

# Omkostningen ved tab af biodiversitet i den grønne nettonationalindkomst

Danmarks grønne nationalprodukt

Artiklen præsenterer, hvordan omkostningen ved tab af biodiversitet er udregnet i den grønne nettonationalindkomst. På baggrund af den danske rødliste estimeres tilbagegangen af arter hvert år i perioden 1990-2020. Et studie af befolkningens marginale betalingsvilje for beskyttelse af truede arter bruges til at udregne den årlige løbende omkostning ved truslen mod biodiversitet og den årlige reduktion i naturkapital som følge af tab af arter. Den år-

lige omkostning ved truslen mod biodiversitet udgør godt 65 mia. kroner (2023-niveau), og omkostningen ved tabet af arter udgør knap 60 mia. kroner årligt. Omkostninger ved biodiversitetstab er dermed blandt de højeste træk på Danmarks naturkapital. Fokus i studiet er på ikke-brugsværdier, og de estimerede omkostninger er derfor et underkantsskøn for biodiversitetens samlede værdi.

## Hvordan kan man opgøre værdien af biodiversitet?

Begrebet biodiversitet beskriver den brede mangfoldighed af liv både på land og i vand, variationen i gener og i økosystemer. Biodiversitet lader sig derfor ikke let måle og kan opgøres på mange forskellige måder (se f.eks. Marshall o.a., 2020). Den grønne nettonationalindkomst benytter en økosystemtjenestetilgang, hvor værdien af naturen estimeres på baggrund af den nytte, naturen har for os mennesker. Biodiversitet er en underliggende forudsætning for de øvrige økosystemtjenester, og derfor medregnes biodiversiteten ofte ikke selvstændigt, da man risikerer dobbeltregning. For eksempel er biodiversiteten essentiel ved bestøvning af afgrøder, og her indgår værdien af de producerede afgrøder allerede i nettonationalindkomsten. Dermed er biodiversitetens rolle som bestøver skjult, men dog ikke udeladt. Tilsvarende for værdien af biodiversitet for friluftsliv: Mange svarer i spørgeskemaer, at de dyrker friluftsliv for at opleve dyr og planter. Men værdien heraf indregnes i værdien af friluftsliv i beregningen af den grønne nettonationalindkomst (se artiklen herom i dette temanummer). I andre sammenhænge, f.eks. hvis man vil se på den samlede værdi af biodiversitet og ikke blot inkludere den i værdien af andre aktiviteter i økonomien, kan det give mening at indregne den særskilt (se f.eks. Costanza, 2014).

Imidlertid viser mange studier, at vi som mennesker tillægger biodiversitet en værdi, ikke kun fordi vi har en brugsværdi af den, men fordi vi finder det vigtigt, at biodiversiteten enten findes eller kan overlades til kommende generationer. I miljøøkonomien betegnes dette som eksistensværdi og testamentarisk værdi og samlet som en ikke-brugsværdi af biodiversitet. I en økosystemtjenestekontekst vil dette blive betragtet som en kulturel tjeneste, der ligeledes er

### JETTE BREDAHL JACOBSEN

professor,  
Institut for Fødevarer-  
og Ressourceøkonomi,  
Københavns Universitet,  
jbj@ifro.ku.dk

### THOMAS LUNDHEDE

lektor, Institut for Fødevarer-  
og Ressourceøkonomi,  
Københavns Universitet,  
thlu@ifro.ku.dk

baseret på den nytte, vi mennesker har af den – bare ikke opgjort som funktionalitet. Ikke-brugsværdien ligger ud over de øvrige økosystemtjenesteværdier og bør derfor indregnes eksplicit i et grønt nettonationalindkomstmål.

Biodiversitetens værdi som kulturel økosystemtjeneste består altså af, hvad danske borgere anser som en værdi. I Danmark er der de sidste 20 år foretaget en række studier af biodiversitetens værdi (se f.eks. oversigten i Zandersen o.a., 2018). Ser man på tværs af disse studier, viser de en klar tendens til, at beskyttelse af truede arter er det, som tillægges allermest værdi. Tilsvarende resultater ses i studier i andre lande. Dette harmonerer fint med, at netop det at sikre truede arters overlevelse ultimativt øger (arts)biodiversiteten mest.

