arealet af området. For disse kyststrækninger er arealet ad-hoc sat til 10 ha. Dummyvariablen *Strandpunkt* har værdien 1 for disse strandområder. En række af de øvrige variable er ikke defineret, når arealet ikke kendes. Parameteren til *Strandpunkt* vil derfor fange den gennemsnitlige værdi af de ikke medtagne karakteristika for disse strandpunkter.

Tabel 3 Forklarende variable i RUM modellen

Variabel	Forklaring	Kilde
TCostGns	Rejseomkostninger i vejnettet beregnet som vægtet gennemsnit af bil, fod og cykel	DCE beregninger af afstande, DTU Transport(2012)
TCostBil	Rejseomkostninger i vejnettet beregnet ud fra omkostning i bil	
Park	Dummy=1, hvis større park (min 3 ha) i en af de fem største byer.	Basemap, Levin (2012)
logAreal	Log (ln) til arealet af området i ha eksklusiv søer > 100 ha	
Stier	Km sti/vej per ha område	
Hav	Dummy=1, hvis området ligger ned til kysten/havet	
Ferskvand	Dummy=1, hvis areal af søer udgør mindst 25 pct. af arealet af området, Et område som hovedsageligt bærer præg af søer	
Skov0_25	Dummy =1, hvis skov udgør mindre end 25 pct. af arealet af området eksl. søer>100 ha	
Skov25_50	Dummy=1, hvis areal af skov udgør 25-50 pct. af arealet af området eksl. søer>100 ha	
Skov75_100	Dummy=1, hvis areal af skov udgør minimum 75 pct. af arealet af området eksl, søer>100 ha	
Skov90_100	Dummy=1, hvis areal af skov udgør minimum 90 af arealet af området eksl, søer>100 ha	
Diversitet	Simpsons diversitetsindeks beregnet ud fra naturtyper i området. Værdien ligger mellem 0 og 1, hvor arealer med stor diversitet og en lige fordeling af naturtyper scorer tættere på 1 og områder som alene består af en naturtype scorer 0	
Strandpunkt	Dummy=1, hvis område er et punkt langs kysten. Det er ikke umiddelbart muligt at afgrænse en strand fra den resterende kystlinje, hvorfor områder som alene består af strand/kyst er beskrevet ved et punkt, jf. dokumentationsnotatet *Rekreative grønne områder*". Arealet for disse strandpunkter er antaget at være 10 ha	
Stoj	Andel af areal af område med forurening fra vejstøj over 55 dB for områder udenfor byer	Miljøstyrelsens støjkort
Natura2000	Andel af areal af område, som er omfattet af Natura2000,	Miljøportalen
PrivatSkov	Andel af areal af område eksl. søer>100 ha, som er privatejet skov	Københavns Universitet[14]

[14] De anvendte GIS kort vedr. ejerskab af skov er udarbejdet af Hans Skov-Petersen og Vivian Kvist Johannsen, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning ved Københavns Universitet på data produceret af

Tabel 4 Beskrivende statistik for forklarende variable i RUM model

Variable	Obs	Mean	Std. Dev.	Min	Max
TCostGns	989031	242	91,03	0,06	395,18
TCostBil	989031	241	91,85	0,02	395,18
Park	2475	0,02	0,14	0	1
logAreal	2475	4,91	1,11	-1,43	9,00
Stier	2475	0,04	0,04	0	0,38
Hav	2475	0,25	0,43	0	1
Strandpunkt	2475	0,03	0,17	0	1
Stoj	2475	0,02	0,10	0	0,98
Ferskvand	2475	0,05	0, 22	0	1
Natura2000	2475	0,17	0,33	0	1
PrivatSkov	2475	0,46	0,37	0	1
Skov0_25	2475	0,27	0,44	0	1
Skov25_50	2475	0,13	0,34	0	1
Skov75_100	2475	0,21	0,41	0	1
Skov90_100	2475	0,36	0,48	0	1
Diversitet	2475	0,36	0,24	0	0,86

Anm: Det højere antal observationer for variablene *TCostGns* og *TCostBil* afspejler, at rejseomkostning til hvert område varierer mellem personer.

Estimationsresultater for valgmodellen er gengivet i tabel 5, hvor der er medtaget forskellige specifikationer for andelen af skov i området. Parametrene er ikke umiddelbart let fortolkelige, men fortegnet angiver om sandsynligheden for at vælge et område med (meget af) pågældende karakteristika er høj eller lav. Det fremgår, at den estimerede parameter til transportomkostningerne har det forventede negative fortegn, dvs. en højere transportomkostning mindsker nytten af et område og mindsker sandsynligheden for, at pågældende område vælges. Det fremgår også, at den estimerede parameter til transportomkostningen er rimelig stabil på tværs af de forskellige viste modeller. Således er den estimerede parameter til transportomkostningen på -0,041 i alle fem estimationer i tabel 5.[15] Generelt er de fleste af de øvrige estimerede parametre også stabile på tværs af estimationer. Af fortegnet til de estimerede parametre fremgår det (kort fortalt), at nytten af et område med parkkarakter (dvs. beliggende i byen) er større end områder uden parkkarakter. Nytten stiger med størrelsen af arealet. Områder med mange stier/veje har

Naturstyrelsen (kort over Styrelsens arealer), Geodatastyrelsen (ejendomsforhold/Matrikulære afgrænsninger) og Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning (skovarealer).

[15] Bemærk for en ordens skyld, at man skal være varsom med at sammenligne størrelsen af de estimerede parametre på tværs af modellerne. I princippet kan kun det relative forhold mellem to parametre direkte sammenlignes.

højere rekreativ værdi, mens områder med en høj andel af privat skov har relativ lille værdi. Områder, som ligger ud til kysten, eller hvor der er en større sø, har også en relativ høj værdi. Det samme er tilfældet for områder underlagt Natura 2000 beskyttelse.

Tabel 5 Estimationsresultater for RUM model (Multinomial logit) baseret på gennemsnitlig transportomkostning for bil, cykel og gang (TCostGns)

VARIABLES	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
TCostGns	-0.0407***	-0.0406***	-0.0407***	-0.0407***	-0.0415***
	(0.000803)	(0.000802)	(0.000802)	(0.000802)	(0.000805)
Park	0.334***	0.407***	0.406***	0.401***	0.759***
	(0.110)	(0.0990)	(0.0991)	(0.0996)	(0.0973)
logAreal	0.728***	0.728***	0.731***	0.733***	0.694***
	(0.0287)	(0.0286)	(0.0286)	(0.0288)	(0.0269)
Stier	9.429***	9.280***	9.319***	9.292***	9.656***
	(0.529)	(0.524)	(0.523)	(0.527)	(0.506)
Hav	0.551***	0.545***	0.546***	0.548***	0.595***
	(0.0624)	(0.0623)	(0.0623)	(0.0624)	(0.0613)
Strandpunkt	2.246***	2.233***	2.247***	2.217***	2.652***
	(0.208)	(0.208)	(0.207)	(0.217)	(0.211)
Ferskvand	0.632***	0.603***	0.609***	0.617***	
	(0.0770)	(0.0759)	(0.0758)	(0.0778)	
Natura2000	0.241**	0.233**	0.238**	0.238**	0.439***
	(0.0975)	(0.0971)	(0.0971)	(0.0971)	(0.0921)
PrivatSkov	-1.495***	-1.386***	-1.433***	-1.446***	
	(0.131)	(0.130)	(0.126)	(0.128)	
Skov0_25	-0.218**	-0.170**	-0.169**	-0.163*	
	(0.0942)	(0.0844)	(0.0845)	(0.0856)	
Skov25_50	-0.140				
	(0.0895)				
Skov75_100	0.0293				
	(0.0838)				
Skov90_100		-0.237			
		(0.174)			
Diversitet				-0.0625	0.542***
				(0.135)	(0.124)
Observations	1752	1752	1752	1752	1752
Log likelihood	-5922	-5922	-5923	-5923	-6017
Pseudo R-squared	0.465	0.465	0.464	0.464	0.456

Anm: Baseret på 1752 vægtede observationer.

Standard errors in parentheses. *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1

I de forskellige alternative specifikationer i tabel 5 er det undersøgt, om andelen af skov i et område er vigtig for den rekreative værdi. I den første estimation er medtaget dummyvariable for, hvorvidt 0-25 pct., 25-50 pct. og en 75-100 pct. af området er skov (en skovandel på 50-75 pct. er basis). Af denne estimation fremgår det, at nytten er relativ lav af et område uden eller med kun lidt skov. I den anden estimation i tabel 5 er det nærmere undersøgt, om et område som sort set udelukkende består af skov (andel af skov større end 90 pct.), er mere eller mindre attraktiv i forhold til områder, hvor andelen af skov er mellem 25-90 pct. Parameteren til områder, som næsten udelukkende består af skov, er imidlertid ikke signifikant.

I den tredje estimation er alene medtaget dummyvariablen for, hvorvidt der er 0-25 pct. skov i området. Parameteren til denne er negativ og signifikant på 5 pct. niveau (gælder for alle estimationer vist i tabel 5). Dette tyder på, at respondenterne foretrækker, at der er en del skov i et område, men analysen giver ikke et entydigt svar på, om området primært skal bestå af skov eller om det skal være et område med meget blandet natur.

I estimationerne 4 og 5 er det søgt at inkludere et mål for diversitet i naturtyperne i området med henblik på at undersøge, om dette giver en bedre beskrivelse af nytten af et rekreativt område end andelen af skov i området. Dette synes imidlertid ikke at være tilfældet, idet diversitetsmålet ikke er signifikant signifikant (estimation 4) med mindre dummyvariable for skovandel på 0-25 pct. udelades (estimation 5). Loglikelihood værdien i estimation er dog væsentlig lavere end i estimation 3, hvor skovandel på 0-25 er medtaget. I senere velfærdsberegninger tages udgangspunkt i estimation 3.

