



Kunnskapsgrunnlag for monetær verdsetting i økosystemregnskap

Vurdering av data og metode

TALL

SOM FORTELLER

NOTATER / DOCUMENTS

2024/24

Trine Heill Braathu Randen, Kristine M. Grimsrud, Lavinia Kristin Svae,
Martin Lundeby Grimstad, Iulie Aslaksen og Per Arild Garnåsjordet

I serien Notater publiseres dokumentasjon, metodebeskrivelser, modellbeskrivelser og standarder.

© Statistisk sentralbyrå

Publisert: 10. april 2024

ISBN 978-82-587-1957-8 (elektronisk)

ISSN 2535-7271 (elektronisk)

Standardtegn i tabeller	Symbol
Ikke mulig å oppgi tall Tall finnes ikke på dette tidspunktet fordi kategorien ikke var i bruk da tallene ble samlet inn.	.
Tallgrunnlag mangler Tall er ikke kommet inn i våre databaser eller er for usikre til å publiseres.	..
Vises ikke av konfidensialitetshensyn Tall publiseres ikke for å unngå å identifisere personer eller virksomheter.	:
Desimaltegn	,

Forord

Denne rapporten svarer på et oppdrag fra Miljødirektoratet om å utrede kunnskapsgrunnlaget for å utvikle monetære regnskap for økosystemtjenester i Norge, i samsvar med FNs rammeverk for økosystemregnskap.

Med bakgrunn i internasjonale forpliktelser forankret i FNs bærekraftsrammeverk, FNs vedtak om økosystemregnskap, System of Environmental-Economic Accounting Ecosystem Accounting (SEEA EA), EUs arbeid med Grønn giv og statistiske rapporteringsforpliktelser til EUs statistikk-kontor Eurostat, har Norge behov for å utvikle og utarbeide nasjonale økosystemregnskap. Det er også nasjonale behov for bedre oversikt og et styrket kunnskapsgrunnlag for forvaltning av naturen. Utvikling av økosystemregnskap inngår i forslag til nasjonalt program for offisiell statistikk for perioden 2024-2027 basert på et samarbeid mellom Statistisk sentralbyrå (SSB) og Miljødirektoratet, og med involvering av andre aktuelle aktører.

Denne rapporten utreder kunnskapsgrunnlaget for å utvikle monetære regnskap for økosystemtjenester i Norge, i samsvar med FNs rammeverk for økosystemregnskap (jf. SEEA EA kap. 6-9). Rapporten skal også gi forvaltningen bedre grunnlag for å vurdere implementering av et økosystemkapitalregnskap, samt ulike andre anvendelser og utvidelser av et økosystemregnskap etter FNs rammeverk (jf. SEEA EA kap. 10 -12).

Statistisk sentralbyrå, 6. mars 2024

Lasse Sandberg

Sammendrag

Notatet viser resultatene fra en utredning av kunnskapsgrunnlaget for monetær verdsetting i økosystemregnskap på oppdrag fra Miljødirektoratet. Dette arbeidet er en del av en større utredning av hvordan et økosystemregnskap basert på FN sitt statistiske rammeverk (System of Environmental Economic Accounting Ecosystem Accounting – SEEA EA) kan implementeres i Norge. Formålet med å utvikle et økosystemregnskap for Norge er å styrke kunnskapsgrunnlaget både for internasjonal rapportering til FN og Eurostat og for naturforvaltning i Norge.

Et økosystemregnskap i monetære verdier vil i hovedsak brukes til overvåkning og analyse av naturens bidrag til økonomien og samfunnet. Verdsetting av økosystemtjenester kan blant annet bidra til å synliggjøre betydningen av ikke-prisede økosystemtjenester for samfunnet slik som verdien av vannrensing, karbonopptak og -lagring og luftfiltrering og slik sammenstilles med andre varer og tjenester som vises i nasjonalregnskapet. Det vil kunne vise økonomiens avhengighet av økosystemtjenester som bidrag til verdiskaping, verdikjeder og endring over tid. Økosystemregnskapet kan også synliggjøre betydningen av naturgrunnlaget for forsynende økosystemtjenester fra jordbruk og skogbruk og fiske, allerede registrert i nasjonalregnskapet, og vise bidraget fra økosystemene. Økosystemregnskapet kan synliggjøre betydningen av kulturelle økosystemtjenester, som menneskers bruk av natur til friluftsliv, rekreasjon, læring og kunnskap.

Undersøkelser fra Nederland og Storbritannia viser at de kulturelle økosystemtjenestene er betydelige. Verdsetting av økosystemtjenester kan også være viktig i analyser av arealendringer og for å synliggjøre kostnader og tap av økosystemtjenester. Kunnskapsgrunnlaget vil kunne bidra inn i beslutningsgrunnlaget for avveininger av arealdisponering og i vurdering av tiltak. Tallgrunnlaget vil kunne benyttes for å utarbeide planer, i forvaltningsarbeid og for å måle status.

Utredningen har gått nærmere inn på verdsettingsmetoder som er i tråd ved prinsippene i nasjonalregnskapet og som kan benyttes ved monetær verdsetting av økosystemtjenester. Utredningen har videre sett på hvordan disse metodene kan benyttes til å beregne økosystemkapital. Andre verdsettingsmetoder utover nasjonalregnskapet har også blitt belyst for å bidra til et mer omfattende kunnskapsgrunnlag for å vurdere naturverdier. For hver av økosystemtjenestene som er beskrevet i SEEA EA tabell 6.3 er det gitt en beskrivelse av mulige datagrunnlag for den biofysiske økosystemtjenesten, hvilke verdsettingsmetoder som er relevante og mulige datakilder. En vurdering av utfordringer, ressursbehov og forvaltningsnytte gis for de ulike kategoriene av økosystemtjenester og for ulike forvaltningsbehov.

Notatet viser at det er stor ulikhet mellom økosystemtjenestene når det gjelder statistisk "modenhet" for mulig tallfesting. Enkelte kan på relativt kort sikt verdsettes på nasjonalt nivå. Dette gjelder for utvalgte forsyningstjenester der det allerede er et fullstendig datagrunnlag gjennom innrapportert statistikk. For andre tjenester mangler det enten et godt grunnlag for biofysisk vurdering eller også for monetær verdsetting. Det vil også være slik at økosystemregnskapet ikke kan omfatte grunnleggende naturverdier som ikke kan pris-settes.

Verdsetting av økosystemtjenester, og videre arbeid med økosystemkapital og naturkapital, vil ha ulikt ambisjonsnivå og tilhørende behov for detaljnivå avhengig av om forvaltningsbehovet er på lokalt eller nasjonalt nivå. Det vil være behov for ytterligere utredninger for å avklare hvilke nivå man ønsker å etablere på kort og lang sikt, samt behov for kontakt med ulike interessenter og potensielle brukere av et regnskap for økosystemtjenester og et helhetlig økosystemregnskap.

Oppdragsgiver: Miljødirektoratet, oppdragsgivers referanse M-2759 | 2024.

Innhold

Forord	3
Sammendrag.....	4
Terminologi og oversettelse.....	6
1. Innledning	7
1.1. Fra nasjonalregnskap til miljøregnskap og økosystemregnskap	7
1.2. Økosystemregnskapet består av flere deler.....	8
1.3. Økosystemregnskap og naturkapitalregnskap	9
1.4. Internasjonale standarder	10
1.5. Fokus og kunnskapsbakgrunn for rapporten.....	10
1.6. Rapportens oppbygning.....	11
1.7. Rapportens avgrensninger	11
2. Formål med verdsetting i SEEA EA.....	13
2.1. Andre viktige momenter ved verdsetting	16
3. Økosystemtjenester i regnskapssammenheng.....	17
3.1. Logiske kjeder.....	21
3.2. Nyttepyramiden	21
3.3. Tabell 6.3 fra SEEA EA – oversatt til norsk.....	22
3.4. Tilgang og anvendelsestabeller	25
3.5. Utfordringer med økosystemregnskap belyst i forskning	28
4. Verdsettingsmetoder	30
4.1. Metoder for verdsetting av økosystemtjenester – med rangering.....	30
4.2. Verdioverføring	36
4.3. Usikkerhet i verdsettingstall og bruk i beslutninger	37
5. Verdsetting av økosystemtjenestene	40
5.1. Verdsetting av forsynende økosystemtjenester	40
5.2. Verdsetting av regulerende økosystemtjenester	50
5.3. Verdsetting av kulturelle tjenester.....	65
5.4. Økosystemtjenester inkludert i Eurostat-rapportering.....	73
6. Verdsetting av økosystemkapital.....	76
6.1. Hovedtrekk i SEEA EA kapittel 10	76
6.2. Utfordringer, ressursbehov og forvaltningsnytte	83
7. Økosystemregnskap sett i sammenheng med nasjonalregnskap	86
7.1. Hovedtrekk i SEEA EA kapittel 11	86
7.2. Utfordringer, ressursbehov og forvaltningsnytte	93
8. Andre verdsettingsmetoder utover nasjonalregnskapet.....	95
8.1. Hovedtrekk i SEEA EA kapittel 12	95
8.2. Utfordringer, ressursbehov og forvaltningsnytte	99
9. Oppsummering.....	101
10. Kunnskapsbehov og veien videre	103
10.1. Etablering av kartgrunnlag.....	104
10.2. Ressursanslag og behov for videre utredning.....	104
Referanser.....	107
Vedlegg A: Tabell bakgrunnsdokument – TF Monetary valuation	115
Vedlegg B: Total samfunnsøkonomisk verdi	117
Vedlegg C: Begrepsforklaringer	118
Vedlegg D: Økosystemtjenester inkludert i økonomisk verdsetting i Nederland og UK.....	120
Vedlegg E: Anvendelsestabell	121
Vedlegg F: Brukere av økosystemtjenester – Eksempel fra USA.....	122
Figurregister	123
Tabellregister.....	124

Terminologi og oversettelse

Engelsk	Norsk
Averting behavior method	Avvergende atferdsmetode
Avoided damage costs method	Metode for unngåtte skadekostnader
Bridge table	Brotabell
Benefit	Nytte
Compensation of employees	Lønnskostnader
Consumption expenditure method	Forbruksutgiftsmetode
Cost-based method	Kostnadsbasert metode
Crosswalk	Korrespondansetabell
Economic units	Økonomiske enheter eller aktører
Ecosystem asset	Økosystemenhet, økosystemforekomst
Ecosystem disservice	Økosystemuleppe
Ecosystem types	Økosystemtyper
Ecosystem and species appreciation	Opplevelsesverdi av økosystemer og arter
Ecosystem accounting area (EAA)	Økosystemregnskapsområde
End user	Sluttbruker
Environmental asset	Naturressursenhet
Exchange value	Bytteverdi, transaksjonsverdi
Expected damage function	Forventet skadefunksjon
Final consumption	Sluttforbruk, sluttanvendelse
Intermediate ecosystem service	Mellomliggende økosystemtjeneste
Intermediate input	Produktinnsats
Intermediate goods and services	Varer og tjenester som produktinnsats
Monetary value	Monetær verdi, pengeverdi
Non-wood forest products	Andre skogprodukter enn ved og tømmer
Operating surplus	Driftsresultat
Output	Produksjon
Production boundary	Produksjonsgrense
Production function	Produksjonsfunksjon
Productivity change method	Metode for produktivitetsendring, verdsetting basert på endring i produktivitet
Random utility model	Tilfeldig nyttemodell
Replacement cost method	Erstatningskostnadsmetoden
Residual value method	Metode for residualbestemtverdi
Resource rent method	Ressursrentemetode
Similar markets method	Metode for tilsvarende/lignende markeder
Simulated exchange value method	Metode for simulert bytteverdi
Supply and use tables	Tilgang- og anvendelsestabeller
Stumpage value	Virkesverdi
Taste and consumption preferences	Smaks- og forbrukspreferanser
Travel cost method	Reisekostnadsmetode
Valuation method	Verdsettingsmetode
Value added	Bruttoprodukt
Willingness to pay	Betalingsvillighet

Se også Vedlegg C for beskrivelse av utvalgte begreper.

1. Innledning

Denne rapporten svarer på et oppdrag fra Miljødirektoratet med to hovedformål. For det første, å utrede kunnskapsgrunnlaget for å utvikle monetære regnskap for økosystemtjenester i Norge, i samsvar med FNs rammeverk for økosystemregnskap (jf., SEEA EA kap. 6-9). For det andre, å gi forvaltningen bedre grunnlag for å vurdere implementering av et økosystemkapitalregnskap, samt ulike andre anvendelser og utvidelser av et økosystemregnskap etter FNs rammeverk (jf., SEEA EA kap. 10-12). Som del av oppdraget skal det utredes forvaltningsnytte, utfordringer og ressursbehov ved monetære regnskap for økosystemtjenester og økosystemkapitalregnskap.

Norge har ulike internasjonale forpliktelser for å utvikle og utarbeide nasjonale økosystemregnskap, de overordnede forpliktelsene er gjennom FN: *FNs bærekraftsrammeverk*, *FNs vedtak om økosystemregnskap*, *System of Environmental-Economic Accounting Ecosystem Accounting (SEEA EA)*. Men i tillegg vil Norge gjennom EØS-avtalen bli pålagt å utarbeide statistikk etter retningslinjer fra EUs statistikk-kontor Eurostat. På europeisk nivå arbeides det med å utarbeide retningslinjer for økosystemregnskap, bl.a. for å understøtte EUs arbeid med *Grønn giv*. Disse retningslinjene vil være bindende for Norge, og pålegge oss rapporteringskrav forankret i EØS-avtalen.

Utvikling av økosystemregnskap inngår i nasjonalt program for offisiell statistikk for perioden 2024-2027 basert på et samarbeid mellom Statistisk sentralbyrå (SSB) og Miljødirektoratet, samt involvering av andre aktuelle aktører.

Det er også nasjonale behov for bedre oversikt og et styrket kunnskapsgrunnlag for forvaltning av naturen.

1.1. Fra nasjonalregnskap til miljøregnskap og økosystemregnskap

Nasjonalregnskapet er det sentrale rammeverket for å beskrive økonomisk aktivitet, og sluttsummen for innenlandsk aktivitet – bruttonasjonalproduktet (BNP) – vies stor oppmerksomhet. Helt siden nasjonalregnskapet ble etablert på 1930- og 1940-tallet har det imidlertid vært drøftet hva som ikke fanges opp. For det første måler nasjonalregnskapet ikke velferd, annet enn ved å gi et mål på tilgangen av varer og tjenester som står til rådighet for ulike formål. For det andre måler nasjonalregnskapet *menneskelig* økonomisk aktivitet. Det betyr at de forutsetninger naturen gir, ikke tas med. Et jordbær som dyrkes av et menneske har verdi i nasjonalregnskapet; et blåbær som vokser i skogen har ikke verdi.

Over tid har nye rammeverk blitt utviklet for å synliggjøre ulike aspekter rundt natur og miljø som ligger delvis utenfor nasjonalregnskapet. SEEA-regnskapene har utspring fra nasjonalregnskapsrammeverket SNA (System of National Accounts). Den første og eksperimentelle versjonen av et SEEA-regnskap kom i 1993 etter FNs konferanse på miljø og utvikling i Rio de Janeiro i 1992. Dette første regnskapsrammeverket ble revidert over de kommende årene og ble en internasjonal statistisk standard i 2012. SEEA er et regnskapsrammeverk for samspillet mellom miljø og økonomi og omtales gjerne som miljøregnskap. Det sentrale rammeverket, SEEA-CF (SEEA Central Framework), omfatter regnskap for fysiske strømmer mellom miljø og økonomi. Dette inkluderer regnskap for forurensning, naturressurser slik som vann, mineraler, fisk og økonomiske aktiviteter relatert til miljøvern og miljøforvaltning.

I de videre årene ble det arbeidet med å utvikle et regnskapsrammeverk for forholdet mellom økosystemer, økonomien og samfunnet. Denne nye standarden for økosystemregnskap, SEEA EA (SEEA Ecosystem Accounts), ble vedtatt av FN statistikk kommisjon (UNSC) i 2021. SEEA EA kapittel 1-7 som beskriver regnskapsrammeverket og de fysiske regnskapene som en internasjonal statistikkstandard for økosystemregnskap. Resten av kapitlene ble godkjent og vedtatt som anerkjente prinsipper og metoder og beskriver monetær verdsetting av økosystemregnskap.

Miljøregnskap¹ og økosystemregnskap sikter mot å måle hvordan naturressurser og økosystemtjenester bidrar til menneskelig velferd, enten ved å bidra til produksjon slik den måles i nasjonalregnskapet, eller ved å gi oss goder og tjenester som ligger utenfor nasjonalregnskapet.