Ud fra samme logik udgav Martin Weitzman i 1998 en skelsættende artikel, ”The Noah’s Ark Problem”, som beskriver, hvordan man med et begrænset budget kan få mest biodiversitet for pengene. I artiklen udledes et arts-indeks, der kan opgøres som summen af menneskers direkte nytte af den enkelte art og et udtryk for, hvor unik arten er (Weitzman, 1998). Ved beregningen af omkostningen ved biodiversitetstabet i den grønne nettonationalindkomst benytter vi en tilsvarende logik – hver art skaber en direkte nytte. Vi medtager dog ikke et mål for, hvor unik arten er. Et sådant mål kunne være relevant, hvis vi ønskede at indregne de funktionelle værdier af biodiversitet. Imidlertid viser studier af befolkningens værdisætning af biodiversitet, at det langt hen ad vejen er det at *beskytte* arter, som er af værdi for folk – uanset hvilken art der måtte være tale om. Der er naturligvis arter, som opfattes som ikoniske eller symbolske (urfuglen f.eks.), men langt de fleste af de truede arter i Danmark falder ikke ind i den kategori. Derfor, og fordi der ikke eksisterer værdisætningsstudier af alle arter, der vurderes som truede i Danmark, benyttes i den grønne nettonationalindkomst en enhedsværdi pr. art.

### Rødlisten og dens brug til udregning af værdien af biodiversitet

Den Danske Rødliste er en oversigt over truede arter. I rødlisten anvendes året 1850 som referenceår, så man ser på, hvor mange arter der er forsvundet siden. Der findes rødlistebeskrivelser for 1990, 1997, 2010 og 2019, men pga. ændringen i metodetilgang (Moeslund o.a., 2023) sammenligner vi kun de to sidste, og dernæst ekstrapoleres bagud og forud i tid. Data for rødlisten er for 2010 indsamlet i perioden 2003-2011 og for 2019 i perioden 2014-2019. Rødlisten vurderer hver art som enten regionalt uddød, kritisk truet, truet, sårbar, næsten truet eller livskraftig, og der er også en kategori for utilstrækkelige data. Af de 10.662 arter, som blev vurderet i 2019, er 58,4 pct. vurderet som livskraftige. På baggrund af disse data er der i Rødlisten beregnet et såkaldt rødlisteindeks (RLI) for år  $t$  (Bubb o.a., 2009):

$$RLI_t = 1 - \frac{\sum_s W_c N_{s,c,t}}{W_{EX} N}, \quad N \equiv \sum_s N_{s,c,t}$$

Her angiver  $c$  en af de ovennævnte kategorier af truedet, mens  $n_c$  angiver antallet af individer af arten  $s$  i kategorien  $c$ , og  $W_c$  er den vægt, der tillægges individer i kategori  $c$ . Denne vægt afhænger af, hvor truet arten i kategorien er, idet  $W_c = 0$  for livskraftige arter,  $W_c = 1$  for næsten truede arter,  $W_c = 2$  for truede arter osv., indtil  $W_{EX}=5$  for udryddede arter.  $N$  er det samlede antal af vurderede arter. En RLI-værdi på 1 ville således indebære, at alle arter på rødlisten vurderes at være livskraftige, hvorimod en værdi på 0 ville betyde, at de alle er uddøde. For at kunne sammenligne mellem opgørelserne i 2010 og 2019 er rødlisteindekset i begge år baseret på 5.231 arter og er for 2010 opgjort til 0,884 og til 0,875 i 2019 (Moeslund o.a., 2023). Der er altså tale om et fald i perioden, som også statistisk set er signifikant. Faldet på 0,009 indikerer, at det samlede set er gået tilbage for arterne på rødlisten, men nogle er gået frem (har fået det bedre), og andre er gået tilbage.