Alle præsenterede modeller for valg af område er estimeret ved en multinomial (conditional) logit model, hvor de estimerede parametre er ens for alle personerne. Multinomial logit modellen har den fordel, at den er relativ enkel at estimere og efterfølgende opgøre værdien af de enkelte rekreative områder, jf. ligning (11). Multinomial modellen har imidlertid den ulempe, at den implicerer et relativt restriktivt substitutionsmønster mellem forskellige områder. Ofte anvendes den såkaldte mixed logit model, hvor de estimerede parametre ikke er faste, men antages at følge f.eks. en normalfordeling. Mixed logit modellen tillader et mere fleksibelt substitutionsmønster mellem forskellige områder, jf. Train (2009). Beregningsmæssigt er det dog væsentlig tungere at beregne værdien af forskellige naturområder efter mixed logit modellen er estimeret. Da målet er

at opgøre værdien af hver enkelt af de 2475 forskellige naturområder og parker blev det fravalgt at anvende mixed logit modellen.[16]

Følsomhedsanalyser

Der er estimeret en række andre modeller med alternative specifikationer af karakteristika ved områderne (ikke gengivet). Disse viser bl.a., at logaritmen til arealet af området (som er brugt i de gengivne estimationer) giver en bedre beskrivelse af valg af områder end arealet uden logtransformation. Dette implicerer, at nytten af at øge arealet af et område med f.eks. 10 ha er større, hvis området er lille end hvis området er stort. Det er også forsøgt at inkludere afstand i stedet for transportomkostning, men de beregnede transportomkostninger giver en bedre beskrivelse af valg af område end afstand. Dette understøtter beregningen af transportomkostningerne, som giver en ikke-lineær sammenhæng mellem afstand og transportomkostning. Den ikke-lineære sammenhæng skyldes bl.a. lavere hastigheder ved korte afstande til et område sammenlignet med lange afstande, jf. afsnit 4.3. I estimationerne er medtaget en variabel for tætheden af stier og veje i området, med henblik på at vurdere om områder med let tilgængelighed også tiltrækker flere besøgende. Potentielt kan en variabel for stitæthed være endogen, idet der kan være en tendens til, at der etableres gode adgangsforhold i områder med mange besøgende. Potentielt kan dette give en bias i parameteren til transportomkostningen, som også er væsentlig for antallet af besøgende til et givet område. Udelades variablen til stitæthed har det imidlertid ingen væsentlig betydning for parameteren til transportomkostningen.[17] Det er derfor valgt at fastholde variablen for stitæthed i de endelige estimationer. Det har også været forsøgt at medtage et mål for støj i området (andel af området hvor trafikstøjen var over 55 dB). Denne støjindikator var dog ikke generelt signifikant.

Som en yderligere følsomhedsanalyse er foretaget estimationer, hvor der i stedet for de vægtede gennemsnitlige transportomkostninger alene indgår omkostningerne ved biltransport, jf. tabel 6. En motivation for at bruge omkostningerne ved biltransport alene er, at der kan være uobserverede gevinster ved at gå eller cykle, som gør gang/cykling attraktive i forhold til biltransport, selv om biltransport er billigere. I RUM modellen ses

[16] Beregningen af værdien af hvert af de 2475 forskellige naturområder og parker som præsenteres i afsnit 6 ved den simple multinomial logit model tog i forvejen 2-3 dage.

[17] Udelades stitæthed har det betydning for størrelsen af parameteren på andre variable, som er korreleret med stitæthed. Det gælder f.eks. parameteren til Park (mindskes), hvor stitætheden er stor. Ligeledes mindskes parameteren til logaritmen af arealet af området, hvilket formentlig afspejler, at stitætheden er lille i meget store områder.

transporten som en omkostning, der ikke i sig selv har nytte, og brugen af omkostningerne ved biltransport kan derfor ses som et forsøg at korrigere for eventuel uobserveret nytte ved at gå eller cykle.

Overordnet fås parametre af samme størrelsesorden, hvis man bruger omkostningen ved biltransport (tabel 6) sammenlignet med estimationer, hvor man bruger de vægtede transportomkostningner (tabel 5).

I bilag A er vist de tilsvarende estimationer, hvis respondenter ikke vægtes for at korrigere for forskelle i uddannelse og alder i forhold til den generelle befolkning. Kvalitativt fås de samme resultater som i tabel 5 og 6.

En række af de kvalitative resultater fra RUM modellen harmonerer med resultater fra en anden model til opgørelse af værdien af rekreative områder, som indgik i UK National Ecosystem Assessment. Her findes, at tilstedeværelsen af kyst, søer/ferskvand og andelen af skov har en signifikant positiv betydning for, hvor attraktivt et rekreativt område er, jf. Sen mfl. (2012).

Tabel 6 Estimationsresultater for RUM model (Multinomial logit) baseret på transportomkostningen ved bil (TCostBil)

VARIABLES	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
TCostBil	-0.0364***	-0.0364***	-0.0364***	-0.0364***	-0.0371***
	(0.000670)	(0.000669)	(0.000669)	(0.000669)	(0.000670)
Park	0.283**	0.355***	0.353***	0.349***	0.691***
	(0.111)	(0.100)	(0.100)	(0.101)	(0.0980)
logAreal	0.727***	0.727***	0.730***	0.731***	0.694***
	(0.0288)	(0.0288)	(0.0287)	(0.0289)	(0.0271)
Stier	9.275***	9.138***	9.177***	9.151***	9.530***
	(0.531)	(0.527)	(0.526)	(0.530)	(0.509)
Hav	0.561***	0.556***	0.557***	0.558***	0.606***
	(0.0627)	(0.0625)	(0.0626)	(0.0627)	(0.0616)
Strandpunkt	2.236***	2.225***	2.238***	2.212***	2.616***
	(0.209)	(0.208)	(0.208)	(0.218)	(0.212)
Ferskvand	0.600***	0.573***	0.579***	0.586***	
	(0.0773)	(0.0762)	(0.0761)	(0.0781)	
Natura2000	0.256***	0.249**	0.253***	0.253***	0.442***
	(0.0982)	(0.0977)	(0.0977)	(0.0977)	(0.0926)
PrivatSkov	-1.463***	-1.354***	-1.403***	-1.413***	
	(0.132)	(0.131)	(0.126)	(0.129)	
Skov0_25	-0.225**	-0.177**	-0.176**	-0.171**	
	(0.0946)	(0.0848)	(0.0849)	(0.0860)	
Skov25_50	-0.137				
	(0.0898)				
Skov75_100	0.0276				
	(0.0843)				
Skov90_100		-0.237			
		(0.175)			
Diversitet				-0.0530	0.528***
				(0.135)	(0.124)
Observations	1752	17521	1752	1752	1752
Log likelihood	-5829	-5830	-5831	-5831	-5917
Pseudo R-squared	0.473	0.473	0.473	0.473	0.465

Anm: Baseret på 1752 vægtede observationer.

Standard errors in parentheses. *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1

RUM model opdelt på køn, alder og uddannelse

I de estimerede RUM modeller medtages transportomkostninger og karakteristika ved områderne som forklarende variable, men socioøkonomiske variable indgår ikke. Socioøkonomiske karakteristika kan ikke indgå isoleret i valgmodeller, da de socioøkonomiske karakteristika i den enkelte valgsituation ikke varierer. Hvis socioøkonomiske

karakteristika skal indgå i valgmodellen, skal de derfor indgå som interaktionsled med karakteristika ved områderne, f.eks. hvis mænd lægger mere vægt på stitæthed end kvinder i deres valg af område. For at vurdere om det er vigtigt at lade socioøkonomiske karakteristika indgå, er RUM modellen estimeret på delsamples for hhv. mænd, 50+årige, personer med lav indkomst (under 200.000 kr. pr. år) og personer med lav- og mellemindkomster (under 500.000 kr. pr. år), jf. tabel 7.

Det fremgår, at de estimerede parametre overordnet er rimeligt stabile, når de estimeres på baggrund af de forskellige delsamples. Det er primært, når der estimeres for personer med lav indkomst (under 200.000 kr.), at størrelsen af nogle parametre ændres, men dette kan skyldes, at det er relativt få respondenter i denne gruppe.[18]

Alt i alt synes de estimerede parametre ikke i væsentlig grad at afhænge af socioøkonomiske karakteristika som køn, alder og indkomst. Dette tyder på, at det ikke er nødvendigt, at medtage interaktionsled mellem karakteristika og socioøkonomiske karakteristika i RUM modellen. Bemærk dog, at selv om socioøkonomiske karakteristika ikke har (væsentlig) betydning for valg af område, har socioøkonomiske karakteristika en vis betydning for, hvor mange rekreative ture en person foretager, jf. afsnit 5.2.

I tabel 7 er gengivet to yderligere følsomhedsanalyser. Hovedparten af respondenterne har angivet, at de har startet deres tur fra deres bopæl, men der er også respondenter, som er startet fra arbejdspladsen, familie og venner eller feriebolig/sommerhus. Estimeres kun på respondenter, som er startet fra deres bopæl, fås overordnet samme resultater som for alle respondenter. Endelig er der i en estimation kun medtaget ture, som foregår i hverdagen. Her stiger parameteren til transportomkostningen, hvilket afspejler, at en kort transporttid er vigtigere for valg af område i hverdagen end i weekend og ferier.

[18] Som tidligere nævnt, skal man dog være varsom med en alt for håndfast sammenligning af størrelsen af de estimerede parametre på tværs af modellerne. I princippet kan kun det relative forhold mellem to parametre direkte sammenlignes.

Tabel 7 RUM model estimeret for dele af observationerne

VARIABLE	Alle (basis)	Mænd	50+	Personlig indk<200tkr	Personlig indk<500tkr	Hverdag	Start bopæl
TCostGns	-0.041***	-0.044***	-0.036***	-0.0386***	-0.0404***	-0.052***	-0.043***
	(0.0008)	(0.0012)	(0.0010)	(0.0015)	(0.0009)	(0.0015)	(0.0009)
Park	0.406***	0.543***	0.0956	0.638***	0.385***	0.159	0.304***
	(0.0991)	(0.135)	(0.159)	(0.180)	(0.114)	(0.146)	(0.110)
logAreal	0.731***	0.787***	0.729***	0.621***	0.734***	0.704***	0.724***
	(0.0286)	(0.0391)	(0.0409)	(0.0528)	(0.0320)	(0.0443)	(0.0319)
Stier	9.319***	8.501***	9.488***	8.696***	9.099***	8.790***	9.263***
	(0.523)	(0.718)	(0.830)	(0.921)	(0.599)	(0.778)	(0.583)
Hav	0.546***	0.553***	0.703***	0.450***	0.532***	0.518***	0.553***
	(0.0623)	(0.0847)	(0.0933)	(0.116)	(0.0709)	(0.0956)	(0.0703)
Strandpunkt	2.247***	2.198***	2.554***	1.177**	2.177***	1.770***	2.397***
	(0.207)	(0.305)	(0.270)	(0.559)	(0.239)	(0.377)	(0.224)
Ferskvand	0.609***	0.483***	0.615***	0.253	0.640***	0.569***	0.622***
	(0.0758)	(0.106)	(0.116)	(0.156)	(0.0865)	(0.114)	(0.0843)
Natura2000	0.238**	0.407***	0.332**	0.480**	0.301***	0.305**	0.256**
	(0.0971)	(0.131)	(0.138)	(0.189)	(0.109)	(0.150)	(0.108)
PrivatSkov	-1.433***	-1.583***	-1.137***	-1.168***	-1.552***	-1.234***	-1.564***
	(0.126)	(0.172)	(0.174)	(0.230)	(0.141)	(0.195)	(0.140)
Skov0_25	-0.169**	-0.361***	-0.234*	-0.317*	-0.240**	-0.230*	-0.233**
	(0.0845)	(0.117)	(0.123)	(0.170)	(0.0963)	(0.129)	(0.0954)
Respondenter	1752	877	648	415	1273	801	1390
Log like-hood	-5923	-3160	-2737	-1738	-4594	-2428	-4725
Pseudo R^2	0.464	0.486	0.431	0.465	0.465	0.521	0.465

Anm: Standard errors in parentheses. *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1

Opsummering af estimation af RUM model

De estimerede RUM modeller giver plausible parametre, som tillige forekommer robuste på tværs af forskellige specifikationer. Det gælder ikke mindst parameteren til transportomkostningen. De estimerede modeller tyder på, at respondenterne er mindre glade for naturområder, som ikke har en vis andel af skov. Der er lavere nytte af private skove end offentligt ejede skov. Der kan dog være forskellige årsager til dette. Der er således nogle restriktioner på, hvordan man må færdes i en privat skov sammenlignet med en offentlig ejet skov. Den lavere værdi af privat skov kan dog også skyldes, at en privat skovejer ikke på samme måde som for offentlige skov understøtter rekreation (parkering, faciliteter osv.). Endelig kan forskellen også potentielt skyldes forskelle i driften af skovene, som kan give forskel i den rekreative oplevelse.