1.2. Økosystemregnskapet består av flere deler

SEEA EA er et geografisk basert, integrert statistisk rammeverk utviklet av FN i samarbeid med andre internasjonale organisasjoner for å organisere biofysisk informasjon om økosystemer, spore endringer i økosystemenes arealutbredelse og tilstand, måle økosystemtjenester i biofysiske enheter, verdsette økosystemtjenester og beholdningene av økosystemkapital i pengeverdi og koble denne informasjonen til mål på økonomisk og menneskelig aktivitet (SEEA EA, avsnitt 1.3). Et økosystemregnskap bidrar til å belyse hvordan bruk av natur påvirker tilstanden i økosystemene og grunnlaget for økosystemtjenester. Økosystemtjenester er tjenester som naturen bidrar til brukere i samfunnet i bred forstand. Eksempler er insekters bidrag til pollinering av planter, karbonlagring i jord, naturens bidrag til produksjon av avlinger, fisk, tømmer, og til levering av rekreasjon og naturopplevelser for mennesker.

Økosystemregnskapet består av fem delregnskap, tre i biofysiske størrelser og to i monetære størrelser (pengeverdi). I tillegg inngår tematiske regnskaper som går nærmere inn på enkelte områder som biologisk mangfold, karbonlagring, og regnskaper for hav og byområder, jf. figur 6.1 fra Økonomisk utsyn (Økonomiske analyser 1/2023 Utsynet over året 2022, 2023).

Arealregnskap i økosystemregnskapet viser omfanget av økosystemer og endring over tid. SSBs statistikk over arealbruksendringer i bebygde områder er en viktig del av arealregnskapet. Informasjonen om endring over tid gjør arealregnskapet til et grunnleggende datasett for de andre delene av økosystemregnskapet. Dette omtales nærmere i avsnittene om arealbruksendringer. Det andre biofysiske regnskapet er tilstandsregnskapet, som viser ulike indikatorer for den økologiske tilstanden til økosystemene, sett i forhold til en gitt referansetilstand.

Regnskapet over økosystemtjenester viser økosystemenes forsyning og samfunnets bruk av økosystemtjenester i fysiske størrelser. Nyten som mennesker oppnår fra økosystemtjenester kan være håndgripelig, som for eksempel avlinger og tømmer, eller kan være mer indirekte, som for eksempel karbonlagring og flomdemping hvor den direkte fordelen er ikke like håndgripelig. De tre biofysiske regnskapene er knyttet sammen; endringer i omfanget av økosystemene vil påvirke tilstanden til økosystemene, som igjen vil påvirke kapasiteten til å levere økosystemtjenestene.

Et av de monetære regnskapene omfatter verdsetting av økosystemtjenester. Verdsettingen følger prinsippene i nasjonalregnskapet, og benytter dermed de samme metodene for å måle verdien. Dette sikrer samsvar mellom økosystemregnskap og nasjonalregnskap og bidrar til at økosystemverdiene kan sees i sammenheng med andre verdier. Det andre monetære regnskapet omfatter økosystemkapital. Det viser beholdningen (kapitalverdien) av forventede framtidige økosystemtjenester, for eksempel anslått framtidig verdi av avlinger og karbonlagring, beregnet ved netto nåverdi. Økosystemkapitalen kan levere strømmer av økosystemtjenester i all framtid hvis den forvaltes godt (NOU 2013: 10).

Tabell 1.1 oppsummerer de fem delregnskapene i økosystemregnskapet.

¹ I rammeverket SEEA CF (System of Environmental Economic Accounting – Central Framework) for miljøregnskap måles blant annet ulike naturressurser som land, mineraler, energi, skog, og vannressurser med hensikt å måle beholdningen av ulike ressurser og endringen over tid.

Tabell 1.1 Delregnskapene i økosystemregnskap

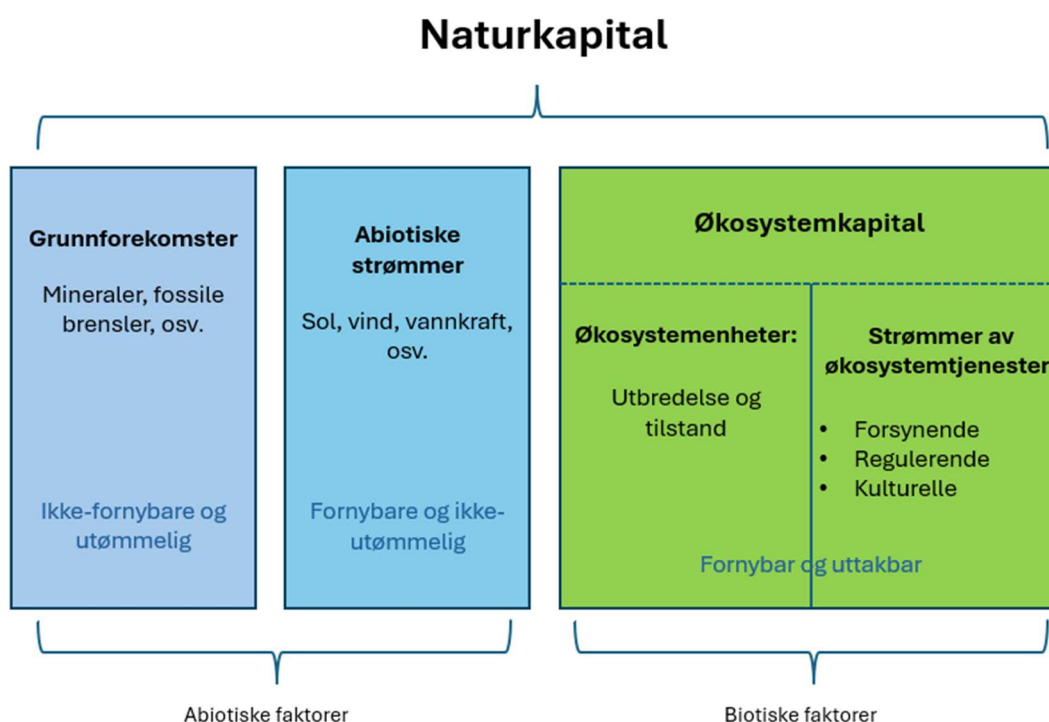
1	Arealregnskap for økosystemer i biofysiske størrelser
2	Økologisk tilstandsregnskap i biofysiske størrelser
3	Regnskap over økosystemtjenester i biofysiske størrelser
4	Regnskap over økosystemtjenester i monetære størrelser
5	Økosystemkapitalregnskap i pengeverdi

1.3. Økosystemregnskap og naturkapitalregnskap

Naturregnskap og økosystemregnskap er to begreper som per i dag brukes synonymt. Økosystemregnskap (naturregnskap) har imidlertid et mer begrenset omfang enn det som omtales som *naturkapitalregnskap*, og begrepene bør derfor ikke forveksles.

Naturkapital, slik det er definert av EU², inkluderer de biofysiske beholdningene av både ikke-fornybare og fornybare naturkapitalverdier der verdien av fornybar kapital utledes basert på strømmen av økosystemtjenestene som forsynes over tid. Økosystemene forsyner mennesker med økosystemtjenester som er helt nødvendige for menneskers velferd og økonomi.

Figur 1.1 viser forskjellen mellom naturkapital og økosystemkapital: naturkapital inkluderer biotiske og abiotiske faktorer, mens økosystemkapital inkluderer kun biotiske faktorer. Naturkapitalregnskap inkluderer regnskapsføring over grunnforekomster, abiotiske strømmer og økosystemtjenester, i fysiske og monetære verdier. Økosystemregnskap omhandler den delen av naturkapitalregnskapet som er avhengig av økosystemer og strømmen av økosystemtjenester, og måles i fysiske og monetære verdier.

Figur 1.1 Inndeling av naturkapital

Kilde: Oversatt fra Accounting for natural capital - recognising the contribution of nature to human welfare and well-being, European Commission (2019).

² <https://ec.europa.eu/newsroom/env/items/661981>

Figur 1.1 er en illustrasjon av hva som defineres som biofysisk naturkapital. Naturkapitalbegrepet brukes på en annen måte i nasjonalregnskapet per i dag, og dette er nærmere forklart i følgende boks.

Nasjonalformue, naturkapital, naturkapitalregnskap og økosystemkapitalregnskap

Nasjonalformue og naturkapital er begreper definert i nasjonalregnskapet: Begreper i nasjonalregnskapet – SSB:

Nasjonalformue: «*Nettoformuen til en nasjon, definert som summen av ikke-finansiell kapital og netto finanskapital overfor utlandet.*»

Naturkapital er en av kapitaltypene som inngår i nasjonalformuen, og nasjonalregnskapet definerer det slik:

Naturkapital: «*Ikke-produsert kapital som forekommer i naturen, og som det knytter seg eiendomsrett til. Omfatter ikke miljøkapital som det ikke er eller vil kunne fastsettes eiendomsrett til, f.eks. luft eller åpent hav. Naturkapital omfatter grunn, grunnforekomster (råolje og naturgass mv.), ikke-dyrkede biologiske ressurser og vannressurser.*»

Anslag for naturkapital har hittil vært basert på verdier av naturressurser, som det finnes data for i nasjonalregnskapet, og beregnes som formuesverdi («capital assets») ut fra definisjonene i SEEA CF.

I tillegg inngår økosystemkapital i naturkapitalen, men denne er per i dag ikke del av nasjonalregnskapsrammeverket.

Økosystemkapital – definert i SEEA EA – er ennå ikke operasjonalisert som element eller begrep i nasjonalregnskapet. Økosystemregnskap vil gi et nytt og styrket kunnskapsgrunnlag for å beregne økosystemkapital som formuesverdien av økosystemers forventede evne til å levere økosystemtjenester, og til å utvikle tilknyttede regnskaper, dvs. naturkapitalregnskap og økosystemkapitalregnskap.

I revisjonen av nasjonalregnskapsrammeverket (SNA – System of National Accounts) som skal være ferdig i 2025 vurderes en utvidelse av naturkapital med å inkludere økosystemkapital som følger definisjonen i SEEA EA. Se også boks om «Verdsetting av naturkapital i nasjonalregnskapet» i kapittel 7.1.

1.4. Internasjonale standarder

Naturkapitalregnskap er forankret i det biofysiske begrepet «naturkapital» (jf. figur 1.1). Naturkapitalregnskap utføres i henhold til System of Environmental Economic Accounting (SEEA), et rammeverk utviklet av FNs statistiske kommisjon (UNSC). SEEA har tre komponenter:

- *SEEA Central Framework (SEEA CF)*, vedtatt av FNs statistiske kommisjon som den første internasjonale standarden for miljøøkonomiske regnskap i 2012;
- *SEEA Ecosystem Accounting (SEEA EA)* som oppsummerer dagens kunnskap om økosystemregnskap;
- *SEEA Applications and Extensions*, som illustrerer hvordan informasjonen i SEEA CF kan brukes i beslutningsprosesser, politikkutforming, analyse og forskning.

Regnskapsrammeverkene bidrar til å forbedre tallfesting og synliggjøring av naturens bidrag til menneskelig og samfunnsmessig velferd. Regnskapene kan derfor legge til rette for at hensyn til naturen inkluderes i beslutningsprosesser (mål 14 i Naturavtalen).

1.5. Fokus og kunnskapsbakgrunn for rapporten

Denne rapporten tar kun for seg regnskap for økosystemtjenester og økosystemkapital – dvs. biotiske faktorer og økosystemtjenester koblet til vann. Økosystemregnskap fanger opp deler av verdien av naturkapitalen og bidrar til overvåking av endringer i naturkapitalen over tid.

Rapporten er utarbeidet med utgangspunkt i SEEA EA, og en teknisk rapport som er utarbeidet for monetær verdsetting av økosystemtjenester; FNs *Monetary Valuation of Ecosystem Services and Assets for Ecosystem Accounting*, som ble utviklet under to prosjekter: Natural Capital Accounting and

Valuation of Ecosystem Services (NCAVES) og Mapping and Assessment for Integrated Ecosystem Accounting (MAIA).

NCAVES og MAIA (2022) utfyller de konseptuelle beskrivelsene av monetær verdsetting ved å gi en mer detaljert beskrivelse av de ulike verdsettingsteknikkene som er listet opp i SEEA EAs kapittel 9 (Verdsettingsmetoder for ulike økosystemtjenester), og ved å vise hvordan disse teknikkene kan brukes til å måle mange av økosystemtjenestene i referanselisten for økosystemtjenester (SEEA EAs kapittel 6 – Begreper for økosystemtjenester i regnskapet).

Referanser i rapporten

I hovedteksten refererer vi til FNs System of Environmental Economic Accounting - Ecosystem Accounting (SEEA EA) som *SEEA EA (FN et al. 2021)*, *SEEA EA*, eller *FN et al. (2021)*, og til FNs Monetary Valuation of Ecosystem Services and Assets for Ecosystem Accounting som *NCAVES* og *MAIA (2022)*.

1.6. Rapportens oppbygning

Rapporten er delt inn i tre hoveddeler. Del 1, som omfatter rapportens kapittel 2, 3 og 4, gir kunnskapsbakgrunnen for monetær verdsetting i økosystemregnskap. Disse kapitlene diskuterer hvordan økosystemtjenester kan regnskapsføres, hvordan de kan inkluderes i nasjonalregnskapet ved hjelp av tilgang- og anvendelsestabeller, og hvilke verdsettingsmetoder som kan brukes for å sette en monetær verdi på økosystemtjenester. Vi begrenser oss til de økosystemtjenestene som er beskrevet i tabell 6.3 i SEEA EA. Denne tabellen er oversatt og inkludert i del 1.

Del 2, som omfatter rapportens kapittel 5, tar utgangspunkt i tabell 6.3 i SEEA EA og beskriver de ulike økosystemtjenestene etter de overordnede kategoriene forsynende økosystemtjenester, regulerende økosystemtjenester og kulturelle tjenester. For hver av økosystemtjenestene beskrives først økosystemtjenesten og dens biofysiske grunnlag. Deretter går vi inn på verdsettingsmetoder, studier som har verdsatt økosystemtjenesten i Norge eller i andre land og relevante datakilder for verdsetting der dette finnes.

Del 3, som omfatter rapportens kapittel 6, 7 og 8, tar for seg kapittel 10, 11 og 12 i SEEA EA-manualen, dvs. verdsetting av økosystemkapital, økosystemregnskap sett i sammenheng med nasjonalregnskap, og andre verdsettingsmetoder utover nasjonalregnskapet. For hvert av kapittel 10, 11 og 12 beskriver vi utfordringer, ressursbehov og forvaltningsnytte av å ta i bruk prinsippene i kapittelet i en norsk forvaltningskontekst.

Kapittel 9 oppsummerer funnene i rapporten, og kapittel 10 ser på kunnskapsbehov og peker på veien videre.

1.7. Rapportens avgrensninger

I rapporten er hovedfokuset ulike verdsettingsmetoder for økosystemtjenester og økosystemkapital på et nasjonalt nivå. Det innebærer at det ikke er tatt stilling til mulighet for stedfesting eller disaggregering på generelt grunnlag, men det omtales der det er relevant med tanke på aktuelle verdsettingsmetoder. Geografisk inndeling og stedfesting ved monetær verdsetting er noe som må utvikles videre i takt med utviklingen av det biofysiske regnskapet for økosystemtjenester.

Metoder og anslag for økosystemverdier som presenteres her bygger på en omfattende internasjonal og nasjonal faglitteratur. I arbeidet har vi brukt denne faglitteraturen i så stor grad det har vært mulig innenfor oppdragets tidsramme. Det har imidlertid ikke vært mulig å utarbeide en mer fullstendig og oppdatert oversikt over aktuell faglitteratur. I det videre arbeidet med utvikling av økosystemregnskap for Norge vil det også bli lagt vekt på å presentere den faglige bakgrunnen for metoder og verdianslag mer fullstendig.

I forhold til tilgang- og anvendelsestabeller, fokuserer vi hovedsakelig på tilgangssiden, det vil si økosystemtjenestene som økosystemene leverer. SEEA EA og NCAVES og MAIA (2022) gir lite veiledning om hvordan etterspørselssiden, dvs. brukerne, skal klassifiseres og analyseres. Derfor har vi ikke diskutert dette i detalj i denne rapporten. I fremtiden vil det imidlertid være viktig å identifisere klasser av brukere for å knytte økosystemtjenester og deres nytte til brukerne. Et eksempel om klassifisering av brukere fra USA (USA Environmental Protection Agency, 2020) er inkludert i Appendiks – Vedlegg F.

2. Formål med verdsetting i SEEA EA

Formålet med monetær verdsetting i SEEA EA er diskutert i selve regnskapsmanualen og er oppsummert i NCAVES og MAIA (2022). Verdsettingen her omfatter både økosystemtjenester og økosystemkapital.

SEEA EA regnskapene er utformet for å kunne brukes på nasjonal eller større subnasjonal skala, dvs. i sammenheng med flere økosystemenheter på tvers av de mange ulike økosystemtypene innenfor et økosystemregnskapsområde og for flere økosystemtjenester. Dette tilsvarer den generelle anvendelsen av nasjonalregnskapet, som dekker aktivitetene til alle næringer som er hjemmehørende i et økonomisk område.