**➤➤ 607 arter er gået fra livskraftige til uddøde siden 1850. Grundet manglende data har vi lavet en grov antagelse om, at raten er ens i hele perioden frem til 2010, svarende til 3,8 arter om året**

År 1850 benyttes som et basisår, hvor det antages, at RLI var 1. Vi har således tre datapunkter for årene 1850, 2010 og 2019, hvor vi kan beregne et mål for, hvor mange arter som er uddøde: Ved et RLI på 0,884 i 2010 svarer det til, at  $(1-0,884) \times 5.231 = 607$  arter er gået fra livskraftige til uddøde siden 1850. Grundet manglende data har vi lavet en grov antagelse om, at raten er ens i hele perioden frem til 2010, svarende til 3,8 arter om året. På samme måde kan det beregnes, at der i perioden 2010-2019 er 5,2 arter om året, som er gået fra livskraftige til uddøde. Bemærk, at der ikke er tale om, at 3,8 hhv. 5,2 arter uddør om året, men at de bevæger sig mod udryddelse. Det svarer til, at der i 1990 var mistet 531 arter og i 2020 659 arter.

### Værdisætning af biodiversitet

Vi har ovenfor estimeret et mål for, hvor mange arter der er uddøde. Det kan knyttes direkte til det værdiestimat vi benytter, som er pr. art; værdien af at sikre en arts overlevelse. I den grønne nettonationalindkomst ses på tab af biodiversitet – altså det inverse. Fordi der er tale om marginale værdier, kan man antage, at størrelsen af et tab svarer til det negative af en tilsvarende gevinst.<sup>1</sup> For at få et estimat for værdien pr. art benyttes en erklæret præferenceundersøgelse til at afdække betalingsviljen for at sikre overlevelse af en truet art. Ved denne type undersøgelser spørger man på forskellig vis et repræsentativt udsnit af den danske befolkning, om de vil være villige til at betale for en forbedring, der sikrer arters overlevelse. Betalingen er typisk obligatorisk og kollektiv, og svarende til hvordan man i realiteten også ofte finansierer naturforbedrende tiltag, dvs. i Danmark gennem skattebetalinger. Disse metoder er forbedret meget, siden de for alvor fik momentum i 90'erne, og er de eneste

som kan estimere et mål for ikke-brugsværdier. Følges vejledende anbefalinger (Johnston o.a., 2017; Mariel o.a., 2021), regnes de generelt som valide.

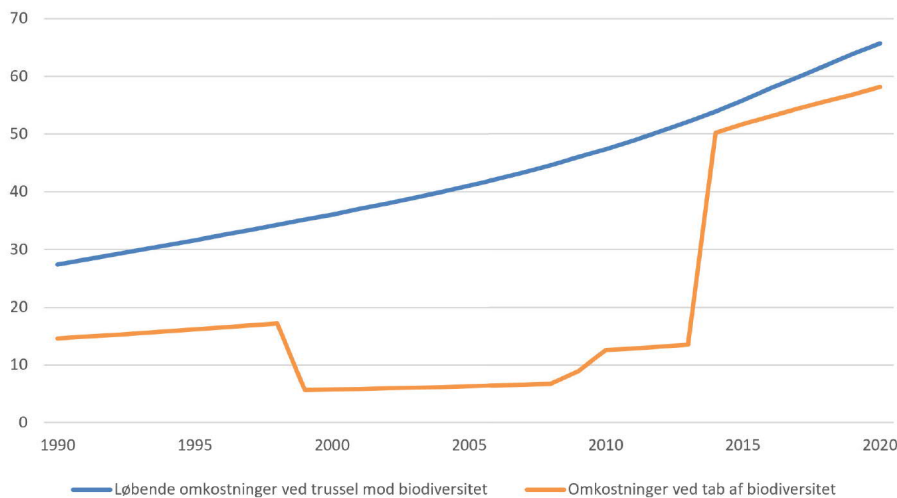
I beregningen af omkostningen ved tabet af biodiversitet benytter vi et studie af Campbell o.a. (2014), som estimerer betalingsviljen for at sikre overlevelse af hhv. 50 og 100 arter af de omkring 600 truede arter, der findes i danske løvskove. Studiet er baseret på et valgekspériment, hvor respondenterne er blevet bedt om at træffe valg mellem forskellige tiltag, som kan ændre løvskovenes forvaltning for at levere øget friluftsliv, mere biodiversitet og øget drikkevandstilstrømning. Respondenterne blev dernæst bedt om at vælge mellem forskellige kombinationer af tiltag med forskellige konsekvenser for bl.a. biodiversiteten, og på baggrund af disse valg kan man udregne, hvor meget folk er villige til at betale mere i skat for at sikre en øget biodiversitet. På grundlag heraf blev der estimeret en betalingsvilje på ca. 30 kr. pr. husstand pr. år (omregnet til 2022-niveau) for at sikre én arts overlevelse.