5.2 Model for antallet af ture

Antallet af ture inden for de seneste 12 måneder er pr. definition et ikke negative heltal. Derfor anvendes en såkaldt negativ binomial count model, som bl.a. sikrer, at der ikke prædikteres et negativt antal ture, jf. f.eks. Cameron og Trivedi (2009). Som beskrevet i ligning (14) indgår den beregnede inclusive value fra RUM modellen som forklarende variabel for antallet af ture (IV^0). Denne værdi kan tolkes som et udtryk for, om respondenten bor i et område med nær adgang til gode rekreative områder. Derudover er også medtaget en række dummy variable for socioøkonomiske karakteristika baseret på respondenternes oplysninger i spørgeskemaet. De medtagne variable er beskrevet i tabel 8, mens der er beskrivende statistik i tabel 9.

Tabel 8 Variable medtaget i modellen for antal ture

Variabel	**Beskrivelse**
IV^0	Inclusive value, dvs. mål for nærhed og kvalitet af rekreative område ift. respondentens bopæl (baseret på model 3 i tabel 5).
Alder50plus	Person 50 år eller derover (dummy)
Samlevende	Gift eller samlevende (dummy)
Bil	Hvis personen eller dennes partner har bil (dummy)
Lejlighed	Bor i etageejendom (dummy)
Skole	Grundskole som højest fuldførte uddannelse (dummy)
Mellemudd	Mellemlang videregående uddannelse (dummy)
Langudd	Lang videregående uddannelse (dummy)
Hojindk	Personlig indkomst på mindst 600.000 (dummy)
Rsjaelland	Bosat i region Sjælland (dummy)
Rsyddk	Bosat i region Syddanmark (dummy)
Rmidtjyl	Bosat i region Midtjylland (dummy)
Rnordjyl	Bosat i region Nordjylland (dummy)

Anm: Bosat i region hovedstaden er den udeladte region.

Tabel 9 Beskrivende statistik for variable i model for antal ture

Variable	Obs	Mean	Std. Dev.	Min	Max
Antalbesøg	1752	40,89	79,4	0	1300
IV^0	1752	5,87	0,84	3,62	7,96
Alder50plus	1752	0,47	0,50	0	1
Samlevende	1752	0,61	0,49	0	1
Bil	1752	0,72	0,45	0	1
Lejlighed	1752	0,38	0,49	0	1
Skole	1752	0,18	0,38	0	1
Mellemudd	1752	0,15	0,35	0	1
Langudd	1752	0,07	0,26	0	1
Hojindk	1752	0,06	0,23	0	1
Rsjaelland	1752	0,11	0,31	0	1
Rsyddk	1752	0,20	0,40	0	1
Rmidtjyl	1752	0,23	0,42	0	1
Rnordjyl	1772	0,11	0,31	0	1

Det skal bemærkes, at en række andre forklarende variable er forsøgt medtaget uden at have signifikant betydning. Det gælder f.eks. køn, hvorvidt man har børn og flere grupperinger for alder, uddannelse og indkomst. Der er ligeledes forsøgt med interaktionsled med alder og køn, dvs. vurderet om effekten af en given variabel varierer med køn og aldersgruppe.

Estimationsresultater for fire forskellige specifikationer af modellen er gengivet i tabel 10. For hver af de forskellige estimationer viser den første søjle de estimerede parametre i negativ binomial count modellen, mens den anden søjle er de gennemsnitlige marginale effekter. De gennemsnitlige marginale effekter kan tilnærmelsesvis tolkes som parametrene i en almindelig OLS model.

Det fremgår, at den gennemsnitlige marginale effekt af en ændring i inclusive value er nogenlunde konstant i de forskellige estimerede modeller i tabel 10. Den marginale effekt svarer til, at en stigning i inclusive value på 1 giver en stigning på ca. 7-9 ture pr. år. Det fremgår af tabel 9, at der er en maksimal forskel i inclusive value på knap 4,4. Det svarer til, at personen med den allerbedste geografiske beliggenhed i forhold til rekreative områder vil gå ca. 30-40 ture mere pr. år sammenlignet med personen med den allerdårligste geografiske beliggenhed. Sammenlignes forskellen mellem 5 pct. og 95 pct. fraktilen i fordelingen af inclusive value (dvs. uden de meste ekstreme værdier) er

der en forskel i inclusive value på ca. 2,5. Det svarer til en forskel på ca. 18-23 ture pr. år. Det vurderes, at dette er en plausibel effekt af god og dårlig beliggenhed i forhold til nærhed og kvalitet af rekreative områder.

Tabel 10 Model for årligt antal ture (Negativ Binomial model)

	(1)		(2)		(3)		(4)	
VARIABLES	Yearvisit	margins	Yearvisit	margins	Yearvisit	margins	Yearvisit	Margins
IV_temp	0.219***	8.946***	0.212***	8.637***	0.160***	6.555***	0.177***	7.235***
	(0.0618)	(2.573)	(0.0614)	(2.553)	(0.0448)	(1.875)	(0.0454)	(1.908)
Age50plus	0.180**	7.335**	0.185***	7.533***	0.249***	10.17***	0.222***	9.095***
	(0.0709)	(2.917)	(0.0693)	(2.855)	(0.0688)	(2.867)	(0.0712)	(2.950)
Samlevende	-0.140*	-5.713*					-0.122	-4.981
	(0.0763)	(3.131)					(0.0761)	(3.127)
Bil	0.104	4.228					0.204**	8.328**
	(0.0892)	(3.644)					(0.0883)	(3.637)
Lejlighed	-0.184**	-7.502**	-0.164**	-6.672**	-0.141*	-5.758*	-0.126	-5.156
	(0.0847)	(3.488)	(0.0780)	(3.210)	(0.0773)	(3.183)	(0.0833)	(3.424)
Skole	0.453***	18.48***	0.459***	18.74***	0.474***	19.38***	0.476***	19.44***
	(0.0913)	(3.881)	(0.0906)	(3.859)	(0.0898)	(3.846)	(0.0902)	(3.865)
mellemudd	0.415***	16.93***	0.423***	17.25***	0.418***	17.09***	0.401***	16.39***
	(0.0946)	(3.978)	(0.0943)	(3.972)	(0.0947)	(3.992)	(0.0949)	(3.987)
Langudd	0.588***	23.97***	0.578***	23.56***	0.577***	23.61***	0.583***	23.83***
	(0.130)	(5.497)	(0.130)	(5.487)	(0.131)	(5.524)	(0.131)	(5.524)
Hojindk	-0.356**	-14.50**	-0.351**	-14.34**	-0.363**	-14.84**	-0.382***	-15.61***
	(0.143)	(5.896)	(0.143)	(5.879)	(0.144)	(5.936)	(0.144)	(5.954)
Rsjaelland	0.377***	15.38**	0.386***	15.73***				
	(0.146)	(5.999)	(0.145)	(6.001)				
Rsyddk	-0.0205	-0.834	-0.0201	-0.818				
	(0.119)	(4.843)	(0.118)	(4.831)				
Rmidtjyl	-0.217**	-8.848**	-0.216**	-8.826**				
	(0.103)	(4.217)	(0.102)	(4.204)				
Rnordjyl	0.306**	12.46**	0.309**	12.61**				
	(0.126)	(5.169)	(0.125)	(5.135)				
Constant	2.169***		2.192***		2.492***		2.329***	
	(0.409)		(0.396)		(0.258)		(0.276)	
Observations	1,752	1,752	1,752	1,752	1,752	1,752	1,752	1,752
Alpha[a]	1.795		1.798		1.825		1.820	
pseudo R^2	0.00785		0.00762		0.00552		0.00590	
logL	-7996		-7998		-8015		-8012	

Standard errors in parentheses: *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1

Anm: Vægtet estimation.

a): "Alpha" er spredningsparameteren i den anvendte negative binomial model. Spredningsparameteren er i alle tilfælde signifikant forskellig fra nul, hvilket svarer til en afvisning af, at den anvendte negativ binomial count model kan reduceres til en poisson model.

Med hensyn til socioøkonomiske karakteristika fremgår det, at 50+årige foretager 8-10 flere ture årligt end yngre, og at personer med bilrådighed foretager 6-8 ture mere end personer uden bilrådighed. Med hensyn til uddannelse foretager personer med længerevarende videregående uddannelse, mellemlang videregående uddannelse og personer (kun) med skoleuddannelse flere ture sammenlignet med referencegruppen (personer med gymnasial uddannelse, kort videregående uddannelse og faglærte). Derudover foretager personer med høj indkomst færre ture om året. Dette kan f.eks. skyldes, at personer med høj indkomst arbejder mere og derved har mindre tid til rådighed til at foretage rekreative ture.

Lidt mere overraskende fremgår det også, at personer bosiddende i region Sjælland og region Nordjylland foretager flere ture og personer bosat i region Midtjylland færre ture sammenlignet med personer bosat i region hovedstaden (basis). Det skal bemærkes, at dette er efter, der er taget højde for tilgængelighed (transportomkostning) og kvalitet (karakteristika) af de rekreative områder, som er "fanget" ved inclusive value (IV^0). Potentielt er dummy-variablene for regioner korreleret med inclusive value. Fjernelse af dummy-variable for regioner i model 3 og 4 har da også lidt indflydelse på betydningen af inclusive value.

Variable for bilrådighed (*Bil*) og familietype (*Samlevende*) er medtaget i nogle af estimationerne. Disse variable var signifikante i nogle estimationer (bl.a. når der ikke vægtes), men ikke, når der vægtes. Bilrådighed er signifikant, når der ikke medtages dummy-variable for regioner.

I det følgende gås videre med resultaterne fra model 2, hvor der er medtaget regionale dummy variable, mens variable for bilrådighed og familietype ikke indgår. Det bemærkes, at parametrene til regioner således også i et vist omfang fanger betydningen af forskelle mellem regionerne i f.eks. bilrådighed.