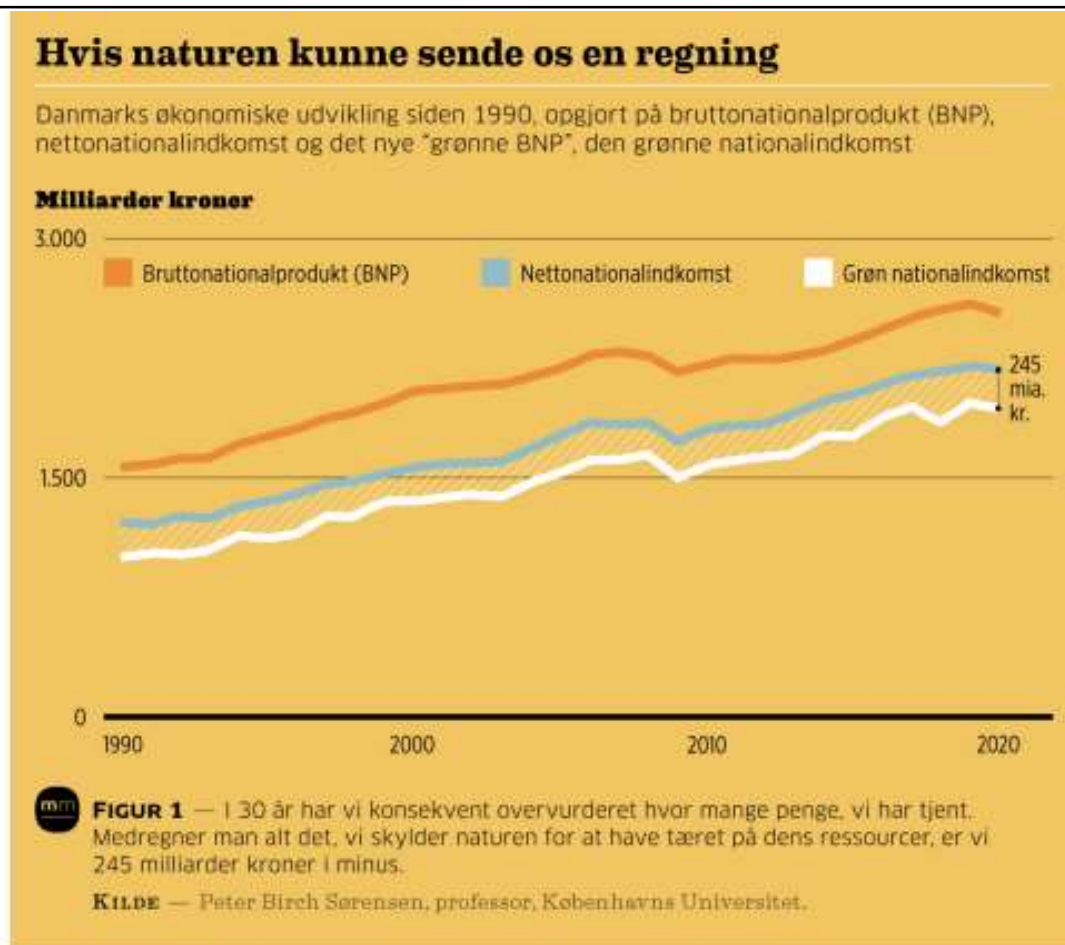
I følge SEEA EA (avsnitt 2.2) er formålet med å måle økosystemtjenester og økosystemkapitalenheter i en pengeverdi, å kunne sammenligne med størrelser fra nasjonalregnskapet. Dette krever bruk av bytteverdier. I nasjonalregnskapet er prisen et mål på produktets bytteverdi (NOU 2013:10).³ Produkter verdsettes så langt det er mulig basert på markedspriser. Der markedspriser ikke er tilgjengelig, kan verdien alternativt verdsettes med komponenter fra kostnadssiden. SEEA EA benytter samme konseptet på bytteverdi som nasjonalregnskapet og standard økonomiske regnskapsprinsipper for å kunne sammenligne med økonomiske og finansielle data. Dette har noen fordeler og noen ulemper, for eksempel inkluderer det ikke de utvidede verdiene for samfunnet som ikke-bruksverdier, som fortsatt er viktige for samfunnet (SEEA EA, avsnitt 1.2).

NCAVES og MAIA (2022, side 11) skriver at monetære regnskaper basert på bytteverdier er nyttige for å:

- Synliggjøre betydningen av ikke-prisede økosystemtjenester for samfunnet slik som verdien av vannrensing, karbonopptak og -lagring og luftfiltrering. Dette kan også omfatte kulturelle økosystemtjenester. Verdien av karbonopptak og -lagring i skog ble synliggjort ved hjelp av finansdepartementets karbonpriser i SSB (2023). En kan også synliggjøre hva naturbasert turisme, slik som havfiske, kan bety økonomisk for en region.
- Tydeliggjøre verdien av økosystemtjenester som innsatsfaktorer i virksomheters produksjon og deres verdikjeder. For eksempel har en metastudie sett på økonomisk verdi av pollinering (Porto et al., 2020).
- Sammenligne ulike avveier av økosystemtjenester ved bruk av relative priser. For å trekke på tall fra økosystemregnskapet forutsetter dette at de relevante økosystemtjenestene for avveieren en ønsker å foreta har bytteverdier. For eksempel kan et areal (en økosystemenhet) produsere økosystemtjenester som har verdi for flomdemping og vannrensing, og denne verdien kan avveies mot annen arealbruk som vil redusere flomdempingskapasiteten og vannrenningskapasiteten. Kapittel 12 av SEEA EA-manualen tar for seg hvordan en kan kommunisere både bytteverditall og velferdsverditall i en brotabell og dette er diskutert videre i denne rapporten i kapittel 8.
- En felles måleenhet gjør det lettere med sammenligninger av verdien av økosystemkapital, produsert kapital og andre former for kapital som målt i nasjonalregnskapet. Dette er et bidrag til forbedre anslag for nasjonalformue. Verdensbanken utleder nasjonalformuesanslag der en inkluderer kapitalverdi av ulike former for kapital i Norge inkludert deres anslåtte årlige kapitalverdi av økosystemtjenester fra skog og årlig kapitalverdi av tømmer fra skog.⁴

³ SNA 2008 beskriver bytteverdi som «... verdiene som varer, tjenester arbeidskraft eller eiendeler faktisk byttes eller annet veksles til penger (valuta eller andre innskudd) (SNA 2008 kap. 3.E.2)

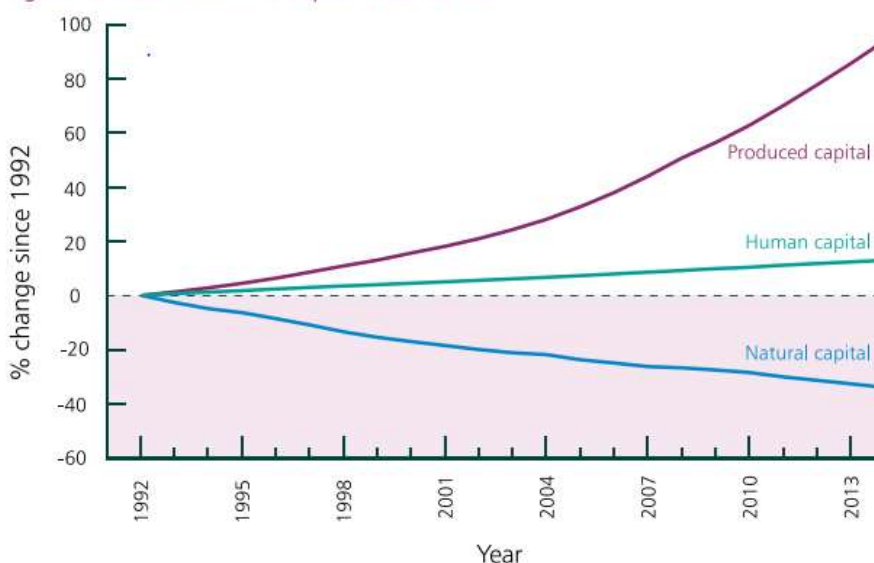
⁴ <https://databank.worldbank.org/source/wealth-accounts>

Figur 2.1 Utvikling i bruttonasjonalprodukt, nettonasjonalinntekt og grønn nasjonalinntekt for Danmark

Figur 2.1 viser et utklipp fra avisartikkel som viser utvikling i bruttonasjonalprodukt, nettonasjonalinntekt og grønn nasjonalinntekt for Danmark. Analysearbeidet bak tallene er ledet av Professor Peter Birch ved Københavns Universitet⁵. Figuren viser at BNP ville vært lavere dersom verdien av naturforringelse var regnet med.

- Evaluere trender og utvikling i inntekt og nasjonalformue. I tillegg til studien fra Danmark i forrige punkt som viser utvikling i nasjonalinntekt, viser Dasgupta-rapporten (Dasgupta, 2021) trend og utvikling i inntekt global formue. Videre gir verdensbankens data muligheter for å finne tall for utvikling i formue for ulike land. Det er noe uklart hvordan ulike økosystemtjenester er verdsatt i verdensbankens nasjonalformuestall.

⁵ <https://www.mm.dk/artikel/nyt-groent-nationalregnskab-afsloerer-massivt-overtraek-paa-naturens-ressourcer>.

Figur 2.2 Utvikling i global formue per innbygger**Figure 4.8 Global Wealth Per Capita, 1992 to 2014**

Source: Managi and Kumar (2018).

Kilde: Managi and Kumar 2018 as shown in the Dasgupta review.

- Naturkapital kan være innsatsfaktor i produksjon av både produsert kapital og human kapital. Vi ser fra figur 2.2 at mens produsert kapital øker mye og human kapital øker noe, så faller naturkapitalen over hele perioden. Dette betyr at det blir mindre naturkapital å bruke som innsatsfaktor i framtiden dersom naturkapitalen ikke er fornybar eller utnyttes på en sånn måte at den blir ikke-fornybar.
- Forbedre ansvarliggjøring og transparens når det gjelder offentlige utgifter til miljø ved å synliggjøre at miljøutgifter er en investering og ikke kun en kostnad. Der en kan anslå en bytteverdi for verdien av investeringen kan en bruke kun økosystemregnskapstall. Eksempler på dette kan være lokal rekreasjonsverdi av et område, som estimert ved bruk av data for eiendomsverdi der eiendomsverdien kan endres som følge av investeringer i lokale grøntarealer, eller gjennom tall for endring i omsetning i cafe- og restaurantbransjen i et urbant område der strandlinjen blir tilgjengelig gående og badende. I andre tilfeller kan en ha velferdstall for verdien brukere av økosystemtjenester får som følge av miljøforbedringer og kan økosystemregnskapstall supplere med tall for kostnader. Dersom kostandene er priser inkluderer disse produsentoverskudd slik at en kan se på velferdsendringer.
- Bruk som referansedata for å understøtte scenariomodeller og bredere økonomisk modellering. Økosystemregnskap vil si noe om areal og tilstand til økosystemer i dag. Biofysiske referansedata for dette kan danne basis for verdsetting ved bruk av velferdsestimater av nullalternativet i nytte-kostnadsanalyser. Selv om Storbritannia ikke har noe økosystemregnskap per i dag, greide en ved bruk av nasjonalregnskapstall og estimerte verdsettingstall (både regnskaps- og ikke-regnskapskompatible) og lage for ulike miljøpolitiske valg for utviklingen i Storbritannia, i UKNEA-studien (Bateman et al. 2013).
- Vurdere økonomisk risiko relatert til natur og miljø. Med utvidede kryssløpstabeller (diskutert i kapittel 7) kan det være mulig på sikt å anslå hvor stor del av bruttoverdien i en næring som avhenger av en økosystemtjeneste og som derfor er utsatt for naturrisiko om tilgangen til denne økosystemtjenesten blir redusert. Et eksempel på hvordan bedrifter kan bruke SEEA EA til å evaluere naturrisiko er gitt i rapporten «Time to Take Stock»⁶.

⁶ <https://capitalscoalition.org/publication/time-to-take-stock/>

- Kalibrering av økonomiske virkemidler som miljømarkeder og avgifter og subsidier relatert til natur og miljø, slik som delen av en mulig naturavgift som relaterer til økosystemers karbonopptak og -lagring (SSB 2023), eller et overvannsgebyr (Seifer-Dähnn et al. 2022).

2.1. Andre viktige momenter ved verdsetting

I mange av disse tilfellene kan velferdsverdier og ikke bare bytteverdier være svært verdifulle for beslutningstakere. For eksempel bidro tall fra betalingsvillighetsundersøkelser til kunnskapsgrunnlaget etablering av nasjonalpark i Østmarka (Magnussen et al. 2021).

Det er også viktig at det tydelig kommuniseres hva de monetære verdiene som brukes i økosystemregnskap og som er regnskapskompatible betyr og hva disse tallene ikke betyr. NCAVES og MAIA (2022) i tar opp behovet for god kommunikasjon rundt dette i sitt kapittel 6.5.

På et lavere geografisk nivå, slik som i en kommune, kan det være viktig med prosjektevaluering med nyttekostnadsanalyse som bruker noen miljøøkonomiske verdsettingstall, der noen av disse ikke direkte brukes som verdsettingstall i SEEA EA. Samtidig kan mange mindre lokale prosjekter framstå som samfunnsøkonomisk lønnsomme enkeltvis, mens summen av alle enkeltprosjekter kan ha negative konsekvenser for nasjonale målsetninger for natur. På et høyere geografisk nivå kan SEEA EA bidra til å synliggjøre, ved hjelp av mer begrensende verdsettingstall enn det som kan brukes i nyttekostnadsanalyser, endringer i forsyningen verdsatte av økosystemtjenester over tid og rom og sett i sammenheng med økonomien for øvrig. Verdsetting i bytteverdi kan også bidra til å synliggjøre knapphet i større sammenhengende markeder, for eksempel for en del forsyvende tjenester.

I diskusjonen av verdsetting er det relevant å peke på at i forvaltningssammenheng er det nyttig med separate – disaggregerte – indikatorer og verdianslag som er knyttet til lokale økologiske forhold, som kan stedfestes på kart. Ved aggregering av indikatorer og verdianslag på tvers av lokale økologiske forhold, kan man komme til å overskygge viktige utviklingstrekk eller slå sammen usammenliknbare tall. Muligheten for å kartfeste lokale økologiske forhold og utvikle disaggregerte verdianslag basert på stedfestet informasjon er noe av det nyskapende ved SEEA EA i forhold til de andre regnskapsrammeverkene.

3. Økosystemtjenester i regnskapssammenheng

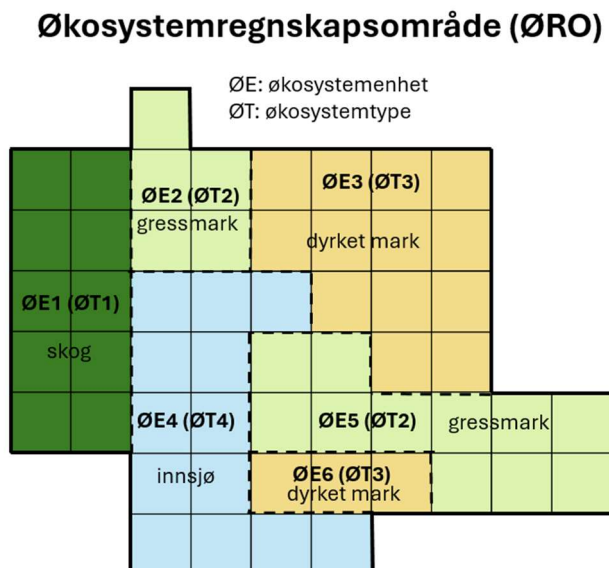
SEEA EA har en annen produksjonsgrense enn nasjonalregnskapets for å kunne føre regnskap over økosystemtjenester. I økosystemregnskap ligger alle økosystemtjenestene utenfor nasjonalregnskapets produksjonsgrense (SEEA EA, avsnitt 6.19). Økosystemtjenester er bidragene fra økosystemene til nytte i økonomisk og annen menneskelig aktivitet (SEEA EA, avsnitt 6.9). Denne definisjonen tar med direkte fysisk forbruk og naturopplevelse der naturopplevelse også omfatter passiv nytelse, dvs. passiv bruk når en ikke er ute i naturen og påvirker den med sin bruk, f.eks. når en nyter utsikt til naturen. Økosystemtjenester omfatter alle former for interaksjon mellom økosystemer og mennesker, både innenfor et økosystem og på fjernere lokaliteter. Natur som ikke brukes passivt eller aktivt av samfunnet er ikke med i produksjonsgrensen til SEEA EA.

Økosystemtjenester er innsatsfaktorer i mange verdikjeder uten at det blir ført regnskap over i nasjonalregnskapet. I økosystemregnskapet viser man hvordan økosystemer bidrar til produksjonen av varer og tjenester i samfunnet. Økosystemtjeneste-begrepet kobler økosystemer og deres produksjon av økosystemtjenester til forbruksaktiviteter i næringslivet, husholdninger og offentlig sektor/myndigheter.