Jacobsen o.a. (2008a) finder estimater i samme størrelsesorden (marginalt lavere) for arter på lyngheder, og Jacobsen o.a., (2008b) finder generelt kun små forskelle i betalingsviljer for artsoverlevelse imellem forskellige habitater, nærmere bestemt arter, der lever på marker og enge, i søer og åer og i skove. På denne baggrund vurderer vi det rimeligt at benytte estimatet på 30 kr. pr. husstand pr. år, uanset hvilket habitat arten lever i. Andre studier ser på betalingsviljen for at øge biodiversiteten, men ikke nødvendigvis truede arter (Bakhtiari o.a., 2018; Jacobsen o.a., 2012), og her ligger betalingsviljen betydeligt under, hvilket ikke er uventet.

### **Omkostningen ved tab af biodiversitet**

For at beregne omkostningen ved tab af biodiversitet i perioden 1990-2020 antager vi, at betalingsviljen udvikler sig over tid i takt med den årlige vækstrate i den gennemsnitlige familieindkomst i samme periode. Ved at gange det RLI-korrigerede antal arter, der er gået fra 1 til 0, med betalingsviljen pr. art og med antal husstande i Danmark et givent år fås de årlige løbende omkostninger ved den aktuelle trussel mod biodiversiteten i det pågældende år, opgjort i 2022-priser. Denne er afbilledet i Figur 1 med den blå kurve. Her ses, at den stiger, i takt med at flere arter går fra livskraftige mod regionalt uddøde. Stigningen er lidt kraftigere i perioden 2010-2020.

Figur 1. Omkostninger ved tab af biodiversitet (mia. kr., 2023 priser)



Kilde: Egne beregninger.

Den orange graf i Figur 1 viser omkostningen (i 2023-priser) ved det tab af naturkapital, som følger af, at der hvert år er sket en *stigning* i antallet af truede arter, som medfører en stigning i de *fremtidige* løbende omkostninger ved truslen mod biodiversiteten. Værdien af denne ”negative investering” i biodiversitet opgøres som nutidsværdien af befolkningens samlede betalingsvilje for at sikre overlevelse af en art ud i al fremtid ganget med det RLI-korrigerede antal arter, der er gået fra livskraftige til regionalt uddøde i løbet af året.

Ved nutidsværdiberegningen er der benyttet den reale diskonteringsrentefod, som blev anbefalet af Finansministeriet det pågældende år. Denne blev ændret i 1999, 2009, og 2014, og derfor ses nogle abrupte spring i den orange kurve, mest markant i 2014 hvor det grundlæggende princip blev ændret fra en fast diskonteringsrate til en, der er aftagende over tid. Det får stor betydning for beregninger som denne, hvor tabet af en art som udgangspunkt varer for evigt. Derfor stiger det årlige tab, da man indfører faldende diskontering.

### Vort estimat inkluderer ikke hele værdien af biodiversitet

Omkostningen ved tab af biodiversitet er her opgjort med fokus på ikke-brugsværdier. Yderligere er det værd at notere, at der, på linje med andre værdiestimer i en nettonationalindkomst, er tale om marginale værdier opgjort i simulerede markedspriser. Ved store fald i niveauet af biodiversitet vil man forvente, at denne værdi stiger, potentielt gående mod uendelig. Der er derfor ikke tale om en opgørelse af den totale velfærdsøkonomiske værdi.