Den medtaget inclusive value er baseret på estimationer, hvor det er de gennemsnitlige rejseomkostninger, der er anvendt. Anvendes i stedet en inclusive value baseret på en RUM model med rejseomkostningen ved bil fås overordnet de samme resultater som i tabel 10.

Generelt er der stor spredning i antallet af ture for forskellige personer. De estimerede modeller forklarer kun en meget lille del af variationen i antal ture de seneste 12 måne-

der. De rapporterede pseudo-R^2 værdier er således mindre end 0,01. Estimeres en almindelig lineær model fås en lidt højere "almindelig" R^2 på knap 0,03. Det er dog væsentligt, at inklusive værdien er signifikant og at den marginale effekt heraf er rimelig stabil på tværs af estimationer. Det giver en troværdig kobling mellem RUM modellen og modellen for antallet af ture, som gør det muligt at medtage afledte velfærdseffekter af nye naturområder i form af øget tilbøjelighed til at foretage rekreation.

6. Opgørelse af nytten af rekreative områder baseret på hele befolkningen

For at opgøre den rekreative værdi af rekreative områder skal anvendes data for hele befolkningen for at være sikker på, at der fås en repræsentativ geografisk fordeling. I det følgende beskrives kort de data, der er anvendt til opgørelser for hele befolkningen. Derefter opgøres værdien af forskellige rekreative områder.

6.1 Data for hele befolkningen

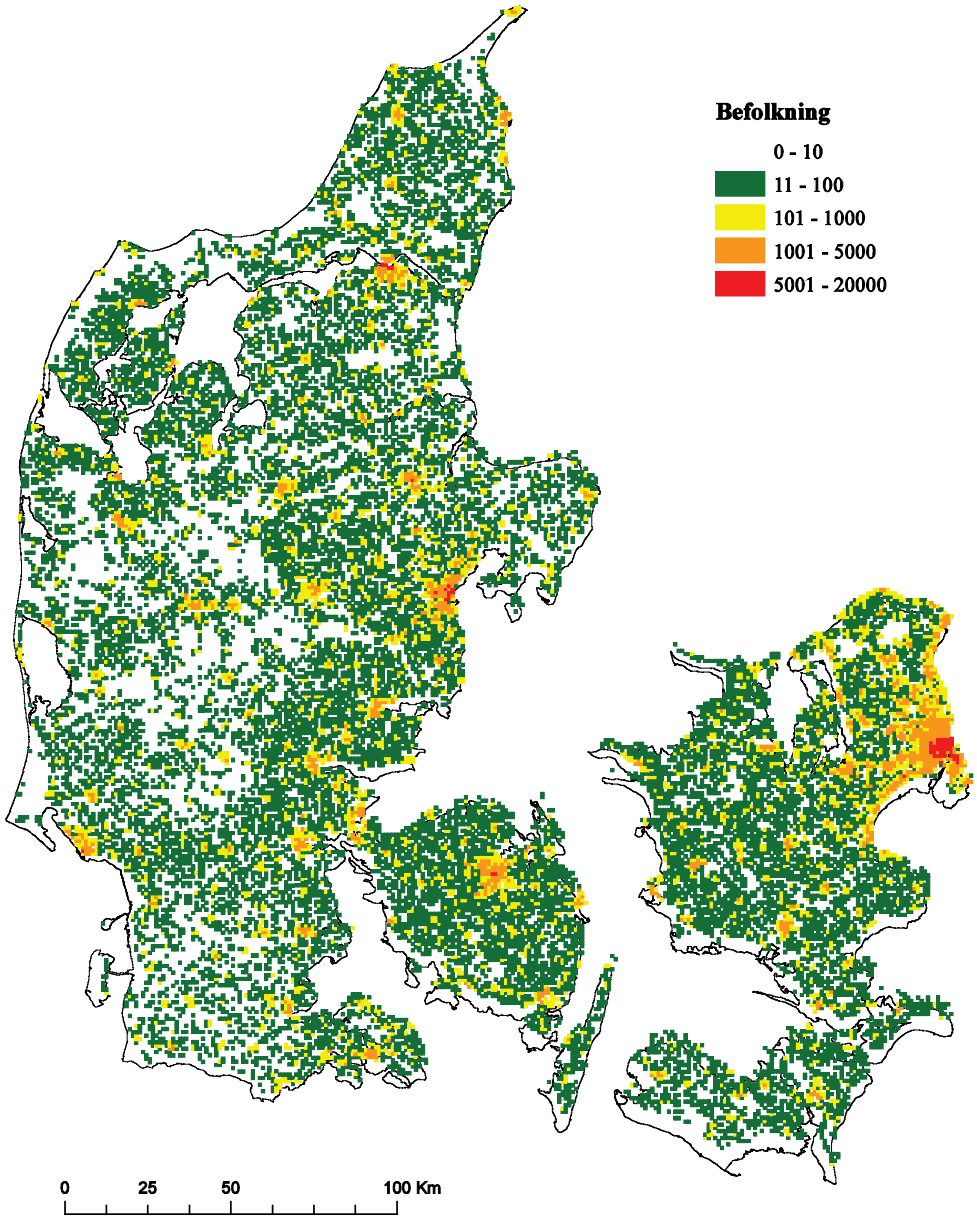
I princippet kan de estimerede modeller anvendes til at foretage prediktioner med udgangspunkt i den geografiske lokalisering af hver enkelt voksen persons bolig. Dette vil dog forudsætte beregning af et i praksis urealistisk stort antal kørselsafstande til hvert af de 2475 rekreative områder. I stedet anvendes data, hvor befolkningen er inddelt i 1x1 km^2 kvadrater. Dette giver stadig et ret stort og geografisk detaljeret datasæt, da der i alt er knap 39.000 beboede 1x1 km^2 kvadrater i Danmark. Der anvendes følgende oplysninger og kilder:

- *Antal beboere* i hvert kvadrat i 2012 (ultimo) ved specialkørsel fra Danmarks Statistik
- Antal *voksne beboere* i hvert kvadrat opgøres på baggrund af antallet af beboere ud fra andelen af voksne i det sogn, hvori kvadratet (eller hovedparten af kvadratet) ligger. Andelen af voksne i hvert sogn er indhentet fra Statistikbanken (KM5)
- Beregning af *kørselsafstande* mellem centrum af hvert af de knap 39.000 kvadrater og hvert af de 2475 forskellige rekreative områder, jf. afsnit 4.3
- 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 forklarende variable, der indgår i modellen for antallet af ture, jf. tabel 10.

Ud fra disse oplysninger kan værdien af at fjerne et enkelt naturområde (eller en park) for en gennemsnitsperson i hvert kvadrat findes ved anvendelse af ligning (15) og (16). 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 værdi af det pågældende naturområde findes ved at addere velfærdseffekten for alle "kvadrater" (dvs. voksne personer), hvor pågældende naturområde indgår i valgsættet (dvs. alle kvadrater, som ligger inden for 100 km fra det pågældende rekreative område).

Der er meget stor variation i antallet af (voksne) beboere i hvert kvadrat. I nogle kvadrater er der kun enkelte voksne, mens der i de tættest befolkede kvadrater er ca. 19.000 voksne. Områder med de højeste befolkningstætheder er illustreret i figur 6. Ikke overraskende er det i de store byer, at befolkningstætheden er størst.

Figur 6 Befolkningstæthed i Danmark



Anm: Antal voksne skønnet ud fra specialudtræk fra Danmarks Statistik med det samlede antal beboere i hvert 1×1 km^2 kvadrat.

6.2 Værdien af rekreative områder

Det fremgik af afsnit 3, at den rekreative værdi af de enkelte områder kan beregnes ved at fjerne det pågældende område fra valgsættet. Dette er gjort på skift for hvert af de 2475 identificerede rekreative områder. Resultaterne af disse beregninger er sammenfattet i tabel 11, som viser gennemsnit og forskellige mål for fordelingen af alle værdierne af områderne (dels som den samlede værdi af hvert område og dels værdien pr. ha).

Tabel 11 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	0,24	32,61	0,24
1 pct. fraktil	44	-	44	0,50	-	0,50
5 pct. fraktil	83	307	83	0,82	35,37	0,82
Median	523	7.681	511	3,23	353,12	3,14
Gennemsnit	**1.761**	**17.300**	**1.428**	**20,70[b]**	**589,11[b]**	**8,11[b]**
95 pct.fraktil	6.650	74.600	5.205	41,34	2.143,74	24,89
99 pct.fraktil	23.300	-	14.700	528,28	-	95,44
Maks	121.000	121.000	78.500	2.867,19	2.867,19	724,95
N områder	2475	52	2423	2399	52	2347

Note a): I opgørelsen af værdien pr. ha størrelsen af 76 strandområder ikke medtaget, idet størrelsen af disse områder ikke er kendt, jf. afsnit 4.1.

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: Værdierne er baseret på modeller, hvor der anvendes de gennemsnitlige vægtede transportomkostninger. Konkret er anvendt de estimerede parametre i tabel 5 (estimation 3) og tabel 10 (estimation 2). De i tabellen angivne værdier er beregnet ved brug af ligning (16), som medtager effekten af, at fjernelse af et område også vil mindske antallet af ture. Effekten på antal ture er dog relativ beskeden, idet der i gennemsnit kun er ca. 2 pct. forskel på ΔW^0 og ΔW^1, jf. afsnit 3.2.

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 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 0,5 mio. kr. eller mere pr. ha, mens de 1 pct. mindst værdifulde områder har en årlig brugsværdi på under 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 2475 forskellige områder, der indgår i undersøgelsen, er medtaget 52 relativt små parker i de fem største byer. Det fremgår også af tabel 11, 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.

Opgørelsen af værdien af de enkelte områder er baseret på estimationer, hvor der er anvendt vægtede transportomkostninger, som tager højde for, at man ofte er til fods eller på cykel, når afstanden er kort. I afsnit 5 blev også estimeret modeller, hvor transportomkostningen var beregnet på baggrund af omkostningerne ved at køre bil. Bruges disse estimationer til at opgøre værdien af områder fås overordnet set de samme værdier som i tabel 11, jf. bilag B.