Målingen av økosystemtjenester er sentralt for å ha et integrert økosystemregnskap for økosystemer og økonomi. Det er grunnleggende for økosystemregnskap å koble økosystemtjenester fra ulike økosystemer til de som drar nytte av økosystemtjenestene. Dette tilgjengeliggjør informasjon om hvordan ulike økosystemer bidrar med økosystemtjenester inn i økonomien. Økosystemregnskap kan bidra til økt forståelse av betydningen av økosystemer og endringer i disse, noe som også kan øke forståelsen for hvilke økosystembidrag som kan stå i fare for å bli borte eller sterkt reduserte.

Et enkelt eksempel på dette er endringer i arealbruk: for å gi plass til jordbruksproduksjon ødelegger man ofte andre typer økosystemer, for eksempel skogsområder, og utarmer dermed naturressursene og økosystemtjenestene som området tidligere leverte. Med økosystemregnskap registreres endringene i strømmen av økosystemtjenester, slik at i dette eksemplet vil dyrket mark øke og skogarealet reduseres, noe som indikerer en økning i arealer som forvaltes av mennesker for produksjonsformål.

Figur 3.1 Illustrasjon av forholdet mellom begrepene økosystemregnskapsområde (ØRO), økosystemtype (ØT) og økosystemenhet (ØE)



Kilde: Tilpasset fra SEEA EA.

I SEEA EA beskrives økosystemtjenester som produsert i økosystemenheter. En økosystemenhet er et sammenhengende område av en bestemt økosystemtype som kjennetegnes av et distinkt sett av biotiske og abiotiske komponenter og samspillet mellom dem. Økosystemenheter kan grupperes i ulike økosystemtyper som har lignende økologi og bruk. Det er vanligvis ikke noe overlapp mellom økosystemtyper. Et økosystemregnskapsområde kan inneholde flere økosystemenheter og typer og er det område en fører regnskap for (se figur 3.1). Dette kan være et område av interesse for forskning, politikk, virkemiddelbruk, et nedbørsfelt, eller et demografisk avgrenset område som en kommune, et fylke eller et land. I visse tilfeller kan det være av nytte å holde økosystemregnskapsområdet så lite som mulig slik at en kan innarbeide den lokale konteksten, ulike institusjonelle oppsett og økosystemforskjeller.

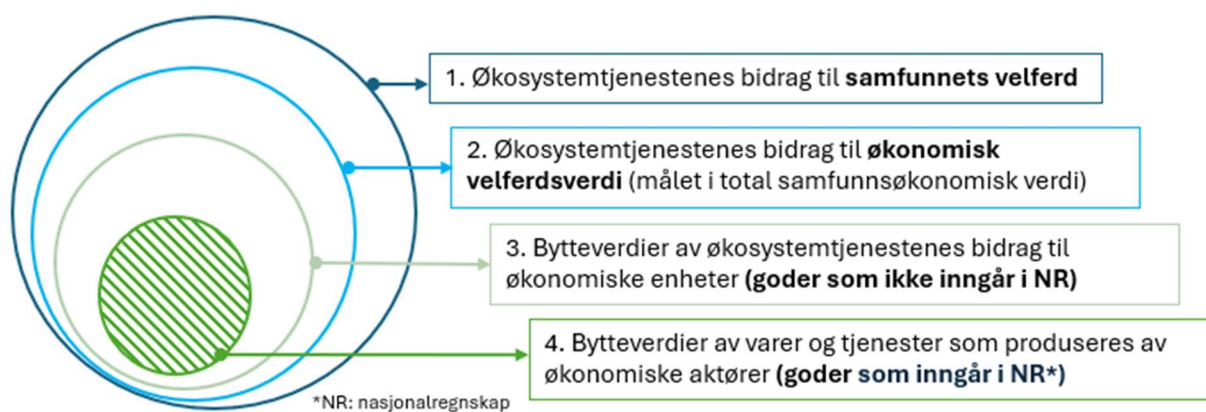
Noen økosystemtjenester produseres av flere økosystemenheter, i så tilfelle kan en forsøke å fordele den økonomiske verdien av denne økosystemtjenesten over de ulike økosystemenhetene. I praksis kan det bli nødvendig å finne aggregerte tall for demografiske områder og ikke for mindre økosystemregnskapsområder.

Figur 3.2 viser ulike tilnærminger for å beregne økosystemtjenestenes nytte for samfunnet i pengeverdi. I ytterste sirkel har vi økosystemtjenestenes bidrag til samfunnets velferd på et overordnet nivå, dette inkluderer alle bidrag verdsatt i pengeverdi eller ikke. I neste sirkel, beregningsnivå 2, har vi de økosystemtjenestene som kan verdsettes ved hjelp av metoder fra miljøøkonomifaget. Her brukes «total økonomisk verdi»-tilnærmingen og noen av verdsettingsmetodene inkluderer konsumentoverskuddet.⁷ Se også vedlegg B for hva som inkluderes i det som omtales som total økonomisk verdi i miljøøkonomi. Verdiestimer som inkluderer konsumentoverskudd, kan brukes i prosjektevaluering slik som nyttekostnadsanalyse. SEEA EA krever monetære økosystemregnskap i beregningsnivå 3 og 4, det betyr at kun de metodene i miljøøkonomi som kan brukes til å utlede en bytteverdi basert på transaksjonsprinsippet (pris). Dette gjør at verdsettingen av økosystemtjenester er kompatibel med verdsettingsmetodene som brukes i nasjonalregnskapet, men konsekvensen er at per nå, kan færre økosystemtjenester verdsettes på dette beregningsnivået. Fordelen er at verdiestimatene vil være i samme verdienhet, og noe som muliggjør aggregering på tvers av økosystemtjenester for å lage måleindikatorer (SEEA EA, avsnitt 8.32) som blant annet kan brukes til å sammenligne verdier på tvers av lokaliteter, økosystemer, økosystemtjenester, brukere og over tid.

Verdsettingstall fra SEEA EA kan ikke brukes direkte i nyttekostnadsanalyser, dersom konsumentoverskuddet er utelatt i tall der dette burde ha vært med. Videre siden, en ved å se på bytteverdier som kun inkluderer bruksverdier av økosystemtjenester, og eventuelt mellomliggende økosystemtjenester som bidrar til bruksverdier, for mennesker vil flere verdikategorier som ligger inne i «total økonomisk verdi»-konseptet ikke være inkludert i regnskapet. For eksempel er eksistensverdi ikke vurdert dvs. den nytten mennesker har av å vite at en bestemt miljøressurs eksisterer, mens slike verdier kan vurderes på beregningsnivå 2. Kapittel 11 i SEEA EA manualen diskuterer utvidede regnskap der en også ser på mulighet for inkludering av verdiestimer på beregningsnivå 2.

⁷ Konsumentoverskudd er nytteoverskuddet som oppstår når en summe av det konsumenter er villig til å betale for et gode er større en den summen som konsumentene faktisk betaler.

Figur 3.2 Illustrasjon av hvilke økonomiske verdier som vises ved bruk av transaksjonsverdier av økosystemtjenester



Kilde: Tilpasset fra Barton et al. (2017).

SEEA EA har separate regnskap over økosystemtjenester i fysiske og monetære verdier. I økosystemregnskapet leveres økosystemtjenester fra økosystemenheter til økonomiske enheter hvor økonomiske enheter er delt inn på samme måte som i nasjonalregnskapet, dvs. næringsliv, offentlig sektor og husholdninger. I regnskapssammenheng kreves det at en økosystemtjeneste må ha en bruker. Forsyningen av økosystemtjenester regnskapsføres over en viss tidsperiode, for eksempel et år. Regnskapstilnærmingen for fysiske og monetære økosystemtjenesteregnskap krever at forsyningen er lik bruken (tilgangen er lik anvendelsen) over en bestemt regnskapsperiode.⁸ Forsyning og bruk av økosystemtjenester vil ikke alltid være fra én økosystemenhet til én økonomisk enhet. Flere økosystemenheter kan bidra til produksjonen av en økosystemtjeneste, for eksempel flomkontrolltjenester involverer en rekke økosystemtyper i et nedbørsfelt. En økosystemtjeneste kan også bli brukt av mange økonomiske enheter, for eksempel vil luftfiltreringstjenester bidra til fordeler som nyttes av både husholdninger og næringer. Dette er nærmere forklart i kapittel 3.2 om tilgangs- og anvendelsestabeller.

Økosystemtjenester kan gi direkte nytte, dvs. være en endelig økosystemtjeneste, eller gi nytte som mellomliggende økosystemtjeneste for eksempel gjennom produksjon av habitat for småfisk som skal vokse til store fisk. SEEA EA fokuserer på å måle endelige økosystemtjenester, men muliggjør også at mellomliggende økosystemtjenester av interesse kan regnskapsføres i økosystemtjenesteregnskapene. Dette kan for eksempel være aktuelt for pollinering som er en mellomliggende økosystemtjeneste for en del matproduksjon.

Endelige økosystemtjenester kan gi direkte nytte, men også indirekte nytte som produksjonsfaktor i annen produksjon. Når økosystemtjenester er en produksjonsfaktor sammen med andre produksjonsfaktorer slik som arbeid og produsert kapital er det nødvendig å isolere nytteverdien en får av økosystemtjenesten fra nytteverdien andre innsatsfaktorer gir til produksjonen av en vare/gode eller tjeneste for å unngå dobbelttelling i regnskapet.

⁸ Det at økosystemer potensielt kan levere mer enn kun den nåværende strømmen av økosystemtjenester diskuteres i relasjon til økosystemets kapasitet. Økosystemkapasitet til å levere økosystemtjenester i framtiden er av interesse for beregning av økosystemkapital som diskutert i kapittel 6 i denne rapporten.

Begrepene naturgoder og økosystemtjenester i regnskapssammenheng

Grimsrud et al. (2020) diskuterer verdsetting av naturgoder i naturregnskap. Der defineres naturgode som et synonym for økosystemtjeneste, og de argumenterer for at «naturgode» kan være lettere å kommunisere enn «økosystemtjeneste». I denne rapporten brukes begrepet økosystemtjeneste(r) for naturgode(r) som produseres av økosystemer.

Artikkelen påpeker viktigheten av at definisjonen av naturgode/økosystemtjeneste må være slik at en ikke dobbeltteller. De siterer som følger: «Dette er mulig dersom en kun regner med naturgodets endelige bidrag til samfunnet (FN et al. 2014; Banzhaf og Boyd 2012).» Videre siterer de Barbier (2012) som definerer økosystemtjenester som «de direkte og indirekte bidragene fra økosystemer til menneskelig velferd» (EPA, 2009, s. 12). Grimsrud et al. (2020) skriver videre at «dobbelttelling i regnskap unngås ved å legge vekt på sluttbidraget fra økosystemer og ved å skille mellom et naturgode (et direkte bidrag) og økosystemers *bidrag til* et naturgode (et indirekte bidrag). Et indirekte bidrag er økosystemets bidrag som innsatsfaktor i produksjonsfunksjonen til et naturgode. For eksempel er innhøstet fisk et naturgode, men en må trekke fra lønnskostnader og kostnaden for andre innsatsfaktorer for å beregne økosystemets bidrag til produksjonen av den innhøstede fisken.»

SEEA EA manualen skiller mellom i) tilgangen på økosystemtjenester til brukere og ii) bidraget fra økosystemtjenester som er til nytte for i økonomisk og annen menneskelig aktivitet (SEEA EA, avsnitt 6.8 og 6.9).

Nytte er definert som goder og tjenester som brukes av mennesker og samfunn. Definisjonen av nytte i SEEA EA er bredere enn definisjonen i nasjonalregnskapet. I nasjonalregnskapet er økonomisk nytte verdien av varer og tjenester som gir verdiøkning (gain) eller positiv nytte (tilfredshet eller velferd) fra en handling (produksjon, konsum eller forøkning) og som er inkludert i produksjonsgrensen til nasjonalregnskapet. I økosystemregnskap er en nytte en økning eller et positivt bidrag til velferd som følge av bruk av økosystemtjenester (SEEA EA, avsnitt 6.16). Nytt kan dermed referere enten til varer og tjenester innenfor nasjonalregnskapets produksjonsgrense, eller ligge utenfor nasjonalregnskapets produksjonsgrense og i så fall reflektere en økning i eller positivt bidrag til velferd som følge av bruken av økosystemtjenester.

Det monetære regnskapet for økosystemtjenester bør generelt samsvare med det biofysiske regnskapet for økosystemtjenester. Det vil imidlertid være tilfeller hvor økosystemtjenester er svært utfordrende å verdsette i monetære verdier, noe som gjør at antall økosystemtjenester som er målt i det monetære økosystemtjenesteregnskapet i praksis vil være lavere enn i det biofysiske økosystemtjenesteregnskapet (SEEA EA, avsnitt 9.6). En bør da vise hvilke økosystemtjenester som ikke er inkludert i den monetære verdsettingen for å kunne vise til viktigheten og relevansen av disse biofysiske økosystemtjenestene i politikktutforming. I noen tilfeller kan det være motsatt, det vil si at det er enklere å måle en økosystemtjeneste i monetære verdier enn biofysiske verdier. Det er eksempler på dette i det nederlandske regnskapet hvor vannrensingstjenester og rekreasjonsrelatert opplevelse tjenester kun er målt i monetære verdier (Statistics Netherlands og WUR, 2022).

Regnskap over forsyning og bruk av økosystemtjenester, både biofysiske og monetære, kan brukes til å beskrive samfunnets bruk og avhengighet av økosystemtjenester. Å koble økosystemer til økonomisk aktivitet viser hvordan økonomiske sektorer, inntekter og sysselsetting er avhengig av økosystemer. Sammen med kunnskap om utbredelse og tilstand av økosystemer, kunnskap om påvirkningsfaktorer slik som miljøutgifter, og kunnskap om forvaltning av ressurser og data på økonomisk aktivitet får en et rikere bilde av sammenhengene. SEEA Central Framework (SEEA CF) og nasjonalregnskapet gir derfor viktig komplementær informasjon som kan vise hvordan ulike påvirkningsfaktorer endrer økosystemer og hvordan ulik produksjon avhenger av økosystemtjenester. For å kunne få god nytte av tall fra SEEA CF dersom dette regnskapet føres, kan det være nyttig å vurdere om det er nødvendig å øke den geografiske oppløsningen.

3.1. Logiske kjeder

For å synliggjøre koblingen mellom økosystemenheter, økosystemtjenester, nytte og brukere, viser SEEA EA eksempler av såkalte «logiske kjeder» i Annex 6.1. Logiske kjeder gir en standarddrømme for registrering av informasjon som er relevant for beskrivelsen og målingen av de enkelte økosystemtjenestene. Hver logiske kjede viser sekvensene der en økosystemenhet leverer en økosystemtjeneste til en økonomisk enhet, som videre bruker økosystemtjenesten som innsatsfaktor i en produksjons- eller forbruksaktivitet, noe som fører til nytte som inngår eller ikke i nasjonalregnskapet. Logiske kjeder består av følgende elementer: økosystemtjeneste, økosystemtyper, faktorer som påvirker tilgang (samfunnsmessige, økologiske), faktorer som påvirker bruken, mulige fysiske mål for økosystemtjenesten, nytte og brukere. I rapporten inkluderer vi illustrasjoner av forenklete logiske kjeder for de syv økosystemtjenestene som er angitt i Eurostats retningslinjer.

Tabell 3.1 viser en generisk logisk kjede med luftrensing som et eksempel.

Tabell 3.1 Illustrasjon av en generisk logisk kjede: nøkkelementer for monetærverdsetting i SEEA EA

Øko-system-type(r)	Øko-system-enhet	Øko-system-tjeneste	Faktorer som påvirker tilgang		Faktorer som påvirker bruk	Mulige fysiske mål	Nytte	Brukere
		en logisk kjede bør fokusere på én enkelt økosystemtjeneste	Økologiske	Samfunnsmessige / økonomiske innsatsfaktorer Varer og tjenester, produsert kapital, humankapital	hvordan mennesker og økonomiske enheter engasjerer seg i økosystemet for å benytte seg av ØT.		Økonomisk nytte: nytte som inngår i nasjonalregnskapet og nytte som ikke inngår i nasjonalregnskap	Det offentlige Næringer Husholdninger
<i>f.eks. skog, grønne byområder</i>	<i>f.eks. en avgrenset skog</i>	<i>f.eks. luftrensing</i>	<i>f.eks. vegetasjonstype og -tilstand</i>	<i>f.eks. forvaltningskostnader; beliggenhet og mengde utslipp av luftforurensende stoffer</i>	<i>f.eks. beliggenhet og antall personer og bygninger som er berørt av forurensning.</i>	<i>f.eks. tonn forurensende stoffer absorbert</i>	<i>f.eks. økosystemtjenestens bidrag til bedre helse</i>	<i>f.eks. hele samfunnet</i>

Kilde: Tilpasset fra SEEA Tabell 6.2 (s. 127).