Det ses, at tabet er af en betydelig størrelse – godt 65 mia. kr. (2023-niveau) i løbende omkostninger ved truslen mod biodiversitet og knap 60 mia. kr. i årligt tab af naturkapital.

Estimatet, vi her benytter, er relativt konservativt: Værdien af biodiversitet indgår mange andre steder end i ikke-brugsværdierne, som er fokus i nærværende beregninger. Mange studier peger på de rekreative værdier af at opleve dyr og planter, betydningen for turismeindtjening, og biodiversitetens betydning for vandkvalitet og landbrugs- og skovproduktion. Dertil kommer den generelle resiliens af naturen, som biodiversiteten medvirker til. Vi har her valgt en så konservativ tilgang af flere årsager: 1) For at undgå dobbeltregning, som også redegjort for tidligere, 2) fordi der for værdiestimaterne er tale om estimater baseret på en erklæret præferencemetode, hvilket alt andet lige vil medføre en risiko for hypotetisk bias (Johnston o.a., 2017), og 3) flere studier (f.eks. Campbell o.a., 2014; Hanley og Perrings, 2019) peger på, at ikke-brugsværdierne kan være ganske betragtelige sammenlignet med andre værdier. Ved at fokusere på dem fanger vi derved størstedelen af værdien af biodiversiteten.

Det er notorisk svært at adskille ikke-brugsværdier fra brugsværdier, og om end vi mener, at det anvendte studie primært fanger ikke-brugsværdier, kan det ikke udelukkes, at nogle respondenter har tænkt på brugsværdier af biodiversitet også. Disse værdier kan derfor potentielt være inkluderet to gange. På baggrund af de studier, der foreligger i Danmark, er det dog vores vurdering, at en eventuel dobbeltregning vil være ubetydelig.

Til sidst er det værd at nævne et element, som ikke direkte er med i vores estimat af tabet af biodiversitet: Den usikkerhed, der er knyttet til, at vores samfund ikke kan eksistere uden biodiversitet, og at vi ikke til fulde forstår, hvor langt denne afhængighed strækker sig. Dasgupta (2021) peger på, at med den artsudryddelse, der sker globalt, risikerer vi at underminere naturens produktivitet, resiliens og tilpasningsevne. Det er muligt, at respondenterne har indregnet det i deres betalingsvilje for artsbeskyttelse, og Uggeldahl o.a. (2023) peger på, at det er aspekter, folk forbinder med biodiversitet. Men om det svarer til den reelle usikkerhed, overlader vi til fremtidige studier.

## Note

- 1 Normalt, og også her, antager man i miljøøkonomi, at på marginalen er værdien af en gevinst eller et tab det samme. Der er studier, der peger på, at det ikke nødvendigvis er sådan til fulde – tab føles værre end tilsvarende gevinster. Men samtidig er der et metodisk problem i at spørge til kompensation for tab, hvorfor man næsten altid spørger til betalinger i stedet.

## Referencer

- Bakhtiari, Fatemeh, J.B. Jacobsen, B.J. Thorsen, T.H. Lundhede, N. Strange og M. Boman (2018), "Disentangling Distance and Country Effects on the Value of Conservation across National Borders", *Ecological Economics*, 147, 11–20.
- Bubb, Philip, S.H.M. Butchart, B. Collen, H. Dublin, V. Kapos, C. Pollock, S. N. Stuart og J.-C. Vié (2009), *IUCN Red List Index - Guidance for National and Regional Use*.
- Campbell, Danny, S.E. Vedel, B.J. Thorsen og J.B. Jacobsen (2014), "Heterogeneity in the WTP for recreational ac-