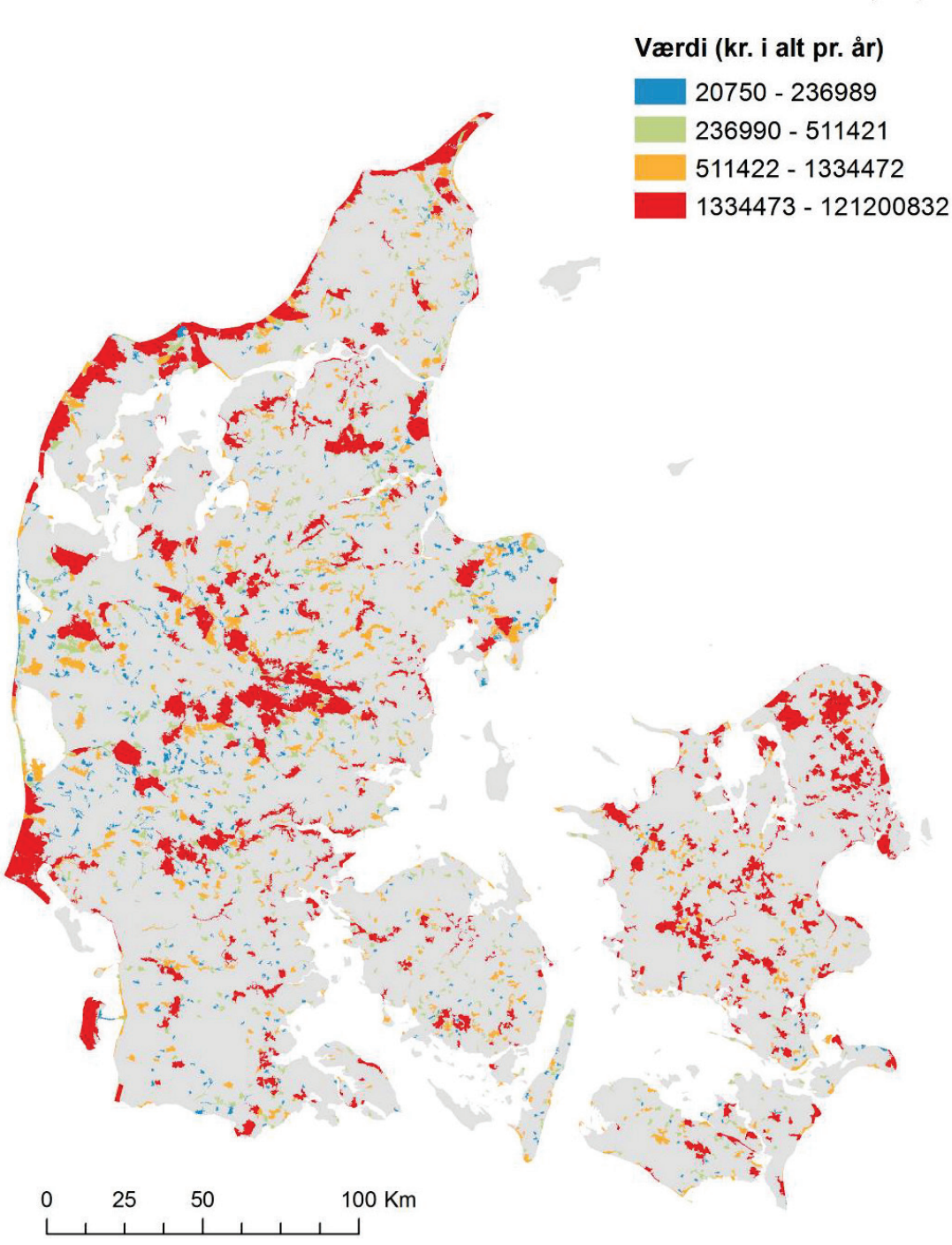
I opgørelsen af de årlige rekreative brugsværdier af hvert område er der ikke korrigeret for, at respondenter potentielt kan overdrive antallet af årlige besøg, jf. afsnit 4.2. Hvis det antages, at respondenterne har overdrevet deres årlige besøg med en faktor 2 svarer det til, at beløbene i tabel 11 skal halveres.

For hvert område kan der laves en beregning af den samlede brugsværdi området delt med det predikterede antal ture til området. Dette er et mål for værdien pr. besøg. Den således beregnede gennemsnitlige værdi pr. besøg for alle områder er på 25 kr.

Figur 7 og 8 viser den geografiske fordeling af den årlige rekreative brugsværdi af områder henholdsvis samlet og pr. ha. I disse figurer er områderne inddelt i fire lige store grupper (kvartiler) baseret på deres værdi. Ses på den samlede årlige værdi pr. område (figur 7), er det især de store områder, der har en høj værdi. Dette afspejler, at parameteren til ln(areal) er positiv, dvs. at respondenterne foretrækker større områder.

Man får et klarere geografisk mønster, når man opgør den rekreative værdi pr. ha. (figur 8). De højeste værdier pr. ha findes på Sjælland (især Nordsjælland), Fyn og Østlige dele af Jylland (samt området omkring Aalborg). Især i Vestjylland og på Djursland den rekreative værdi pr. ha relativ lav. Sammenholdes figur 8, med befolkningstæthederne vist i figur 6, fremgår det, at der er et klart mønster, hvor værdien pr. ha er højest i de mest tætbefolkede områder.

Figur 7 Årlig rekreativ brugsværdi af hvert område



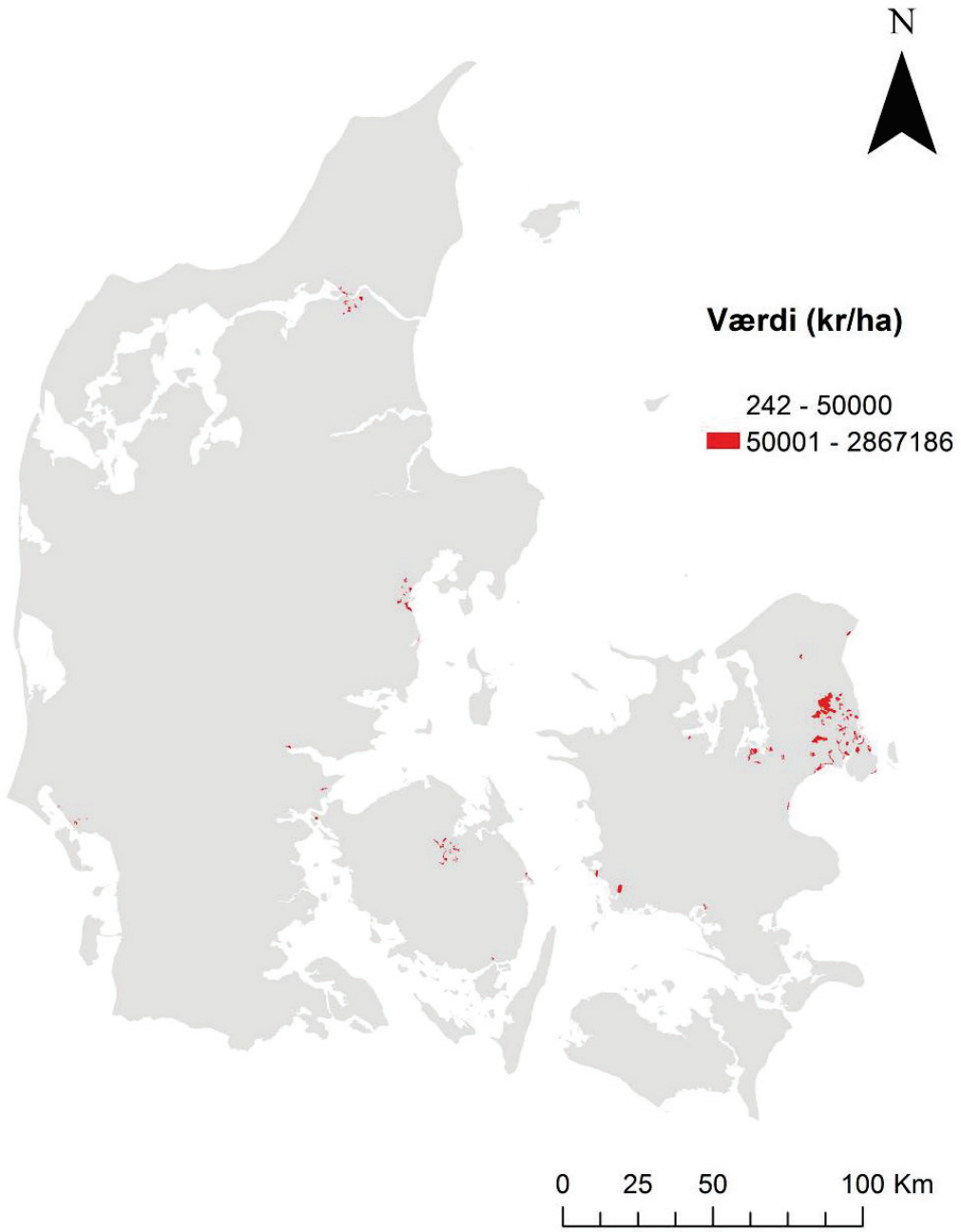
Anm: Områderne er inddelt i fire lige store grupper (kvartiler) baseret på den samlede værdi af hvert område. Der er 76 strandområder, hvis størrelse ikke er defineret, som indgår i beregninger, men som ikke kan ses på figuren.

Figur 8 Årlig rekreativ brugsværdi pr. ha af hvert område

Anm: Områderne er inddelt i fire lige store grupper (kvartiler) baseret på værdien pr. ha af hvert område. Der er 76 strandområder, hvis størrelse ikke er defineret, som indgår i beregninger, men som ikke kan ses på figuren.

Som det fremgår af tabel 11, er der meget stor variation i værdien pr. ha også for de 5 pct. af områderne, der har højest værdi pr. ha. I figur 9 er gengivet alle områder, som har værdier pr. ha over 50.000 kr. Det fremgår, at disse områder næsten alle ligger tæt på eller i større byer. Områderne er derudover svære at se, da de ofte er små. De små områder har typisk høj værdi pr. ha.

Figur 9 Områder med højest værdi pr. ha (over 50.000 pr. ha)



Hvad bidrager til værdien af områder - Et nærmere kig på Østdanmark

Værdien af et område afhænger af en række forhold. En vigtig faktor er beliggenhed, dels i forhold til befolkningstæthed og dels i forhold til nærhed til andre substituerende 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, jf. tabel 5 i afsnit 5.1. Det er søgt, at vurdere, hvad der er afgørende for værdien af områder ved en række følsomhedsanalyser for Østdanmark, jf. figur 10A, 10B, 10C og 10D. I hver figur er områderne delt op i 4 lige store grupper med den bedste fjerdedel af områder, næstbedste fjerdedel af områder osv. Indholdet i de fire figurer er følgende:

- Figur 10A: Værdi af områder (som figur 7 men kun for Østdanmark)
- Figur 10B: Værdi, når alle områder antages at være helt ens (konkret er det antaget, at hvert område har karakteristika, som svarer til gennemsnitlige karakteristika for alle områderne)
- Figur 10C: Befolkningstæthed fjernet ved at antage, at der kun bor en voksen i hvert af de beboede kvadrater. Værdi af områder afspejler her alene karakteristika og lokalisering/substitution til andre områder
- Figur 10C: Befolkningstæthed fjernet (som figur 10C) og områder helt ens (som figur 10B). Værdi af områder afspejler her alene lokalisering/substitution til andre områder

I figur 10A vises værdien af hvert område i Østdanmark, hvor områderne er inddelt i fire lige store grupper (kvartiler) baseret på værdien pr. ha hvert område. Da der alene ses på fordelingen af områder i Østdanmark giver det lidt andre farvefordelinger figur 10A sammenlignet med figur 7, men det er samme værdier af områder, der ligger til grund for figur 7 og 10A.