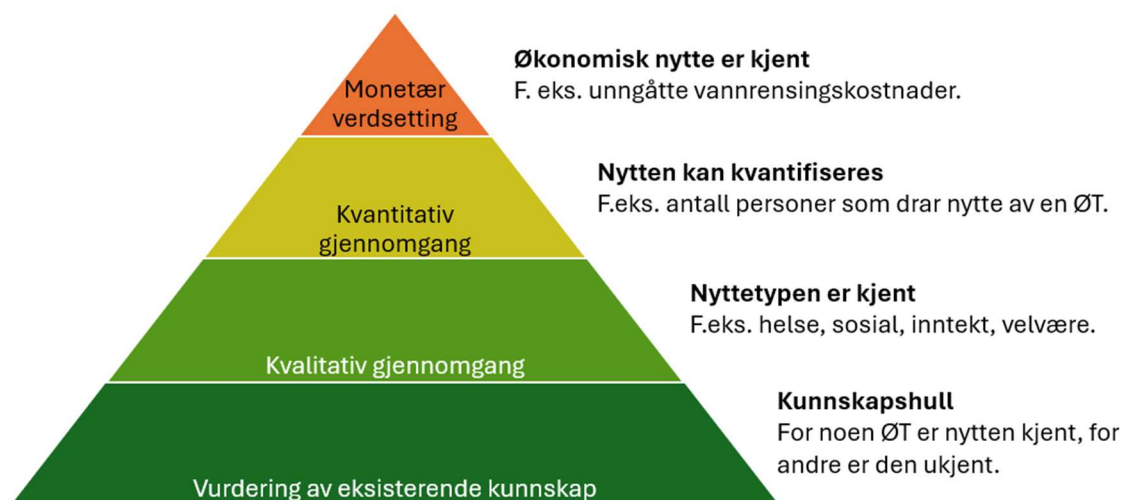
3.2. Nyttepyramiden

Etter å ha sett på logiske kjeder som forbinder økosystemenheter og økosystemtjenester med tilhørende nytte, presenterer vi nå et metodisk verktøy som kobler nytte til monetær verdsetting. Den sentrale forbindelsen mellom økosystemer og mennesker i SEEA representeres av monetær verdi av nytte (målt ved transaksjonsprinsippet i nasjonalregnskapet) mennesker oppnår gjennom spillet med økosystemene.

Pyramiden i figur 3.3 viser hvordan nytte kan måles. Først og fremst er det nødvendig å identifisere nytten. For noen økosystemtjenester kan det være svært intuitivt, som for eksempel muligheten til å drikke friskt og rent vann fra vannøkosystemer, mens for andre er nytten mennesker oppnår mindre intuitiv, som for eksempel nytten av biologisk kontroll av skadedyr og sykdommer. Når nytten er identifisert, er det viktig å vurdere den kvalitativt ved å beskrive hva slags nytte folk får av en økosystemtjeneste. Neste trinn er å vurdere på hvilke måter nytten kan måles. For forsynde- og regulerende økosystemtjenester kan det for eksempel være mengde høstede avlinger, eller kubikkmeter rensset vann. For kulturelle tjenester kan det være antall personer som besøker et rekreasjonsområde. Det siste trinnet er å måle verdien av nytten i pengeverdi.

Figur 3.3 Måling av nytte ved økosystemtjenester: nyttepyramiden. Sammenheng mellom økosystemtjenester (ØT) og monetær verdsetting

Hva kan sies i hvilke termer, og hva har blitt utforsket?



Kilde: Hentet og oversatt fra ten Brink (2008).

Jo lenger opp i pyramiden man kommer, desto færre økosystemtjenester kan vurderes uten å bruke mye tid og ressurser. Det kan være utfordrende å verdsette enkelte økosystemtjenester i pengeverdi. For alle økosystemtjenestene vi beskriver i de neste kapitlene, forsøker vi å beskrive nytten fra toppen av pyramiden, ved å vurdere mulige monetære verdsettingsmetoder. Der det ikke er mulig, foreslår vi andre mulige kvantitative mål. Der det heller ikke er mulig, inkluderer vi kun en beskrivelse av økosystemtjenesten og nytten for mennesker.

3.3. Tabell 6.3 fra SEEA EA – oversatt til norsk

Tabell 3.2 Fra SEEA EA – tabell 6.3 – oversatt til norsk

ØKOSYSTEMTJENESTE		BESKRIVELSE
Forsynende tjenester	Forsyningstjenester er de økosystemtjenestene som representerer bidragene til nytte som utvinnes eller høstes fra økosystemene.	
Forsynende tjeneste – biomasse	Forsyning av avlinger*	Forsyning av avlinger er økosystembidraget til veksten av dyrkede planter som høstes av økonomiske enheter til ulike formål, inkludert mat- og fiberproduksjon, fôr og energi.
	Forsyning av tømmer*	Forsyning av tømmer er økosystembidraget til veksten av trær og annen tre-relatert biomasse i både dyrket (plantasje) og ukultivert skog som høstes av økonomiske enheter for ulike bruksområder inkludert tømmerproduksjon og energi. Denne tjenesten ekskluderer produkter som ikke er tre-relatert.
	Forsyning fra husdyrhold	Forsyning fra husdyrhold er økosystembidraget til veksten av husdyr og husdyrprodukter (f.eks. kjøtt, melk, egg, ull, lær) som brukes av økonomiske enheter til ulike formål, først og fremst matproduksjon
	Forsyning fra akvakultur	Forsyning fra akvakultur er økosystembidraget til vekst av fisk, dyr og planter (eksempel fisk, skalldyr og tang) som kultiveres og høstes av økonomiske enheter.
	Forsyning av biomasse fra beiting	Forsyning av biomasse fra beiting er økosystembidraget til husdyrs biomasse som følge av beiting. Denne tjenesten ekskluderer økosystemets bidrag til veksten av avlinger som brukes til å produsere fôr til husdyr (f.eks. høy, soyamel), da det er inkludert under tjenester for avling.

ØKOSYSTEMTJENESTE		BESKRIVELSE
	Forsyning av villfisk og annen naturlig akvatisk biomasse	Forsyning av villfisk og annen akvatisk biomasse er økosystembidraget til veksten i fisk og annen biomasse som blir fisket eller på annen måte høstet fra ikke-kultivert produksjon av økonomiske enheter/aktører.
	Forsyning av vill flora og fauna og andre biomasser	Tjenester for forsyning av vill flora og fauna er økosystembidraget til veksten av ville dyr, planter og annen biomasse som fanges og høstes av økonomiske enheter for ulike bruksområder. Tjenesten ekskluderer skogprodukter som ved og tømmer, og tjenester knyttet til jakt, fangst og bioprospektering.
Tjenester relatert til forsyning av genetiske materiale		Økosystemtjenester relater til genetisk materiale er økosystemenes bidrag fra alt biologisk levende som brukes av økonomiske enheter. Eksempler er genmaterialet til utvikling og avl på nye plante- og dyrearter, gensyntese eller i produksjon og utvikling direkte ved bruk av genmaterialet.
Vannforsyningstjenester		Økosystemtjenesten for vannforsyning skal vise økosystemers bidrag til av vannrensing, vannregulering og andre økosystemtjenester som bidrar til vannforsyning av god kvalitet til ulike brukere.
Andre forsyningstjenester		
Regulerende og vedlikeholdstjenester	Regulerende og vedlikeholdstjenester er de økosystemtjenestene som er et resultat av økosystemenes evne til å regulere biologiske prosesser og til å påvirke klima, hydrologiske og biokjemiske sykluser, og derved opprettholde miljøforhold til fordel for individer og samfunn.	
Global klimareguleringstjenester *		Global klimareguleringstjenester er økosystembidraget til å redusere konsentrasjonen av drivhusgasser i atmosfæren gjennom opptak (sekvistrering) av karbon fra atmosfæren og lagring av karbon i økosystemer. Disse tjenestene støtter reguleringen av den kjemiske sammensetningen av atmosfæren og havene.
Lokale klima-reguleringstjenester *		Lokale klimareguleringstjenester er økosystembidraget til reguleringen av atmosfæriske omgivelsesforhold (inkludert mikro- og mesoskala klima) gjennom tilstedeværelsen av vegetasjon som forbedrer levekårene for mennesker og som støtter økonomisk produksjon.
Luftrensningstjenester*		Luftrensningstjenester er økosystemenes bidrag til filtreringen av luftbårne forurensninger gjennom avsetning, opptak, fiksering og lagring av forurensninger som gjøres av økosystemkomponenter, særlig planter, som reduserer de skadelige effektene av forurensninger.
Tjenester koblet til regulering av nedbørsmønster		Tjenester koblet til regulering av nedbørsmønster er økosystembidraget fra vegetasjonen, og særlig fra skoger, til å opprettholde nedbørsmønstrene gjennom evapotranspirasjon på sub-kontinental skala. Skog og annen vegetasjon resirkulerer fuktighet tilbake til atmosfæren, der den er tilgjengelig for dannelse av nedbør. Nedbøren i kontinenters indre deler er helt avhengig av denne resirkuleringen.
Tjenester relatert til regulering av jordkvalitet		Tjenester relatert til regulering av jordkvalitet er økosystembidraget til nedbrytning av organiske og uorganiske materialer og til jordas fruktbarhet og jordkarakter, f.eks. er dette egenskaper som ligger til grunn for matproduksjon og annen biomasseproduksjon. Dette er også knyttet til jordhelse som har fått mer oppmerksomhet i det siste og handler om hvordan jordsmonnet kan opprettholde sine biologiske og biofysiske kvaliteter.
Tjenester relatert til Jorderosjonskontroll (jordoppbevaring/retensjon på stedet)	Tjenester for jorderosjonskontroll	Tjenester for jorderosjonskontroll er økosystembidraget til de stabiliserende effektene av vegetasjon, som reduserer tap av jord (og sedimenter) og understøtter bruk av miljøet (f.eks. jordbruksaktivitet, vannforsyning).
	Skreddempende tjenester	Skreddempende tjenester er økosystembidraget til de stabiliserende effektene av vegetasjon, som reduserer eller forhindrer potensielle skader på menneskers helse og

ØKOSYSTEMTJENESTE		BESKRIVELSE
		sikkerhet og skadevirkninger på bygninger og infrastruktur som oppstår fra massebevegelse av jord, stein og snø.
Saneringstjenester for fast avfall		Saneringstjenester for fast avfall er økosystembidraget til omdannelsen av organiske eller uorganiske stoffer, gjennom virkningen av mikroorganismer, alger, planter og dyr som reduserer deres skadelige effekter.
Vannrensingstjenester		Vannrensingstjenester er økosystembidraget til vannrensing og opprettholdelse av den kjemiske tilstanden til overflatevann og grunnvann. Vannrensing foregår gjennom å fjerne eller å bryte ned helseskadelige næringsstoffer og forurensende stoffer.
Tjenester relatert til regulering av vannføring	Vedlikehold av minstevannføring	Tjenester relatert til regulering av vannføring inkluderer økosystembidraget til å absorbere og lagre vann, og å gradvis frigjøre vann i tørre sesonger eller perioder gjennom evapotranspirasjon og slik sikre en jevn vanntilførsel.
	Begrensning av flomtopphendelser	Tjenester relatert til regulering av vannføring inkluderer økosystembidraget til å absorbere og lagre vann, og dempe effektene av flom og andre ekstreme vannrelaterte hendelser.
Flomkontrolltjenester	Kystbeskyttelsestjenester	Kystbeskyttelsestjenester er økosystembidraget til å beskytte kysten og dermed redusere konsekvensene av flodbølger eller stormer. Denne beskyttelsen kommer fra elementer i kystlandskapet, for eksempel korallrev, sanddyner eller mangroveøkosystemer, som kan bidra til å dempe de negative konsekvensene av forhøyet tidevann eller storm på lokalsamfunn.
	Tjenester relatert til flomdemping i elver	Tjenester relatert til flomdemping i elver er økosystembidraget fra elvevegetasjon som gir struktur og fysisk barriere mot høye vannstander og dermed reduserer de negative konsekvensene av flom på lokalsamfunn.
Stormdempende tjenester		Stormdempende tjenester er økosystembidraget fra vegetasjon, inkludert lineære elementer, til å dempe virkningene av vind, sand og andre stormer (annet enn vannrelaterte hendelser) på lokalsamfunn.
Støydempingstjenester		Støydempingstjenester er økosystembidraget til å dempe virkningen av støy på mennesker som reduserer skadelige konsekvenser eller stress.
Pollineringstjenester*		Pollineringstjenester er økosystembidraget fra ville pollinatorer til befruktning av avlinger som opprettholder eller øker mangfoldet og/eller mengden av andre arter som økonomiske enheter bruker eller nyter godt av.
Tjenester relatert til biologisk kontroll	Tjenester relatert til biologisk kontroll av sykdommer	Tjenester relatert til biologisk kontroll av sykdommer er økosystembidraget til reduksjon eller forhindring av skadelige effekter av arter på menneskers helse.
	Tjenester relatert til biologisk kontroll av skadedyr	Tjenester relatert til biologisk kontroll av skadedyr er økosystembidraget til å redusere forekomsten av skadedyr og sykdommer på biomasseproduksjon eller annen økonomisk og menneskelig aktivitet.
Tjenester relatert til formering og opprettholdelse av habitat		Tjenester relatert til formering og opprettholdelse av habitat er økosystembidraget som er nødvendig for å opprettholde bestander av arter som økonomiske enheter bruker eller nyter godt av, enten gjennom opprettholdelse av habitater (yngel eller migrasjon) eller beskyttelse av naturlige gen-pooler.
Andre regulerende tjenester		
Kulturelle tjenester		Kulturelle tjenester er de opplevelsesmessige og immaterielle tjenestene knyttet til de opplevde eller faktiske kvalitetene til økosystemer hvis eksistens og funksjon bidrar til en rekke kulturelle nytteverdier.
Rekreasjonsrelaterte tjenester *		Rekreasjonsrelaterte tjenester er økosystembidraget, særlig gjennom biofysiske egenskaper og kvaliteter, som muliggjør menneskelig bruk og glede av miljøet gjennom direkte, lokal, fysisk og opplevelsesrik samhandling.
Visuelle opplevelsestjenester		Visuelle opplevelsestjenester er økosystembidraget til lokale levekår, særlig gjennom økosystemenes biofysiske egenskaper og kvaliteter som gir sanselig nytte, særlig visuelt. Denne tjenesten kombineres med andre økosystemtjenester,

ØKOSYSTEMTJENESTE		BESKRIVELSE
		inkludert rekreasjonsrelaterte tjenester og støydempende tjenester for å underbygge verdier av grønnstruktur.
Utdannings-, vitenskapelige og forskningstjenester		Utdannings-, vitenskaps, og forskningstjenester er økosystembidraget til menneskers mulighet til å bruke miljøet i intellektuell interaksjon.
Åndelige, kunstneriske og symbolske tjenester		Åndelige, kunstneriske og symbolske tjenester er økosystembidragene, spesielt gjennom de biofysiske egenskapene og kvalitetene til økosystemene, som er anerkjent av mennesker for deres kulturelle, historiske, estetiske, hellige eller religiøse betydninger.
Andre kulturelle tjenester		
Opplevelsesverdi av økosystem og arter		Opplevelsesverdi av økosystem og arter er økosystembidraget til velferden som mennesker oppnår fra eksistensen og bevaringen av miljøet for nåværende og fremtidige generasjoner, uavhengig av direkte eller indirekte bruk.

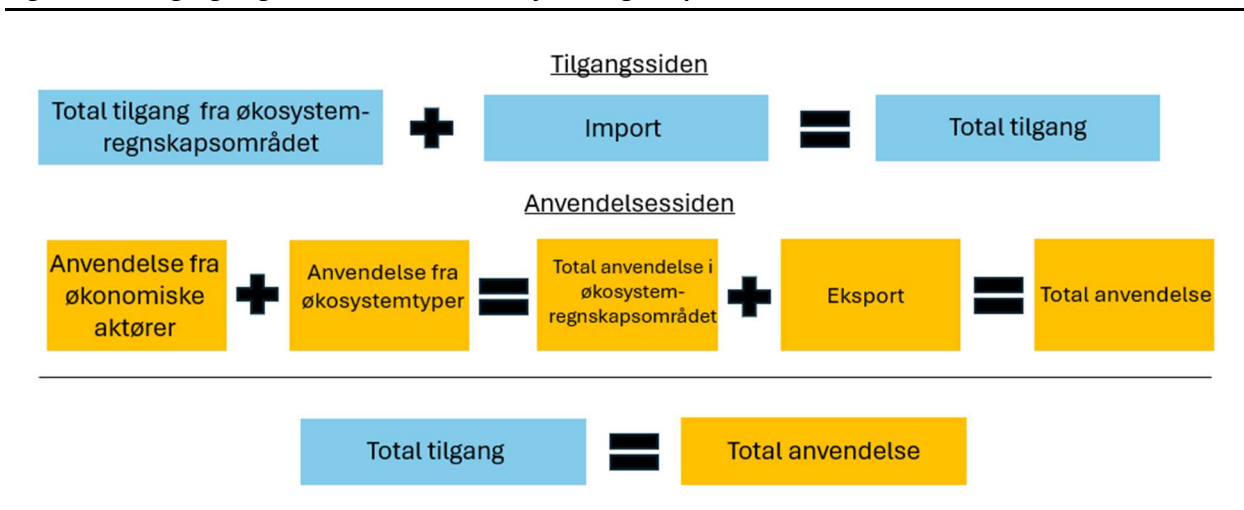
* Økosystemtjenester som er ventet underlagt pliktig rapportering til Eurostat.