- cess: Distributional aspects”, *Journal of Environmental Planning and Management*, 57, 1200–19.
- Costanza, Robert, R. de Groot, P. Sutton, S. van der Ploeg, S.J. Anderson, I. Kubiszewski, S. Farber og R.K. Turner (2014), “Changes in the global value of ecosystem services”, *Global Environmental Change*, 26, 152–8.
- Dasgupta, Partha (2021), *The Economics of Biodiversity: The Dasgupta Review*, London: HM Treasury.
- Hanley, Nick og Charles Perrings (2019), “The Economic Value of Biodiversity”, *Annual Review of Resource Economics*, 11, 355–75.
- Jacobsen, Jette Bredahl, J.H. Boiesen, B.J. Thorsen og N. Strange (2008a), “What’s in a name? The use of quantitative measures versus “Iconised” species when valuing biodiversity”, *Environmental and Resource Economics*, 39, 247–63.
- Jacobsen, Jette Bredahl, T. Lundhede og B.J. Thorsen (2008b), *Hvad er bedre vilkår for dyrelivet værd for befolkningen?* Videnblad 9.10-6 Skov & Landskab, 2p.
- Jacobsen, Jette Bredahl, T.H. Lundhede og B.J. Thorsen (2012), “Valuation of wildlife populations above survival”, *Biodiversity Conservation*, 21, 543–63.
- Johnston, Robert, K.J. Boyle, W. Adamowicz, J. Bennett, R. Brouwer, T.A. Cameron, W.M. Hanemann, N. Hanley, M. Ryan, R. Scarpa, R. Tourangeau og C.A. Vossler (2017), “Contemporary Guidance for Stated Preference Studies”, *Journal of the Association of Environmental and Resource Economics*, 4, 319–405.
- Mariel, Petr, D. Hoyos, J. Meyerhoff, M. Czajkowski, T. Dekker, K. Glenk, J. Bredahl Jacobsen, U. Liebe, S. Bøye Olsen, J. Sagebiel og M. Thiene (2021), *Environmental Valuation with Discrete Choice Experiments Guidance on Design, Implementation and Data Analysis*, Springer.
- Marshall, Erica, B.A. Wintle, D. Southwell og H. Kujala (2020), “What are we measuring? A review of metrics used to describe biodiversity in offsets exchanges”, *Biological Conservation*, 241, 108250.
- Moeslund, Jesper Erenskjold, B. Nygaard, R. Ejrnæs, V. Alstrup, H.J. Baagøe, N. Bell, L. D. Bruun, R. Bygebjerg, H. Carl, M. Christensen, J. Damgaard, E. Dylmer, M. Elmeros, K. Flensted, K. Fog, I. Goldberg, H. Gønget, J. Heilmann-Clausen, F. Helsing, M.F. Holm, M. Holmen, G.P. Jørgensen, P. Jørum, O. Karsholt, M.N. Larsen, J. Lissner, T. Læssøe, H.B. Madsen, O. Martin, J. Misser, P.R. Møller, O.F. Nielsen, K. Olsen, J. Sterup, H.T. Schmidt, U. Søchting, J. Teilmann, P.F. Thomsen, S. Tolsgaard, C. Vedel-Smith, J. Vesterholt, P. Wiberg-Larsen og P. Wind (2023), *Den Danske Rødliste*, Aarhus Universitet – DCE. [www.redlist.au.dk](http://www.redlist.au.dk)
- Uggeldahl, Kennet, S. B. Olsen, T. Lundhede og J.B. Jacobsen (2023), “Revealing lay people’s perception of biodiversity and its value using Q-methodology”, I *Conference Proceedings from the XXIV Annual BIOECON Conference*, 30. august 30 – 1. September, University of Santiago de Compostela, Spanien.
- Weitzman, Martin (1998), “The Noah’s Ark Problem”, *Econometrica*, 66, 1279–98.
- Zandersen, Marianne, T. Lundhede, L. Martinsen, B. Hasler og M. Termansen (2018), “Nye nøgletal på natur- og miljøområdet – et litteraturstudie over muligheder og begrænsninger”, Aarhus Universitet – DCE. Rapport 276.