Figur 10A og 10B adskiller sig ved, at områderne i figur 10B antages at have gennemsnitskarakteristika (forskelle i befolkningstæthed er bibeholdt). Det fremgår, at det i høj grad er de samme områder, som har de høje og de lave værdier, når man sammenligner de beregnede værdier med og uden effekten af områdekarakteristika. I figur 10B er områderne fortsat delt op i fire lige store grupper (kvartiler) baseret på værdien af hvert område. Et "farveskift" i et område, når man sammenligner figur 10A og 10B er derfor udtryk for, at der sker forskydninger i rangordenen af et område (mens fravær af farveskift indikerer at der ikke er en større ændring i rangorden). Korrelationskoefficienten for værdien af områder med og uden forskelle i karakteristika er på 0,73. Dette indike-

rer, at det i høj grad er beliggenheden i forhold til tæt befolkede områder, som er afgørende for den relative rangorden af værdien af områder, mens karakteristika ved områderne er mindre afgørende.[19]

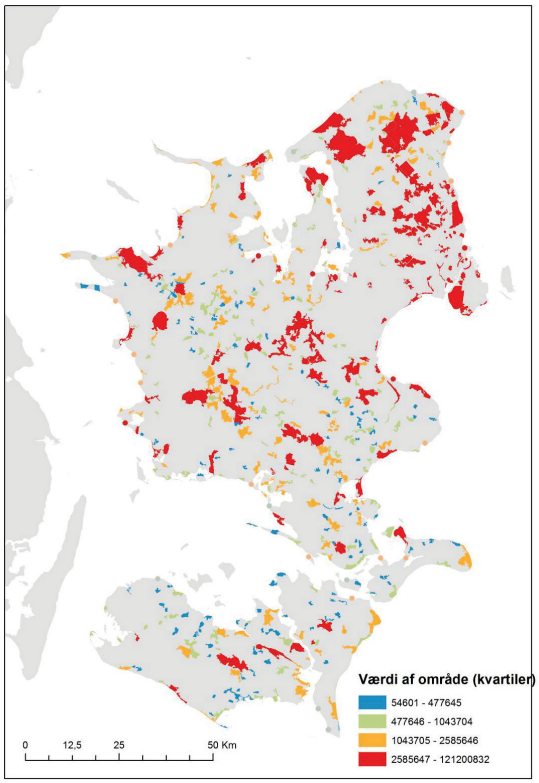
Det fremgår dog også ved sammenligning af figur 10A og 10B, at der trods alt er nogle områder, som ændrer rangorden. Det er udtryk for, at nogle områder med gode eller dårlige karakteristika får gennemsnitlige karakteristika. For eksempel er der nogle kystområder i figur 10A, der har en relativ høj værdi (rød eller gul farve), som i stedet får en lav værdi (blå farve), når deres værdifulde kystkarakteristika "fratages" området i figur 10B. Selv om værdien af områder i høj grad afhænger af befolkningstæthed spiller karakteristika ved områderne således også i nogen grad en rolle.

I figurerne 10C og 10D er der renset ud for befolkningstæthed ved at antage, at der kun bor en person i hvert kvadrat. I figur 10 C er områdernes karakteristika bibeholdt, således at forskelle i værdi af områder afspejler karakteristika ved områder og substitution mellem områder. Sammenlignet med figur 10A er der flere af de mindre områder i Hovedstadsområdet i figur 10C, som ikke længere rangordnes højt. Det afspejler, at værdien af områderne tæt på Hovedstadsområdet i figur I0C ikke længere påvirkes positivt af befolkningstætheden. Til gengæld har mange områder i naturfattige (og tyndt befolkede område) som f.eks. Lolland fået en højere rangorden i figur 10C.

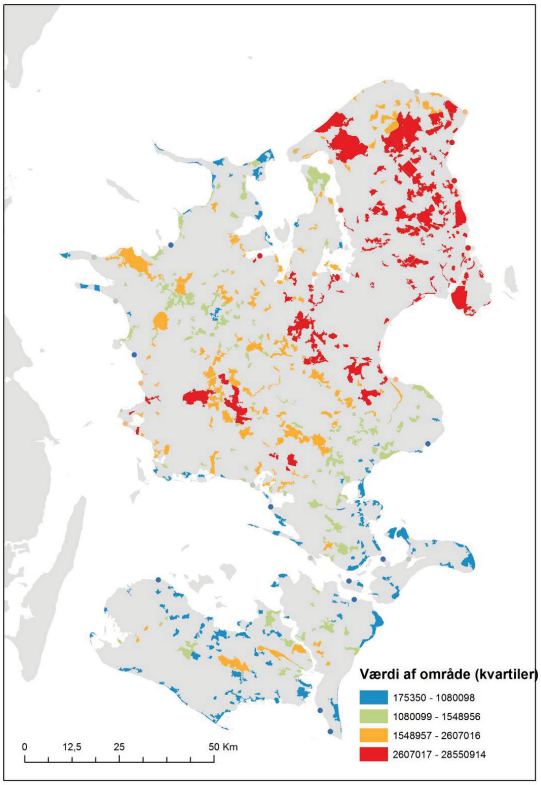
[19] Når der ikke er forskel i områdekarakteristika (figur 10B), er der en mindre absolut forskel i værdien af områder sammenlignet med figur 10A. Det afspejler f.eks., at det, der i figur 10A var et lille eller et meget stort område, i figur 10B har samme størrelse (forskelle i områdekarakteristika antaget væk).

Figur 10 Værdi af områder i Østdanmark med alternative antagelser

A: Med egne områdekarakteristika



B: Områder antaget ens (bortset fra beliggenhed)



C: Uden befolkningstæthed

D: Områder antaget ens, uden befolkningstæthed

Anm: I figur 10B og 10D er det antaget, at alle områder har helt ens karakteristika, f.eks. samme størrelse. Den ens størrelse fremgår dog ikke visuelt af figur 10B og 10D.

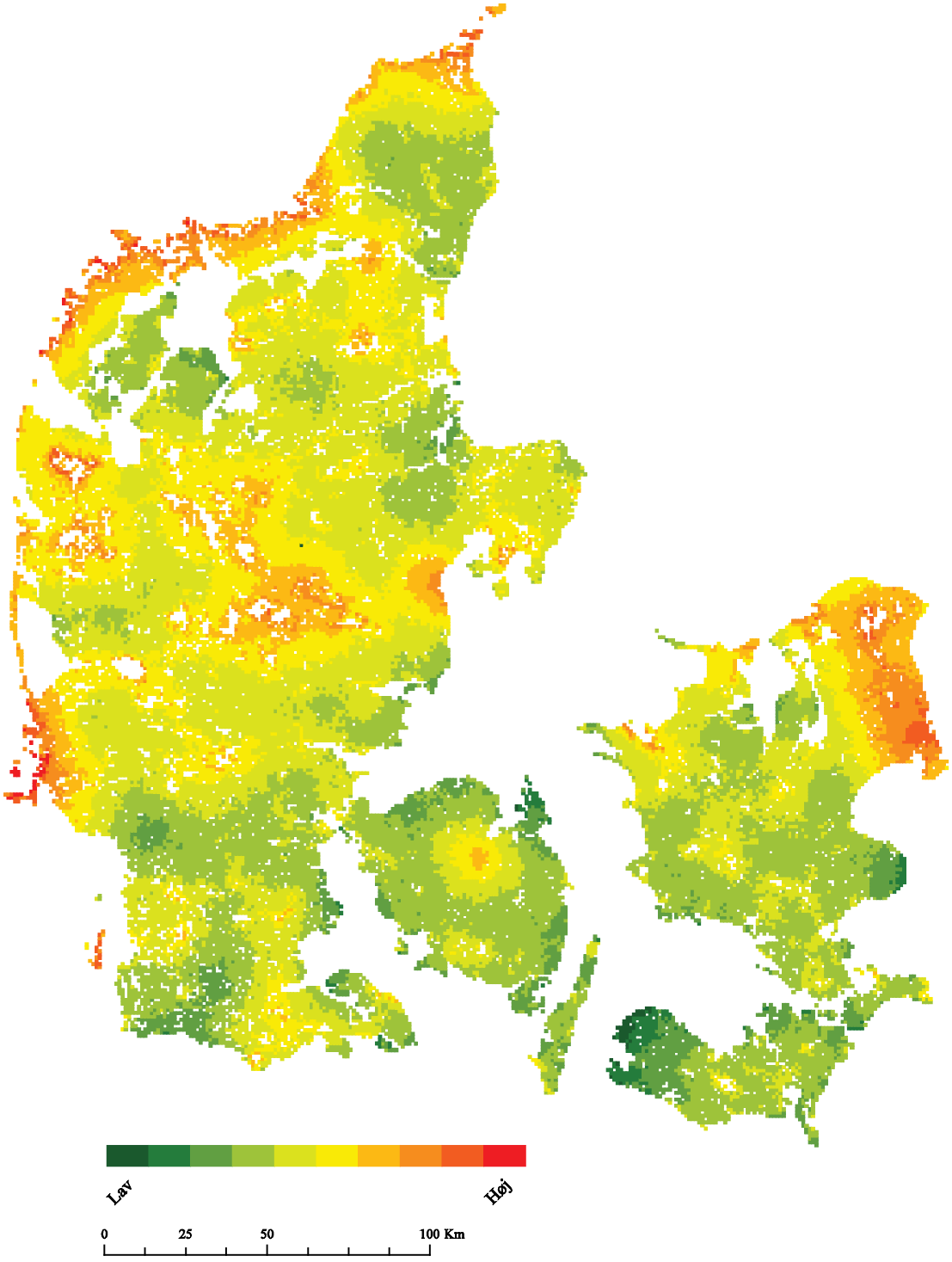
Forskelle i værdien af de enkelte områder i figur 10D kan dels forklares af nærhed til andre områder og af afstand til kysten. I figur 10D vil nærhed til kyst isoleret set have negativ effekt på rangordenen, da det med de givne antagelser medfører, at der er få besøgende (der bor ikke nogen i havet!). Det fremgår, at værdien af hvert område i Hovedstadsområdet og Nordsjælland i dette tilfælde generelt er relativt lav, hvilket afspejler, at der er relativt meget natur i den del af Østdanmark (dvs. gode substitutionsmuligheder). Det er imidlertid også en vigtig pointe fra figur 10D, at den relative forskel i værdien mellem områder er relativt lav.[20] Den højeste værdi af et område er "kun" 17 gange større end den laveste værdi i figur 10D, mens den højeste værdi i figur 10A er 2000 gange større end den laveste.

Isoleret set tilsiger substitutionsmuligheder, at værdien af områder i Nordsjælland og Hovedstadsområdet burde være relativt lave, jf. figur 10D. At værdien af områder generelt er langt højere i Nordsjælland og Hovedstadsområdet afspejler, at den høje befolkningstæthed i disse områder giver en høj værdi. Gevinsten ved den høje befolkningstæthed mere end opvejer, at der i forvejen er gode rekreative muligheder i Nordsjælland og Hovedstandsområdet.