3.4. Tilgang og anvendelsestabeller

Tilgang og anvendelsestabeller (på engelsk supply-use tables), gir et regnskap over tilgang og anvendelse av økosystemtjenester fra et økosystemregnskapsområde. Tabellene skal være konsistente mellom fysiske og monetære regnskaper. I noen tilfeller i økosystemregnskap vil en kun ha fysiske regnskap og ikke monetære regnskap.

På et overordnet nivå viser økosystemtjeneste regnskap strømmen av økosystemtjenester innenfor regnskapsområdet, inn og ut av regnskapsområdet og hvordan det inngår i økonomien. Tilgangstabellen viser tilgangen av økosystemtjenester fra økosystemtypene som produsenter av økosystemtjenester og fra import. Anvendelsestabellen viser anvendelsen av økosystemtjenester fordelt på tre områder, (1) som viser anvendelsen som produktinnsats i næringer og offentlig sektor, og sluttanvendelse (konsum, investering, eksport), også kalt økonomiske aktører, (2) som mellomliggende økosystemtjeneste til andre økosystemtyper, og (3) som eksport. Disse strømmene er illustrert i figur 3.4.

Figur 3.4 Tilgangs- og anvendelsessiden i økosystemregnskapsområde



Fysiske tilgang- og anvendelsestabeller for økosystemtjenester viser i fysiske enheter hvilke økosystemer økosystemtjenestene oppstår, hvilke næringer og sektorer som bearbeider dem til nye produkter og tjenester, og hvilke økonomiske aktører som konsumerer økosystemtjenestene direkte og indirekte som innsatsfaktor i andre varer og tjenester. Det er også mulig å legge inn mellomliggende økosystemtjenester som viser hvordan økosystemtjenester anvendes videre av i andre

økosystemer av ulike typer. En forenklet fremstilling av tilgang av økosystemtjenester er vist i tabell 3.3 og en forenklet framstilling av anvendelse av økosystemtjenester er vist i tabell 3.4.

Tabell 3.3 Tilgang av økosystemtjenester

	Økonomiske aktører			Økosystemtyper						
Tilgang	Sum innland	Import	Sum økonomiske aktører	Bebyggelse/Samferdsel	Dyrket mark	... andre økosystemer	Sum tilgang innenlandske økosystemer	Import	Sum tilgang økosystemenheter	Total tilgang
Økosystemtjenester										
Forsynende tjenester										
Regulerende og vedlikeholdstjenester										
Kulturelle tjenester										

Kilde: Forenkling av tabell 9.1. i SEEA EA tabell.

Tabell 3.4 Anvendelse av økosystemtjenester

	Økonomiske aktører			Økosystemtyper						
Anvendelse	Sum innland	Eksport	Sum økonomiske aktører	Bebyggelse/Samferdsel	Dyrket mark	... andre økosystemer	Sum anvendelse innenlandske økosystemer	Eksport	Sum anvendelse av økosystemenheter	Total anvendelser
Økosystemtjenester										
Forsynende tjenester										
Regulerende og vedlikeholdstjenester										
Kulturelle tjenester										

Kilde: Forenkling av tabell 9.1b i SEEA EA tabell.

Ved å verdsette i pengeverdi enheter av økosystemtjenester som brukes direkte eller som er innsatsfaktorer får man et økosystemtjenesteregnskap som viser strømmen av økosystemtjenester monetært. Gjennom tilgang- og anvendelsestabeller kan man knytte økosystemtjenestene til nasjonalregnskapet, noe som kan bidra til å øke forståelsen av økosystemtjenestenes betydning for økonomisk produksjon i nasjonalregnskapet og i økonomien.

Ulike økosystemenheter og økosystemtyper kan produsere en eller flere økosystemtjenester. For eksempel kan økosystemtypen skog produsere både trær (tømmer/ved), husdyrbeite, luftrensing og klimaregulering. Tilgangen av økosystemtjenester kan også komme som import ved at innlendinger som drar utenfor økosystemregnskapsområdet (ØRO) mottar økosystemtjenester fra andre økosystemregnskapsområder som eksempel kulturelle økosystemtjenester (visuelle opplevelser/ fritidsfiske), men det kan også være økosystemtjenester produsert utenfor regnskapsområdet som bidrar innenfor et økosystemregnskapsområde av interesse, som for eksempel flomverntjenester

eller luftrensing. For at økosystemregnskapet skal være konsistent med nasjonalregnskapet må begge regnskap benytte samme regnskapsgrense. Nasjonalregnskapet er avgrenset til norsk økonomisk aktivitet, hvor innlandet er definert som norsk økonomisk sone og alt utenfor er definert som utlandet (SNA 2008, kap. 1.D.5).

Den innenlandske anvendelsen av økosystemtjenester består av de økonomiske aktørene og det som går til økosystemtypene til produksjon av nye økosystemtjenester, såkalt mellomliggende økosystemtjeneste. De økonomiske aktørene er de samme som inngår i nasjonalregnskapet og består av næringer (jordbruk, skogbruk, industri, osv.), forbruk i offentlig sektor, husholdningers og til offentlig konsum og eksport⁹. Her blir for eksempel villfisk anvendt i både fiskerinæringen og direktekonsum i husholdningene, eller skog som produktinnsats i skogbruket og videre til tømmer eller ved. Mange av de samme forsyvende økosystemtjenestene nevnt her kan også gå til eksport når utlendinger konsumerer slike tjenester i Norge.

Mellomliggende og endelige økosystemtjenester

Det primære fokuset i økosystemregnskap er på måling av endelige økosystemtjenester, definert som «de økosystemtjenestene der brukeren av tjenesten er en økonomisk enhet.» (SEEA, avsnitt 6.24). Alle endelige økosystemtjenester representerer dermed en leveranse fra en økosystemenhet og til en økonomisk enhet.

Det finnes imidlertid en rekke sammenhenger mellom økosystemenheter som vil være relevante for å fastsette tilgangen av endelige økosystemtjenester. Mellomliggende økosystemtjenester, er definert i SEEA EA som «de økosystemtjenestene der brukeren av økosystemtjenestene er en økosystemenhet og hvor det er en forbindelse til leveransen av endelige økosystemtjenester» (SEEA EA, avsnitt 6.26). Et eksempel på dette er pollineringstjenester, der pollinering fra villmark i nærheten av dyrket mark er en økosystemtjeneste som brukes av økosystemenheter av dyrket mark for å produsere avlinger som mennesker har nytte av. I dette eksemplet er pollinering den mellomliggende økosystemtjenesten, og forsyning av avlinger er den endelige økosystemtjenesten.

Det er nyttig å registrere mellomliggende økosystemtjenester fordi de gjenspeiler avhengigheter mellom økosystemenhetene og bidrar til å sikre at nettobidraget fra økosystemenhetene identifiseres, og at den riktige kombinasjonen av tilgang og anvendelse av økosystemtjenester registreres.

I SEEA EA står det at det forventes at de fleste økosystemtjenestene vil bli registrert som endelige økosystemtjenester. For økosystemregnskapsformål bør målingen av mellomliggende økosystemtjenester generelt fokusere på tilfeller der det finnes observerbare forbindelser mellom økosystemenheter som er av stor analytisk eller politisk interesse. Derfor forventes det ikke at mange mellomliggende økosystemtjenester vil bli registrert som standard praksis. Den eneste økosystemtjenesten hvor det i SEEA EA oppfordres til å registrere den som en mellomliggende økosystemtjeneste, er forsyning av biomasse.

Mellomliggende økosystemtjenester skal føres både i fysiske og monetære størrelser og synliggjøres i verdikjeden som resulterer i leveranse av endelige økosystemtjenester. Tilgangen av økosystemtjenester vil øke når det registreres mellomliggende økosystemtjenester. Dette utlignes ved å registrere økosystemers bruk av de mellomliggende økosystemtjenestene, i motsetning til

⁹ Bruttoinvesteringer inkluderer også lagerendringer. Produksjon som ikke går til produktinnsats, bruttoinvestering eller konsum går til lagerendring. Det er ikke identifisert noen økosystemtjenester som går direkte til bruttoinvestering.

økonomiske aktørers bruk av endelige økosystemtjenester. Denne regnskapsføring gjøres for å unngå dobbelttelling (SEEA EA, avsnitt 9.9).

I denne rapporten mener vi at det er relevant å inkludere mellomliggende økosystemtjenester for forsyning av biomasse og pollinering. I et langsiktig perspektiv kan det også være aktuelt å inkludere noen regulerende tjenester som f.eks. vannrensing i forbindelse med akvakultur og habitat for dyre- og plantearter.

3.5. Utfordringer med økosystemregnskap belyst i forskning

Litteraturen viser at bruken av økosystemregnskap i politikk og forvaltning hittil er svært begrenset, særlig på lokal skala (Dalmazzone og La Notte, 2013; Rujis og van Egmond, 2017; Recuero Virto, Weber og Jeantil, 2018). IPBES rapporten om verdsetting av natur (2022) foretok en stor litteraturstudie som viste at bare 5 prosent av verdsettingsstudiene av økosystemtjenester dokumenterte en eller annen form for bruk i beslutningsprosesser. Det er flere årsaker til dette, og de vanligste er strukturelle, institusjonelle og politiske hindringer. Grilli et al. (2021) peker spesielt på tre forhold som undergraver den politiske oppfatningen av økosystemregnskap på lokal skala. Det første elementet er knyttet til databegrensninger, ettersom data som brukes til å utarbeide økosystemregnskap på nasjonal skala ofte opprinnelig ble samlet inn for andre formål, eller er basert på sekundærdata som ofte krever mange antakelser. For det andre gjør de ulike verdsettingsmetodene det utfordrende å anvende bytteverdier på lokalt nivå. Begrensningene når det gjelder brukbare metoder, mangelen på klare retningslinjer for økosystemregnskap på lokalt nivå og begrensningene i datagrunnlaget fører til at det brukes ulike teknikker og ulik informasjon for å verdsette den samme tjenesten i ulike anvendelser. Mer sofistikerte metoder, som for eksempel simulert bytteverdi, kan bidra til bedre å fange opp lokalsamfunnenes tilknytning til og preferanser for miljøforvaltning.

Bagstad et al. (2021) reflekterer over erfaringene fra utviklingen av et system for økosystemregnskap i USA og EU og peker på flere begrensninger. For det første er det store mangler i datagrunnlaget, noe som gjør regnskapet utfordrende og hindrer utarbeidelsen av regnskap på nyttige skalaer. For det andre er det behov for sentraliserte strategier for data- og modellforvaltning for å utvikle kontinuerlige tidsserier og få harmoniserte data i EU. For det tredje er det vanskelig å gjøre rede for økosystemer i havet og annen naturkapital som er vanskelig å måle, for eksempel grunnvann.

Selv om økosystemregnskap kan spore trender i beholdninger av eller strømmer fra naturkapital over tid for visse regioner, er det lite sannsynlig at regnskapet alene gir tilstrekkelig informasjon for å kunne fortelle oss hvor nær vi er å krysse økologiske terskler eller overskride planetariske grenser. For eksempel, en studie av Keith et al. (2021) ser på sammenhengen mellom karbonregnskap og økosystemregnskap. Hovedfokuset i studien er å understreke viktigheten av å inkludere karbonlagring i økosystemregnskapet, i tillegg til karbonbinding. Økosystemregnskap legger vekt på strømmer, ikke lagring, og at dette kan føre til det gis mer vekt til karbonstrømmer. Dette vil innebære at grunnleggende karbonreservoarer, endringer i deres tilstand og stabilitet, samt dekning av alle landområder, utelukkes fra økosystemregnskapet. Dette regnskapet over strømmer av økosystemtjenester har generelt gitt insentiver til å plante og vedlikeholde ungskog med høye karbonopptaksrater, noe som har ført til at man ikke har avdekket de større fordelene ved å beskytte større og mer stabile karbonlagre i naturskog. I kunnskapsgrunnlaget for biofysisk regnskap av økosystemtjenester i Norge inkluderes modeller både for strømmer og lagring av karbon for å møte denne utfordringen (Rusch et al. 2024).

En annen utfordring som bør tas opp, er knyttet til avveininger mellom økosystemtjenester. En systematisk gjennomgang av Aryal et al. (2021) identifiserer 198 par med motstridende økosystemtjenester, hvorav avveiningen mellom avlingsproduksjon og karbon/klimatjenester har flest

observasjoner, etterfulgt av avlingsproduksjon og vannbeskyttelse og avlingsproduksjon og jordbevaring. Avlingsproduksjon forekommer 8 av 10 ganger i de hyppigst forekommende avveiningene. Dette gjenspeiler at det er økende konkurranse om landbruksproduksjon og andre økosystemtjenester fra landarealer. Det er derfor viktig å vurdere årsakssammenhenger mellom økosystemtjenestene fremfor å vurdere den romlige sammenhengen mellom økosystemtjenestene. Økosystemenes biofysiske begrensninger når det gjelder å levere kritiske økosystemtjenester som vannregulering, karbonlagring og biologisk mangfold, bør prioriteres når man analyserer avveininger i beslutninger om arealforvaltning.

4. Verdsettingsmetoder

Dette kapitlet omtaler ulike verdsettingsmetoder for beregning av monetær verdi av økosystemtjenester. Kapitlet refererer i stor grad til tekst fra SEEA EA.

SEEA er et transaksjonsbasert system, der transaksjoner er knyttet til ulike aspekter ved økonomisk aktivitet (f.eks. produksjon og forbruk) som institusjonelle enheter (f.eks. næringer og husholdninger) deltar i. Hver transaksjon registreres både som tilgang og anvendelse. Selv om de fleste transaksjoner i nasjonalregnskapet er basert på observerte markedspriser, er det noen typer transaksjoner der markedspriser ikke observeres og derfor må estimeres. I nasjonalregnskapet brukes ulike metoder for å estimere prisen ved transaksjoner der markedspriser ikke er observerbare.

4.1. Metoder for verdsetting av økosystemtjenester – med rangering

To metoder er beskrevet i 2008 SNA (FN et al. 2009) for transaksjoner av varer og tjenester: 1. markedspriser på lignende eller sammenlignbare varer og 2. der det ikke finnes noe marked, kan prisene avledes av ulike alternative indikatorer for tjenestens verdi, f.eks. basert på relaterte markedstransaksjoner.

Men mange økosystemtjenester er ikke prissatte, siden mange av dem ikke omsettes direkte på markeder. Flere teknikker er blitt utviklet for å verdsette på goder og tjenester som ikke omsettes på markedet, inkludert økosystemtjenester.

I SEEA EA, avsnitt 9.22, beskrives anbefalte verdsettingsmetoder for ikke prissatte økosystemtjenester rangert med mest foretrukne metodene listet først:

Tabell 4.1 Verdsettingsmetoder i SEEA EA

Rekkefølge	SEEA EA metodekategori	Metoder
i	Metoder hvor prisen av en økosystemtjeneste er direkte observerbar	Direkte observerte verdier
ii	Metoder hvor prisen for en økosystemtjeneste er hentet fra markeder for lignende varer og tjenester	Lignende markeder
iii	Metoder hvor prisen for en økosystemtjeneste er innlemmet i en markedstransaksjon	Residualbestemt verdi; ressursrente; hedonisk pricing; produktivitetsendring
iv	Metoder hvor prisen for en økosystemtjeneste er basert på kostnader/utgifter for relaterte varer og tjenester	Avvergende atferd; reisekostnad; Konsumentutgifter
v	Metoder hvor prisen for en økosystemtjeneste er basert på forventede utgifter eller markeder	Erstatningskostnad; unngått skadekostnader; simulert bytteverdi (SEV)

Kilde: NCAVES og MAIA (2022).

i. Metoder hvor prisen er direkte observerbar

Direkte observerte verdier. Metoden for direkte observerte priser, eller markedspriser, er metoden som foretrekkes når data og forutsetningene er til stede (SEEA EA, avsnitt 9.28). Prisene som blir gitt ved bruk av denne metoden kan fremstå som relativt lave, dvs. at den monetære verdien av økosystemenes bidrag er neglisjerbar. I slike tilfeller vil det være kritisk å huske på at et slikt resultat ofte reflekterer eksisterende institusjonelle oppsett, noe som er anerkjent i økonomisk litteratur (SEEA EA, avsnitt 9.29).

Dersom prisene kommer fra institusjonelle strukturer som er tilstrekkelig modne og store, bør prisen bli benyttet i verdsetting av økosystemtjenester siden hovedhensikten er å produsere et regnskap som reflekterer de etablerte markedsmekanismene og som støtter analyse av prisene relativt til andre tjenester og verdier (SEEA EA, avsnitt 9.30). Hvis prisen er ansett som lav kan det

være nyttig å estimere komplementære verdier basert på alternative institusjonelle rammeverk og markeder.

Et eksempel omtalt i SEEA EA er vannrensing fra myr hvor landeiere av myr kan ta betalt av vannselskapet som henter rent vann til kommunalt bruk. Et annet eksempel på direkte observerte verdier er virkesverdier (stumpage values) som avvirkningsbedriftene må betale per stående tre for retten til å høste fra et gitt landområde.

ii. Metoder hvor prisen for en økosystemtjeneste er hentet fra markeder for lignende varer og tjenester

Lignende markeder metoden. Når det ikke eksisterer markedspriser for spesifikke økosystemtjenester kan verdsetting gjøres ved å benytte priser fra tilsvarende varer eller tjenester i markeder som en proxy (dvs. en målbar størrelse). Det bør i så tilfelle justeres for kvalitet og andre forskjeller mellom tjenestene (SEEA EA, avsnitt 9.34).

Metoden benyttes i nasjonalregnskapet ved blant annet å beregne husholdningenes egenproduserte forbruk av jordbruksprodukter hvor markedspriser for varen er brukt for å estimere verdien av produksjonen og konsumet som ikke handles i et marked (NCAVES og MAIA, 2022). Et eksempel på en økosystemtjeneste som kan verdsettes med lignende markeder metoden er salg av sopp. Når sopp fra en skog ikke selges på markedet, mens sopp fra en nærliggende skog selges, kan man bruke prisene fra sopp som selges til å estimere verdien av sopp som ikke selges, eller alternativt av priser fra tilsvarende sopper som importeres og ta hensyn til forskjeller i produktene og andre faktorer.

Merk at prisen hentet fra liknende markeder vil reflektere prisen i det institusjonelle rammeverket på samme måte som metoden for direkte observerbare priser.

iii. Metoder hvor prisen (og assosierte verdier) er innlemmet i markedstransaksjoner

Metoden for beregning av residualbestemt verdi og ressursrente¹⁰. Metoden anslår verdien for en økosystemtjeneste ved å ta utgangspunkt i verdien av produksjonen av markedsgodet levert til sluttbruker, der økosystemtjenesten er en innsatsfaktor, og deretter trekke fra kostnadene for alle andre innsatsfaktorer, inkludert arbeidskraft, realkapital og produktinnsats (se formelen under, fra SEEA Central Framework). Avhengig av hvor detaljerte data er, f.eks. om det er data for produksjon som finner sted i et bestemt område, eller data for produksjon i en hel sektor, gir beregningen av residualbestemt verdi et direkte verdianslag som kan registreres i økosystemregnskapet, eller som kan anvendes til å utlede en pris som kan brukes i andre sammenhenger. Vurderinger som er relevant for å utlede en pris er beskrevet i SEEA Central Framework (Vedlegg 5.1).

Utleddning av ressursrente basert på SEEA CF og Dalen et al. (2023):

¹⁰ Selv om de to metodene likner på hverandre når det gjelder formål, er det en forskjell ved at ressursrenten gjenspeiler en aggregert verdi i en gitt situasjon, mens metoden for å beregne residualbestemt verdi har fokus på å anslå en leiepris hvor «rent» er bestemt i et marked med gitt tilbud og markedsbestemt etterspørsel.

Figur 4.1 Utledning av ressursrente

Produksjon
- Produktinnsats
= Bruttoprodukt i basisverdi
- Produktsubsidier + Produktskatter*
- Lønnskostnader
- Andre skatter på produksjon + Andre subsidier på produksjon
- Kapitalslit
- Normalavkastningen på realkapitalen
= Ressursrente
SEEA EA: = utvinning av naturressursen + netto avkastning på naturkapitalen
* inngår ikke i SEEA EA s. 196, der er bare «other taxes/subsidies»

Kilde: Utledning av ressursrente basert på SEEA EA og Dalen et al. (2023).

I praksis kan det være en rekke utfordringer ved å bruke disse metodene. For det første kan en residualt bestemt verdi omfatte andre ikke-prissatte og indirekte innsatsfaktorer, slik at det er vanskelig å skille ut bidraget fra økosystemtjenesten. For det andre kan anslaget bli påvirket av feilkilder i beregning av de prissatte innsatsfaktorene. For det tredje vil størrelsen på den residualt bestemte verdien være direkte påvirket av institusjonelle forhold som regulerer bruken av økosystemet. En ytterligere utfordring er at disse to metodene oftest blir anvendt for data på sektornivå, slik at de beregnede prisanslagene mangler den nødvendige oppløsningen for å anslå pengeverdien av økosystemtjenester knyttet til bestemte områder. Siden metoden er basert på observerte data, vil verdier og priser anslått ved hjelp av denne metoden reflektere gjeldende institusjonelle forhold og kan derfor tolkes som et utgangspunkt for verdsetting på et aggregert nivå.

Hedonisk prising estimerer differensialpremien på eiendomsverdier eller leieverdier (eller andre sammensatte varer/goder) som oppstår fra effekten av en økosystemkarakteristikk (f.eks. ren luft, lokale parker) på disse verdiene. Denne metoden brukes ofte til å måle tjenester knyttet til ikke-prissatte goder eller ulemper som påvirker innbyggere på ulike lokaliteter.

For å få et mål på denne effekten er alle andre egenskaper ved eiendommen (inkludert størrelse, antall rom, sentralvarme, garasjeplass osv.) standardisert. Det bør også tas hensyn til eiendommenes geografiske, nabolags- og økosystemegenskaper. Når alle egenskaper som påvirker eiendomsverdien er skilt ut, kan differansepremien, også kalt implisitt pris, estimeres ved å anta at hvis man summerer alle egenskapene, får man den totale eiendomsverdien.

Denne metoden krever at man samler inn store mengder data om priser og egenskaper ved eiendommer i et gitt område, og bruker statistiske teknikker for å estimere en «hedonisk prisfunksjon». Denne funksjonen gir en sammenheng mellom den samlede prisen og nivået på hver målte egenskap ved eiendommen, slik at man kan finne andelen av prisen som kan tilskrives økosystemtjenesten.

Denne metoden kan brukes til å estimere verdien for økosystemtjenester, som luftrensing, tilgang til lokale rekreasjonstjenester og grøntstruktur, for en spesifikk eiendom. Metoden er basert på antagelse om at det eksisterer full informasjon og at kjøpere kan finne eiendommer med et sett av karakteristikk som passer dennes preferanser.

Basert på den estimerte hedoniske prisfunksjonen og grunnlagsdata, samt variabler som bestemmer etterspørsel, kan en utlede etterspørselsfunksjon økosystemtjenesten.

Denne metoden har noen ulemper. For det første er det vanskelig å overføre modeller og verdier til ulike steder, siden eiendomsmarkedene ofte er fragmenterte og ufullkomne. For det andre er det utfordrende å skille mellom alle egenskapene som utgjør prisen. For det tredje bør man være forsiktig med å dobbelttelle med rekreasjonsverdier, dvs. at en del av lokalbefolkningens bruk av rekreasjonsfasiliteter kan fanges opp i hedoniske estimater og derfor ikke bør inkluderes i regnskapet for rekreasjonsaktiviteter. Det kan også være korrelasjon mellom ulike økosystemtjenester slik som visuelle økosystemtjenester og rekreasjonstjenester, slik at det i praksis blir vanskelig å estimere implisitt pris på disse separat. Dette diskuteres nærmere i avsnitt 4.3.

Verdsetting basert på endring i produktivitet. I denne metoden blir økosystemtjenesten sett på som en innsatsfaktor i produksjonen av et markedsrettet gode. Grunnlaget for metoden er å estimere en produksjonsfunksjon basert på mikrodata om fysisk innsatsfaktor og produksjon på stedsnivå, for eksempel landareal, vannforbruk, arbeidskraft, maskiner, gjødsel osv. Endringer i økosystemtjenesten medfører endringer i produksjonen av godet, alt annet likt.

Verdien av økosystemtjenesten blir utledet i tre trinn. Det første er effekten på marginalproduktet som følger av en endring i tilbudet av økosystemtjenesten. Det andre er marginalproduktet multiplisert med prisen på markedsgodet som gir verdien av marginalproduktet for økosystemtjenestene. I tredje trinn multipliseres denne verdien av marginalproduktet med den fysiske mengden av den leverte økosystemtjenesten for å finne verdien av økosystemtjenesten. Siden denne metoden krever mikrodata, er databehovet svært intensivt, og generalisering av mikrodata til aggregert nasjonalt nivå vil kreve antagelser om kostnadsfunksjonen og størrelsen på markedet. Derfor brukes den vanligvis bare på prosjekt- eller landskapsnivå. Den er blitt brukt til å verdsette tjenester som leveres av vann og andre innsatsfaktorer i landbruket, der detaljerte lokale data var tilgjengelige.

iv. Metoder hvor prisen for en økosystemtjeneste er basert på kostnader/utgifter for relaterte varer og tjenester

Her presenterer vi tre kostnadsbaserte metoder: avvergende adferdsmetoden, reisekostnadsmetoden, og konsumentutgiftsmetoden.

Det finnes to metoder som bruker reisekostnader for å verdsette rekreasjonsrelaterte tjenester: reisekostnadsmetoden og konsumentutgiftsmetoden. Den tradisjonelle reisekostnadsmetoden er vanligvis brukt i velferdsvurderingssammenheng, men siden resultatene inkluderer konsumentoverskudd kan den ikke brukes direkte i regnskapssammenheng. En etterspørselskurve kan imidlertid estimeres og brukes til å modellere en bytteverdi når den kombineres med en annen metode, for eksempel metoden for simulert bytteverdi (SEV – Simulated Exchange Value). Konsumentutgiftsmetoden bruker estimerte direkte kostnader som en erstatning for tjenesten. Dermed gir estimatene en bytteverdi.

Avvergende adferdsmetoden utnytter at enkeltpersoner og lokalsamfunn bruker penger på å redusere eller eliminere skader forårsaket av negativ miljøpåvirkning. Utgiftene som påløper, viser hvilken verdi økosystemtjenestene tillegges. Et eksempel på dette er ekstra filtrering for å rense forurenset vann. I tillegg er det mulig å inkludere indirekte kostnader knyttet til handlinger som enkeltpersoner utfører for å unngå konsekvensene av et dårlig miljø. Kostnadene som påløper, anses generelt som rimelige i forhold til nytten av avbøtende tiltak siden det antas at fordelene ved å unngå skader er minst like store som kostnadene som påløper for å unngå dem.

Denne metoden har både fordeler og ulemper. En fordel er at den er enkel, ettersom det er lettere å estimere de påløpte utgiftene enn å estimere de unngåtte miljøskadene. Ulempen er at utgiftene ikke nødvendigvis er følsomme for forskjeller i miljøkvalitet, og at de i tillegg til kostnadene ved å unngå miljøbelastninger også kan avspeile smaks- og forbrukspreferanser.

Reisekostnadsmetoden er basert på å måle kostnadene (og inntektstapet) som husholdninger eller enkeltpersoner pådrar seg for å nå et område og dermed motta en økosystemtjeneste fra området. Ved å måle disse kostnadene og å registrere antall besøkende er det mulig å måle betalingsvillighet for å besøke stedet.

Reisekostnadsmetoder brukes til å estimere etterspørselen etter et enkelt eller flere rekreasjonsområder og sistnevnte er spesielt relevant for økosystemregnskap, ettersom målet er å dekke alle rekreasjonsdestinasjoner innenfor et regnskapsområde.

For den grunnleggende enkeltstedsmodellen er det nødvendig med to typer data: (i) antall reiser som husholdninger eller mennesker foretar til et bestemt rekreasjonsområde i løpet av en periode, og (ii) kostnaden som husholdningen eller personen pådrar seg for å reise til rekreasjonsområdet.

De nødvendige dataene samles vanligvis inn gjennom spørreundersøkelser. Ved hjelp av disse dataene og under forutsetning av at alle mennesker har lignende preferanser, kan man beregne en aggregert etterspørselskurve for tilgang til rekreasjonsområdet. Etterspørselskurven uttrykker antall besøk som en funksjon av reisekostnadene. Punktene langs etterspørselskurven angir forbrukernes betalingsvillighet (WTP) for å besøke stedet. Velferdsverdien estimeres som konsumentoverskuddet, dvs. arealet mellom øvre kurve (etterspørselskurven) og nedre kurve (direkte kostnader). Denne metoden gir en velferdsvurdering, og kan derfor ikke brukes direkte til økosystemregnskapsformål.

Etter at etterspørselskurven er estimert kan den brukes til å modellere en bytteverdi ved å velge et passende punkt på kurven, for eksempel ved å krysse den med en estimert tilbudskurve. Dette kalles simulert bytteverdi og diskuteres separat i neste seksjon.

Denne metoden har noen begrensninger. For det første er det mange individuelle reisekostnadsmodeller som ikke tar hensyn til at det finnes alternative rekreasjonsområder. For det andre er det vanskelig å ta hensyn til reiser med flere formål. En løsning på dette problemet har vært å be de besøkende om å anslå gleden de har hatt av besøket i det aktuelle rekreasjonsområdet som andel av gleden ved hele turen.

For å utvikle en generell metode for økosystemregnskap foreslår NCAVES og MAIA (2022) å gjennomføre en skreddersydd nasjonal reisevaneundersøkelse der respondentene fyller ut reisedagbøker som identifiserer individuelle reiser og deres formål. Storbritannia har allerede gjennomført et lignende initiativ, kalt PaNS undersøkelsen (People and Nature Survey, Natural England & Department for Environment, Food & Rural Affairs, 2020).

Konsumentutgiftsmetoden bruker estimerte reiseutgifter i form av inngangspenger, transportkostnader og overnattingskostnader ved å besøke rekreasjonsområder for å verdsette økosystemtjenester direkte. Siden disse kostnadene er basert på faktiske utgifter til markedsførte varer og tjenester, gir de en bytteverdi. Det anbefales å sammenligne resultatene fra forbruksutgifts-tilnærmingen med resultatene fra andre metoder, og velge det rimeligste alternativet.

Reiseutgifter som for eksempel inngangspenger, transport og drivstoff vil allerede være inkludert i nasjonalregnskapet. Siden disse utgiftene brukes til å verdsette en komplementær økosystemtjeneste som ligger utenfor nasjonalregnskapet, er det ikke nødvendig å omfordele de eksisterende utgiftene i nasjonalregnskapet.

v. Metoder hvor prisen er basert på forventede kostnader eller markeder

Vi vil her presentere metoder som er basert på å estimere utgiftene som ville vært forventet dersom økosystemtjenesten ikke lenger ble tilført eller faktisk ble solgt på et marked. Tre metoder presenteres: erstatningskostnadsmetoden, metoden for unngåtte skadekostnader og metoden for simulert bytteverdi (SEV).

Erstatningskostnadsmetoden estimerer kostnaden ved å erstatte økosystemtjenesten med noe som gir samme nytte. Et eksempel er et luftfiltreringsanlegg som skal erstatte luftfiltreringstjenester fra trær. Substituttet kan enten være en forbruksvare, en innsatsfaktor eller en kapitalfaktor. Hvis substituttet gir en tjeneste som er identisk med økosystemtjenesten, er verdien på økosystemtjenesten lik kostnaden ved å bruke substituttet. Erstatningskostnadsestimatene er konsistente med bytteverdiene, slik at de kan brukes direkte i økosystemregnskapet.

Denne metoden kan kun brukes hvis tre betingelser er oppfylt: (i) erstatningsproduktet har akkurat samme funksjon som økosystemtjenesten, (ii) erstatningsproduktet er det minst kostbare alternativet, og (iii) det kan forventes at økosystemtjenesten vil bli erstattet.

I noen tilfeller kan det være vanskelig å relatere de observerte kostnadene for substituttet til målet for økosystemtjenesten. Man kan for eksempel plante mangrove som et alternativ til bygd flomvern. Selv om alternativkostnaden for den tekniske løsningen kan være et godt mål på kystbeskyttelsestjenester, bør man være klar over at mangroven sannsynligvis også leverer andre tjenester, som global klimaregulering og oppvekstvilkår som gyteplass for fiskebestander. Verdien av disse andre tjenestene bør estimeres separat.

Metoden for unngåtte skadekostnader. Denne metoden estimerer verdien av økosystemtjenester basert på kostnadene ved skadene som vil oppstå som følge av tap av disse tjenestene. Skadene bør estimeres ved hjelp av priser som er konsistente med bytteverdikonseptet. Denne metoden må oppfylle to betingelser: (i) skadene som unngås, kan relateres til en spesifikk økosystemtjeneste, (ii) det er betalingsvillighet for å unngå skaden ved at økosystemtjenesten ikke lenger tilføres og at betalingsvilligheten er lavere enn erstatningskostnaden.