De rekreative muligheder for en person bosat i forskellige dele af landet kan nærmere beskrives ved at opgøre den forventede nytte (pr. rekreativ tur) af valgsættet af rekreative områder, dvs. inklusive værdien (IV^0), jf. ligning (10) og Train (2009). En kortlægning af forskelle i inklusive værdien illustrerer, hvor der ifølge modellen og definitionen af områder er de bedste rekreative muligheder i forhold til tilgængelighed og kvalitet af de rekreative områder, jf. figur 11. Det fremgår af figuren, at det især er for personer, som bor 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). 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.

[20] Den højeste og laveste størrelse af værdien af områderne i de forskellige varianter af figur 10 fremgår af definitionen af farverne på figurerne. Heraf fremgår, at værdien af de bedste områder i figur 10D er 17 gange højere end værdien af de dårligste områder.

Figur 11 Geografiske forskelle i nytten af rekreative muligheder (pr. rekreativ tur)



Anm: Figuren viser inklusive værdien (IV^0), jf. ligning (10) beregnet med de estimerede parametre fra estimation 3, tabel 5.

Det fremgår også, at der ikke en nogen entydig sammenhæng mellem værdien af områder pr. ha, som fremgår af figur 8 (som også medtager effekten af befolkningstæthed) og hvorvidt der generelt er mange rekreative muligheder (figur 11). For eksempel er der i Vestjylland typisk gode rekreative muligheder for hver indbygger, hvilket giver sig udslag i en høj inklusive value, jf. figur 11, men værdien pr. ha. af de enkelte områder er samlet set lav, når befolkningstætheden inddrages i analysen, jf. figur 8. Den modsatte sammenhæng ses i Hovedstandsområdet. Her har den enkelte indbygger generelt gode rekreative muligheder. Umiddelbart skulle dette pege i retning af, at der er en lav værdi af de enkelte områder (da der generelt er gode substitutionsmuligheder), men den samlede værdi pr. ha af hvert område er generelt høj i hovedstadsområdet. Dette afspejler den høje befolkningstæthed i Hovedstadsområdet. Rigtig mange nyder godt af et rekreativt område i Hovedstadsområdet, og det bidrager til en høj værdi af de rekreative områder her, selv om der i udgangspunktet er mange andre gode rekreative muligheder.

Tidligere undersøgelser

På baggrund af værdien af et område og antallet af predikterede besøg blev fundet en gennemsnitlig værdi pr. tur på 25 kr., jævnfør ovenfor. I et tidligere dansk studie af værdien af skove baseret på rejseomkostningsmetoden blev fundet en værdi pr. besøg på 26-28 kr., dvs. af samme størrelsesorden, jf. Termansen mfl. (2013). I det engelske UK National Ecosystem Assessment er værdien af rekreative ture baseret på en metaanalyse af knap 100 forskellige internationale undersøgelser. Ud fra denne meta-undersøgelse findes værdier, som svarer til ca. 27 kr. pr. rekreativ tur i England, jf. Sen mfl. (2012) og Bateman mfl. (2013).

Værdien af områderne kan sammenlignes med resultater i Termansen mfl. (2013) og Zandersen mfl. (2007), som begge er baseret på danske data for besøg i skove indsamlet i 1990'erne, og som også anvender rejseomkostningsmetoden. I begge undersøgelser medtages alene besøg i bil, hvilket betyder, at der er et væsentligt lavere antal årlige ture, sammenlignet med den her præsenterede undersøgelse. Zandersen mfl. (2007) undersøger værdien af 52 større skove i Nordsjælland. De finder en gennemsnitlig årlig værdi af disse skove svarende til godt 9 mio. kr. pr. område (omregnet til 2012-priser) med en minimums- og maksimumsværdi på hhv. 0,16 og 104 mio. kr. pr. år. Den gennemsnitlige værdi er væsentlig højere end det, der blev fundet her, jf. tabel 11. Det afspejler formentlig, at der er tale om få større områder. Den maksimale værdi er på niveau med den maksimale værdi i tabel 11. Umiddelbart er det lidt overraskende, når der i Zandersen mfl. (2007) kun medtages et relativt lille antal ture (i bil) og der ikke med-

tages parker i byerne, som er de områder, der har de højeste værdier i nærværende undersøgelse. De i det lys relativt høje værdier i Zandersen mfl. (2007) kan imidlertid afspejle, at der er medtaget et relativt lille antal områder. Når der kun er relativt få områder med, vil der mangle nogle områder, som er nære substitutter. Det vil alt andet lige øge værdien af et område.

I Termansen mfl. (2013) findes værdier af skove, som varierer mellem 20.000 kr. pr. år (mindste værdi) til ca. 15 mio. kr. pr. år (højeste værdi). Mindste værdien harmonerer udmærket med minimum i tabel 11, men den maksimale værdi er betydelig højere i nærværende undersøgelse. Den højeste værdi i Termansen (2013) er i samme størrelsesorden, som 99 pct. fraktilen i nærværende undersøgelse.[21]

En væsentlig del af den lavere (maksimale) værdi i Termansen i forhold til nærværende undersøgelse kan skyldes, at Termansen kun medtager bilture (ca. 13 pr. person pr. år), hvor der i nærværende undersøgelse anvendes flere ture (ca. 41 pr. person pr. år). Resten af forskellen kan skyldes, at der medtages forskellige typer af områder og er anvendt forskellige afgrænsninger af områder. Termansen medtager alene skovområder, men medtager skove helt ned til 10 ha (hvor vi i udgangspunktet kun går ned til 50 ha bortset fra kyst og parker i byer). Termansen har således flere substitutionsmuligheder, hvilket tenderer til at mindske værdien af områder. Vi medtager andre naturtyper end blot skov til at definere et område. Alt andet lige må dette formodes at give færre og større områder end når man alene ser på skove (f.eks. hvis to skove er forbundet af et åbent naturområde). I så fald vil det være naturligt, at værdien af et område er større. Generelt har definitionen/afgrænsningen af områder stor betydning på opgørelsen af værdien af områder, da forskellige afgrænsninger vil påvirke afstand til substitutionsområder.

Overordnet synes de her fundne opgørelser af værdien af rekreative områder at harmonere nogenlunde med opgørelser for tidligere studier, når der tages højde for forskelle i data og udformning af undersøgelserne.

[21] I Termansen (2013) er alene refereret mindste og højeste værdi af områder, ikke f.eks. gennemsnitlig værdi eller median.

Sammenligning med pris på jord

Det er relevant at sammenligne de opgjorte brugsværdier af de rekreative områder med værdien af alternative anvendelser af arealet. Prisen på landbrugsjord afspejler tilnærmelsesvis værdien af alternative anvendelser af jord uden for byer. I tabel 12 vises en opgørelse af værdien af landbrugsjord for forskelige områder i Danmark. Opgørelsen er baseret på udtræk for gennemsnitsprisen for landbrugsejendomme. Da der i denne pris indgår værdien af bygninger mv., er der lavet en nedjustering af den del af prisen som antages, at afspejle bygningernes værdi. Størrelsen af nedjusteringen er baseret på oplysninger fra landbrugets regnskabstatistik. Overordnet er anvendt samme metode/tilgang, som blev anvendt til at opgøre værdien af landbrugsjorden pr. ha i forbindelse med opgørelsen af omkostningerne ved at bevare biodiversiteten i M12 (beskrevet nærmere i dokumentationsnotat).

Tabel 12 Jordpris og jordrente, 2012

	1	2	3	4	5	6	7
		3 pct. diskonteringsfaktor			**5 pct. diskonteringsfaktor**		
	Jordpris	Jordpris (ekskl. ha støtte)	Jordrente	Jordrente (eksk. ha. støtte)	Jordpris (ekskl. ha støtte)	Jordrente	Jordrente (eksk. ha. støtte)
	----- 1.000 kr/ha -----		--- 1.000 kr/ha/år ---		1.000 kr/ha	--- 1.000 kr/ha/år ---	
Landsdel:							
Nordsjælland	143	67	4,3	2,0	98	7,2	4,9
Øvr. Sjælland	134	58	4,0	1,7	88	6,7	4,4
Fyn	111	35	3,3	1,0	65	5,5	3,3
Sydjylland	90	14	2,7	0,4	45	4,5	2,2
Østjylland	126	50	3,8	1,5	80	6,3	4,0
Vestjylland	96	20	2,9	0,6	50	4,8	2,5
Nordjylland	109	33	3,3	1,0	63	5,4	3,2
Hele Landet	**110**	**34**	**3,3**	**1,0**	**65**	**5,5**	**3,2**

Anm: Egne beregninger på baggrund af udtræk fra Statistikbanken (EJEN88). Prisen på landbrugsjord (søjle 1) er oprindeligt baseret på gennemsnitslige salgspriser for landbrugsejendomme i almindelig fri handel. I forhold til opgørelsen i Statistikbanken er prisen nedjusteret ved at korrigere for andelen af salgsprisen, som skønnes at afspejle værdien af bygninger mv. I søjle 2 og 5 er fraregnet værdien af hektarstøtten fra EU på knap 2300 kr. pr. ha. ud fra en antagelse om, at denne kapitaliseres fuldstændig i jordprisen. Søjle 2-4 viser den omregnede annualiserede jordpris (jordrenten) givet 3 pct. diskonteringsfaktor. Søjle 5-7 viser værdier givet en diskonteringsfaktor på 5 pct.

De årlige brugsværdier pr. ha sammenlignes med den annualiserede jordpris (dvs. jordrenten) givet en diskonteringsfaktor på 3 pct. (og uendelig tidshorisont). Analogt kunne

de årlige brugsværdier være omregnet til en samlet værdi, som kunne være sammenlignet med jordprisen.[22]

Jordpriserne har et niveau, som svarer til en jordrente på 3-4.000 kr. pr. ha. Den gennemsnitlige årlige rekreative brugsværdi pr. ha for andre områder end parker er på godt 8.000 kr. pr. ha, jf. tabel 12. Dette afspejler imidlertid, at der er meget store forskelle i brugsværdien pr. ha. Således er medianen af den årlige brugsværdi pr. ha på godt 3.000 kr. Dette tilsiger, at omkring halvdelen af de rekreative områder har en årlig rekreativ brugsværdi, som er lavere end jordrenten, idet det må formodes, at der er mindre variation i jordprisen end i de rekreative værdier pr. ha.

Ved sammenligningen skal man imidlertid være opmærksom på, at nogle naturområder af historiske årsager er lokaliseret på relativt dårlige jorde, hvor jordprisen må formodes at være lavere end den gennemsnitlige jordpris. Endvidere er der andre gevinster ved skove og andre naturområder end blot de rekreative brugsværdier. Sammenligningen af jordpriser og rekreative brugsværdier understreger imidlertid, at den rette lokalisering er afgørende for det samfundsøkonomiske afkast af nye naturområder. En hensigtsmæssig lokalisering af et nyt naturområde kan give et endog meget højt samfundsmæssig afkast, men en dårlig lokalisering kan risikere at være en samfundsøkonomisk underskudsforretning.

[22] Der sammenlignes med den opgjorte jordrente, jf. søjle 3 i tabel 12. I tabellen er endvidere foretaget en beregning af jordrenten eksl. den kapitaliserede værdi af hektarstøtten. Den kapitaliserede værdi af hektarstøtten er opgjort ud fra en antagelse om, at hektarstøtten fortsætter uendeligt. Dette er formentlig en overvurdering af effekten af hektarstøtten på jordprisen. Det betyder, at søjle 2, 4 og 7 formentlig er et underkantskøn af jordpris og jordrente uden hektar støtte. Da hektarstøtten er finansieret af EU kan der argumenteres for, at jordrenten inklusive hektarstøtten er det rette mål for værdien af alternative anvendelser af jorden (som giver hektarstøtte). Der kan dog også argumenteres for, at man bør anvende en jordrente eksl. hektarstøtte, f.eks. hvis man på sigt forventer, at Danmarks bidrag til EU er korreleret med de beløb, som Danmark modtager fra EU via forskellige støtteordninger.

7. Diskussion af resultater

I opgørelsen af den rekreative værdi er der ikke taget højde for, at personer i spørgeskemaer muligvis overdriver antallet af ture til rekreative områder, jf. diskussionen i afsnit 4. Hvis det antages, at der er en overdrivelsesfaktor på 2 skal de beregnede rekreative værdier af områderne halveres. Dette vil dog ikke påvirke den geografiske fordeling af de mest og mindst værdifulde rekreative områder. Uden for byerne er ikke medtager mindre rekreative naturområder (under 50 ha). Isoleret set vil dette betyde, at de opgjorte værdier af de rekreative områder kan 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.

Omvendt er der også forhold, der tilsiger, at de opgjorte værdier er underkantskøn. Tæt på beboede områder kan der være værdier af rekreative områder, som kapitaliseres i huspriserne, og som ikke i fuldt omfang indgår i de værdier, der måles ud fra rejseomkostningsmetoden, jf. Parsons (1991). 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_2-binding og understøttelse af biodiversitet.

Beregningen af den rekreative værdi af områderne tager udgangspunkt i, hvor befolkningen bor, men ikke alle ture starter fra bopælen. Således er der 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 det fremgår af analysen. Derudover er der også nogle ture, som starter fra besøg hos familie eller venner eller starter fra arbejdspladsen.

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. Således er inddraget parker i de største byer, strande/kyster og endelig åbne 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 områder. Således er brugsværdien af de mindst værdifulde naturområder 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 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.

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 områdets 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).[23]

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 sub-

[23] Bemærk at der kun er medtaget naturområder over 50 ha (når der ses bort fra parker i byer og strande/kystområder). Konklusionen om den aftagende effekt af størrelse gælder således ikke nødvendigvis under denne grænse. Det kan således godt tænkes, at meget små naturområder har begrænset rekreativ værdi pr. ha (dvs. 50 naturområder på 1 ha har ikke nødvendigvis tilsammen større rekreativ end ét område på 50 ha).

stitutionsmulighederne 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 sammenvejer 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 overdøver substitutionseffekter.

Bilag A

RUM model uden vægtning af observationer

Tabel A1 Estimationsresultater (uden vægtning) for RUM model (Multinomial logit) baseret på TCostGns (vægtede transportomkostomkostninger)

VARIABLES	(1)	(2)	(3)	(4)
TCostGns	-0.0444***	-0.0444***	-0.0444***	-0.0455***
	(0.000888)	(0.000886)	(0.000887)	(0.000891)
Park	0.383***	0.475***	0.465***	0.799***
	(0.110)	(0.0990)	(0.0996)	(0.0958)
logAreal	0.672***	0.672***	0.679***	0.626***
	(0.0297)	(0.0296)	(0.0298)	(0.0278)
Stier	8.679***	8.498***	8.520***	8.597***
	(0.529)	(0.524)	(0.527)	(0.503)
Hav	0.442***	0.434***	0.438***	0.497***
	(0.0632)	(0.0631)	(0.0632)	(0.0623)
Strandpunkt	1.888***	1.872***	1.849***	2.282***
	(0.225)	(0.224)	(0.233)	(0.228)
Ferskvand	0.587***	0.553***	0.573***	
	(0.0771)	(0.0760)	(0.0777)	
Natura2000	0.306***	0.295***	0.304***	0.537***
	(0.100)	(0.100)	(0.100)	(0.0947)
PrivatSkov	-1.568***	-1.417***	-1.510***	
	(0.138)	(0.138)	(0.135)	
Skov0_25	-0.141	-0.0789	-0.0690	
	(0.0951)	(0.0847)	(0.0861)	
Skov25_50	-0.180*			
	(0.0936)			
Skov75_100	0.0298			
	(0.0869)			
Skov90_100		-0.385**		
		(0.187)		
Diversitet			-0.0852	0.507***
			(0.134)	(0.123)
Respondents	1752	1752	1752	1752
Log likelihood	-5677	-5677	-5679	-5771
Pseudo R-squared	0.483	0.483	0.483	0.474

Anm: Standard errors in parentheses. *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1

Tabel A2 Estimationsresultater (uden vægtning) for RUM model (Multinomial logit) baseret på TCostBil (transportomkostninger for biler)

VARIABLES	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
TCostBil	-0.0392***	-0.0391***	-0.0391***	-0.0391***	-0.0401***
	(0.000734)	(0.000733)	(0.000734)	(0.000734)	(0.000735)
Park	0.317***	0.411***	0.408***	0.402***	0.719***
	(0.111)	(0.0999)	(0.0999)	(0.100)	(0.0965)
logAreal	0.669***	0.669***	0.673***	0.675***	0.625***
	(0.0298)	(0.0298)	(0.0297)	(0.0299)	(0.0280)
Stier	8.549***	8.371***	8.428***	8.388***	8.471***
	(0.531)	(0.526)	(0.525)	(0.529)	(0.506)
Hav	0.445***	0.437***	0.439***	0.441***	0.499***
	(0.0633)	(0.0632)	(0.0633)	(0.0634)	(0.0625)
Strandpunkt	1.868***	1.853***	1.870***	1.828***	2.232***
	(0.225)	(0.225)	(0.225)	(0.234)	(0.228)
Ferskvand	0.561***	0.527***	0.535***	0.546***	
	(0.0772)	(0.0762)	(0.0761)	(0.0779)	
Natura2000	0.328***	0.317***	0.326***	0.325***	0.550***
	(0.101)	(0.101)	(0.101)	(0.101)	(0.0953)
PrivatSkov	-1.536***	-1.378***	-1.455***	-1.472***	
	(0.139)	(0.139)	(0.134)	(0.136)	
Skov0_25	-0.147	-0.0821	-0.0815	-0.0726	
	(0.0955)	(0.0851)	(0.0852)	(0.0865)	
Skov25_50	-0.187**				
	(0.0939)				
Skov75_100	0.0348				
	(0.0874)				
Skov90_100		-0.378**			
		(0.188)			
Diversitet				-0.0872	0.486***
				(0.134)	(0.123)
Respondents	1752	1752	1752	1752	1752
Log likelihood	-5600	-5601	-5603	-5603	-5688
Pseudo R-squared	0.490	0.490	0.490	0.490	0.482

Anm: Standard errors in parentheses. *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1

Bilag B

Værdi af naturområder og parker baseret på estimationer, hvor omkostningen ved bilkørsel er anvendt i stedet for de gennemsnitlige transportomkostninger for forskellige transportmidler

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

	Baseret på transport-omkostningen ved bilkørsel	
	Værdi af områder	**Værdi pr. ha**
	-- 1.000 kr. --	-- 1.000 kr. pr. ha --
Min	23	0,28
1 pct. fraktil	49	0,55
5 pct. fraktil	92	0,92
Median	587	3,70
Gennemsnit	**1.987**	**27,14**
95 pct. fraktil	7.429	90,94
99 pct. fraktil	2.600	631,51
Maks	135.000	3.075,27

Anm: Værdier baseret på estimation, hvor transportomkostningerne ved bilkørsel er anvendt som forklarende variabel. De i tabellen angivne værdier er beregnet ved brug af ligning (16), som medtager effekten af, at fjernelse af et område også vil mindske antallet af ture. Effekten på antal ture er dog relativ beskeden. I opgørelsen af værdien pr. ha er ikke medtaget 76 strandområder, hvor størrelsen af området er fastsat ad-hoc, jf. afsnit 4.1.

Til litteraturlisten

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.

Cameron, A.C. og P.K. Trivedi (2009). *Microeconometrics Using Stata.* Stata Press. Texas.

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

De Økonomiske Råd (2013). *Rekreative grønne områder i Danmark*. Dokumentationsnotat. De Økonomiske Råds Sekretariat. Tilgængeligt via www.dors.dk.

De Økonomiske Råd (2013). *Beskrivelse af data indsamlet ved internet panel*. Dokumentationsnotat. De Økonomiske Råds Sekretariat. Tilgængeligt via www.dors.dk.

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

DTU Transport (2010): Transportøkonomiske Enhedspriser - til brug for samfundsøkonomiske analyser. Version 1.3, juli 2010.

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

Fosgerau, M., K. Hjorth og S.V. Lyk-Jensen (2007): *The Danish Value of Time Study - Final Report.* Danmarks Transportforskning, rapport 5, 2007.

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

Haab, T. og K. E. McConnell (2002). *Valuing Environmental and Natural Resources – The Econometrics of non-market valuation*. Edward Elgar, Cheltenham, UK.

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.

Jensen, F.S. (2012). *Friluftsliv i skovene 2008*. Videnblade nr. 6.1-65, 6.1-66, 6.1-72 samt 6.1-73.

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

Olsen, Søren Boye (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.

Parsons, George R. (2003). The Travel Cost Model. I: Champ, Patricia A.; Boyle, Kevin J. og Brown, Thomas C. (Red.). *A Primer on Nonmarket Valuation* (The Economics of Non-Market Goods and Resources). Springer Netherlands.

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., P.M. Jakus og T. Tomasi (1999): A Comparison of Welfare Estimates from Four Models for Linking Seasonal Recreational Trips to Multinomial Logit Models of Site Choice. *Journal of Environmental Economics and Environment* 38, s. 143-157.

Phaneuf. D.J. og V.K.Smith (2005): Recreational Demand Models. I K.G. Mäler og J.R. Vincent (Red.). *Handbook of Environmental Economics, Volume 2 – Valuing Environmental Changes*, s. 671-761. Elsevier, Amsterdam.

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

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., M. Termansen og F.S. Jensen (2007): Evaluating approaches to predict recreation values of new forest sites. *Journal of Forest Economics* 13, s. 103-128.