Metoden er spesielt nyttig for reguleringstjenester som jorderosjonskontroll, flomkontroll, luftfiltrering og global klimaregulering. Et eksempel er å verdsette unngåtte helsekostnader for myndighetene takket være luftfiltreringstjenester. Denne metoden kalles også sykdomskostnader eller humankapitaltilnærming, der tap av luft- eller vannkvalitet estimeres i form av medisinske utgifter, tapte lønninger og økt risiko for dødelighet. Skadene bør estimeres ved hjelp av priser som er i samsvar med bytteverdikonseptet. Ofte er sykdomskostnadstilnærmingen basert på betalingsvillighet (WTP) eller villighet-til-å-akseptere (WTA) og inkluderer derfor konsumentoverskudd. Tiltak basert på unngåtte helseutgifter er imidlertid i prinsippet forenlig med bytteverdier.

Metoden for simulert bytteverdi estimerer prisen og kvantum som ville gjelde hvis økosystemtjenester ble omsatt i et hypotetisk marked. Ved hjelp av en passende etterspørselsfunksjon brukes standard mikroøkonomiske metoder for å finne den simulerte prisen, som deretter kan brukes til å estimere verdien av økosystemtjenestene som ville ha oppstått hvis den faktisk ble markedsført.

Den simulerte bytteverdien kan brukes direkte i nasjonalregnskapet. Denne metoden bruker resultater fra etterspørselsfunksjoner for den aktuelle økosystemtjenesten (for eksempel estimert ved hjelp av reisekostnadsmetoden beskrevet ovenfor). Disse funksjonene, kombinert med en tilbudsfunksjon og en passende markedsstruktur, brukes til å beregne den simulerte prisen på økosystemtjenesten. Denne metoden har ikke vært like mye brukt som metodene beskrevet ovenfor.

Verdsettingsmetoder i nasjonalregnskapet

I nasjonalregnskapet benyttes ulike metoder for å verdsette varer og tjenester i økonomien. For varer og tjenester i næringslivet (markedsrettet virksomhet) benyttes i all hovedsak markedspriser for å sette en pengeverdi på produksjonen.

I offentlig forvaltning og annen ikke-markedsrettet virksomhet bestemmes produksjon som sum av lønnskostnader, netto produksjonsskatter, kapitalslit og produktinnsats.

Husholdningene produserer også varer og tjenester for eget konsum, der boligjenester fra egne boliger utgjør den største andelen av det egenproduserte konsumet. Denne produksjonen verdsettes ved å benytte pris fra markeder med lignende varer og tjenester.

Kilde: Statistisk sentralbyrå, Begreper i nasjonalregnskapet.

4.2. Verdioverføring

Verdien av økosystemtjenester vil variere avhengig av hvor og i hvilken sammenheng økosystemtjenestene leveres og brukes. For eksempel kan en innsjø i et befolkningsrikt område ha høye rekreasjonsverdier siden den besøkes av mange, mens en økologisk identisk innsjø i et avsidesliggende område kanskje aldri blir besøkt i løpet av en regnskapsperiode. Videre fokuserer diskusjonen om monetær verdsetting i økosystemregnskap ofte på store geografiske skalaer, for eksempel land og regioner, mens mange verdsettingsstudier gjelder for utvalgte områder eller småskala økosystemer. En av utfordringene med økosystemregnskap er derfor å forene og anvende informasjonen fra eksisterende enkeltstudier til å gi estimater av bytteverdier som 1) kan anvendes konsistent over store regnskapsområder 2) tar hensyn til variasjoner i økosystemtjenestenes verdier over disse områdene.

Noen metoder, kalt verdioverførings- eller nytteoverføringsmetoder¹¹, gjør det mulig å bruke data fra et bestemt sted til å finne et verdsettingsestimat for andre steder. Verdioverføring er bruk av allerede eksisterende empiriske estimater fra primærstudier på ett eller flere steder eller i én eller flere kontekster der det er gjennomført forskning (kalt studiesteder) for å predikere velferds-estimater på andre, typisk ustuderte steder eller kontekster (kalt polycysteder) (Johnston et al., 2018).

Verdioverføring defineres ofte som overføring av informasjon på tvers av steder (dvs. geografisk), men verdier kan også overføres over tid, befolkningsgrupper, politikk eller andre dimensjoner.

Det finnes to hovedtilnærminger til verdioverføring: **enhetsverdioverføring** og **verdifunksjons-overføring**.

En **enhetsverdioverføring** tar utgangspunkt i ett enkelt estimat på den monetære verdien av en økosystemtjeneste eller et statistisk mål på sentraltendens for verdien (f.eks. gjennomsnitts- eller medianverdi) av flere verdiestimater fra ulike studier og bruker dette estimatet til å estimere verdien av en økosystemtjeneste på andre steder. Gyldigheten av denne tilnærmingen er begrenset når det er flere forskjeller mellom det observerte stedet og de andre stedene. Metoden har vanligvis liten eller ingen intern kapasitet til å ta hensyn til disse forskjellene. Hvis man ikke justerer for steds-spesifikke forhold, betyr det at metoden for overføring av enhetsverdi tilsvarer en enkel skaleringsfaktor. Denne metoden kan brukes når det kreves lav nøyaktighet, men man bør uansett være forsiktig og identifisere generaliseringsfeil og konfidensintervaller.

Metoden for verdifunksjonsoverføring er mer kompleks og arbeidskrevende ettersom den består i å estimere en verdioverføringsfunksjon. Verdioverføringsfunksjon kan estimeres ved bruk av en metaanalyse av tidligere verdsettingsstudier. Dette innebærer å estimere et funksjonelt forhold som

¹¹ Noen ganger brukes også uttrykket verdigeneralisering

gjør det mulig å forutsi verdiene av økosystemtjenester som en funksjon av ulike stedsavhengige egenskaper kombinert med statistiske metoder som brukes i analysen av eksisterende studier. En annen metode for å estimere en verdioverføringsfunksjon er å bruke en såkalt «paraplyfunksjon», der primærdata fra flere steder av en region brukes for å estimere en funksjon som kan anvendes på andre steder innenfor regionen.

Grammatikopolou et al (2023) diskuterer verdioverføring i kontekst av SEEA EA og argumenterer for at det vil være helt nødvendig å bruke denne metoden i SEEA EA siden dette er en gjennomførbar tilnærming til verdsetting på nasjonal skala. Det påpekes samtidig at denne tilnærmingen ikke kan være den eneste som brukes. Det vil være behov for å sørge for god kvalitetssikring av verdioverføringsestimater for økosystemregnskap. For nytte-kostnadsanalyser har det allerede pågått en del arbeid for å kvalitetssikre verdioverføringstall noe blant annet diskuteres i Johnston et al (2010). Capitals coalition har i arbeidet med *verdifiktorer* nedsatt en ekspertkomite som tar sikte på å utvikle standard kriterier for verdiestimer som kan brukes i verdioverføring. De arbeider også med å lage en åpent tilgjengelig verdi database¹².

Grammatikopolou et al (2023) konkluderer at bruk av verdioverføring vil kreve at verdsettings-estimer er målt i en enhet som gjør det mulig å overføre til annen lokalitet, slik som kr/tur, eller kr/m² og at en må så langt som mulig ta hensyn til geografisk og annen heterogenitet i verdsettings-tall.

Noen av hovedutfordringene ved overføring av økosystemtjenester er knyttet til arealutbredelse, geografisk skala og geografisk variasjon (Johnson et al. 2018). For å sikre at verdioverføringen gjennomføres på riktig måte, har NCAVES og MAIA (2022) utarbeidet en veiledning om hvordan verdioverføringen kan utvikles. Den er inndelt i flere trinn som dekker forberedelse, gjennomføring og rapportering (6.1.4). NCAVES og MAIA (2022) og understreker at det er svært viktig at bare de studiene som er kompatible med bytteverdier velges ut, og anbefaler å ta utgangspunkt i en systematisk gjennomgang. I tillegg kan man øke nøyaktigheten i verdioverføringene ved å teste mønstre i metodikk og stedsspesifikke egenskaper på tvers av verdsettingsstudier gjennom en metaanalyse.

Ecosystem Services Partnership (de Groot et al., 2020) har utviklet noen monetære verdier for hver økosystemtjeneste ved å oppsummere eksisterende litteratur. De identifiserte 693 studier i perioden 1960 til 2020 og hentet ut 2917 datapunkter som kunne brukes til å beregne strømmen av økosystemtjenester i form av internasjonale dollar per hektar per år. Studier i ulike valutaer ble omregnet til amerikanske dollar. Selv om verdiene ikke gjelder for et bestemt sted, og selv om studiene de er hentet fra, heller ikke følger begrepet bytteverdi, er de nyttige som en målestokk for intervaller og størrelsesordener som finnes i studier som hovedsakelig fokuserer på velferds-verdiene av økosystemtjenester. NCAVES og MAIA (2022) rapporterer verdiene på s. 111-112.

4.3. Usikkerhet i verdsettingstall og bruk i beslutninger

Monetære verdsettingsestimater vil som alle statistiske estimer også ha en viss usikkerhet. Det er derfor naturlig å spørre seg når usikkerhet blir for høy. Vurderinger av «størrelsen» på usikkerheten er viktig. Ifølge Brander (2013) er det enkleste og mest generelle svaret på dette spørsmålet at graden av usikkerhet blir uakseptabel når et verdiestimat ikke lenger gir informasjon som gjør det mulig å ta bedre beslutninger.

Verdsetting av ikke-prissatte effekter ved hjelp av tall som framkommer ved bruk av miljøøkonomiske metoder har historisk sett vært mindre brukt i europeiske land enn i USA. Navrud og Pruckner

¹² <https://capitalscoalition.org/project/the-value-commission/>

(1997) presiserer at bruken av slike verdsettingstall må sees i sammenheng med verdsettningstallenes grad av nøyaktighet. De identifiserer fem typer bruk av verdsettingstall som de drøfter i kombinasjon med usikkerheten i verdsettingstallene: prosjektvurderinger slik som for eksempel samferdselsprosjekter, innføring av regler og standarder slik som for eksempel vanndirektivet, vurdering av skadekostnad i forbindelse med erstatningskrav, for eksempel ved oljesøl, beregne miljøkostnader når det finnes eksternaliteter og markedet responderer for eksempel CO₂ avgift og miljøregnskap. Videre diskuterer Navrud og Pruckner (1997) bruken av ulike verdsettingsmetoder og kategoriserer krav til nøyaktighet for verdsettingsestimatene.

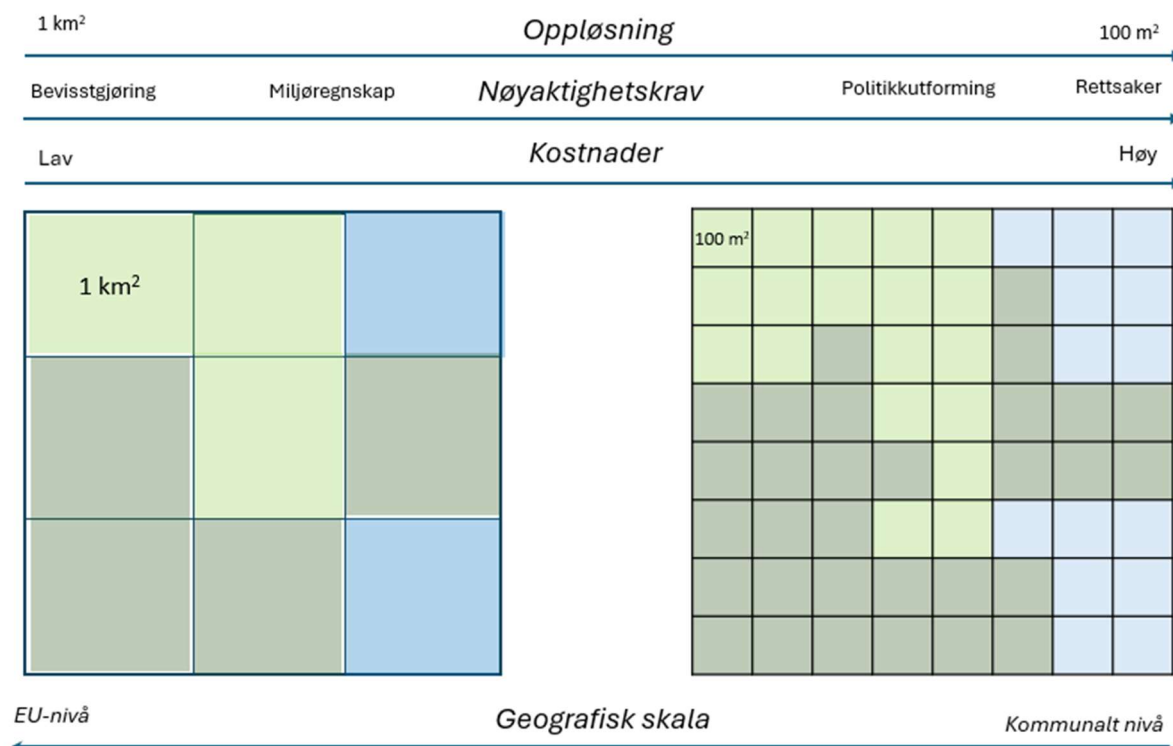
Figur 4.2 Ulike typer bruk av originale verdsettingsstudier og krav til nøyaktighet



Kilde: Hentet og oversatt fra Navrud og Pruckner (1997).

I følge Navrud og Pruckner (1997) egner verdioverføring seg best for oppgaver der behovet for nøyaktighet er lavere, f.eks. for å stimulere til oppmerksomhet og screening. Prosjektvurdering og gjennomgang av regelverk krever metoder med moderat nøyaktighet, for eksempel kost-nytte-analyser og betinget verdsettingsmetoder. Miljøkostnadsberegninger krever nøyaktige økonomiske verdsettingsmetoder, for eksempel markedsbasert verdsetting, hedonisk prising eller produksjons-funksjonsmetoder, som ofte kombineres med integrerte vurderingsmodeller for å oppnå presise estimater. Miljøkostnadsberegninger krever nøyaktige verdsettingsmetoder som ofte er skreddersydd for konteksten.

Gomez-Baggethun og Barton (2013) videreutvikler skalaen i Navrud og Pruckner (1997) så den også kan kalibreres i forhold til geografisk skala og med datagrunnlagets romlige oppløsningsgrad. Dette illustrerer de med en figur med fire dimensjoner/skalaer; (i) nøyaktighet, (ii) geografisk, (iii) romlig oppløsning av data, og (iv) kostnader, se figur 4.3. At Gomez-Baggethun og Barton (2013) reduserer ytterligere kravene til lav usikkerhet for verdsettingstall brukt i miljøregnskap sammenlignet med det som gjøres i Navrud og Pruckner (1997). En årsak til dette kan være at miljøregnskap i stor grad kan brukes til å synliggjøre samfunnets bruk og avhengighet av økosystemtjenester.

Figur 4.3 Økonomisk verdsetting i ulike kontekster

Kilde: Oversatt og tilpasset fra Gomez-Baggethun og Barton (2013).

Ifølge Gomez-Baggethun og Barton (2013) vil kravene til nøyaktighet og pålitelighet av verdsettingsmetoder og også kostnadene for verdsetting øke når man går fra bevisstgjøring til mer virkemiddel- og politisk utforming. Dersom hovedformålet med regnskapet kun er bevisstgjøring er det mer rom for usikkerhet enn hvis det skal brukes til politisk utforming. Dersom formålet med regnskapet er på nasjonalt nivå for f.eks. å overvåke utbredelsen av ulike økosystemtyper, vil det være mindre behov for detaljer enn hvis regnskapet skal lages for f.eks. kommuner og skal inngå i arealplanlegging eller konsekvensutredninger. For at økosystemregnskap skal kunne brukes til vurderinger på kommune-nivå vil dette kreve en høyere romlig oppløsning av dataene enn om dataene inngår i en nasjonal bevisstgjøring om arealendringer.

5. Verdsetting av økosystemtjenestene

Dette kapitlet omtaler de tre overordnede kategorier for økosystemtjenester presentert i tabell 6.3 i SEEA EA: forsyvende økosystemtjenester (5.1), regulerende økosystemtjenester (5.2) og kulturelle tjenester (5.3). De syv økosystemtjenestene som er inkludert i den fremtidige rapporteringen til Eurostat er omtalt først i de tre delkapitlene og oppsummert i delkapittel 5.4.

For hver av økosystemtjenestene beskrives først økosystemtjenesten og det biofysiske grunnlaget ved denne. Deretter går vi inn på verdsettingsmetoder og eventuelt andre studier som har verdsett økosystemtjenesten eller nær tilknyttede økosystemtjenester. Til slutt viser vi til relevante data og andre kilder der dette finnes. For hver av de tre overordnede kategoriene gir det en foreløpig oversikt over resultatene i en oppsummerende tabell.

5.1. Verdsetting av forsyvende økosystemtjenester

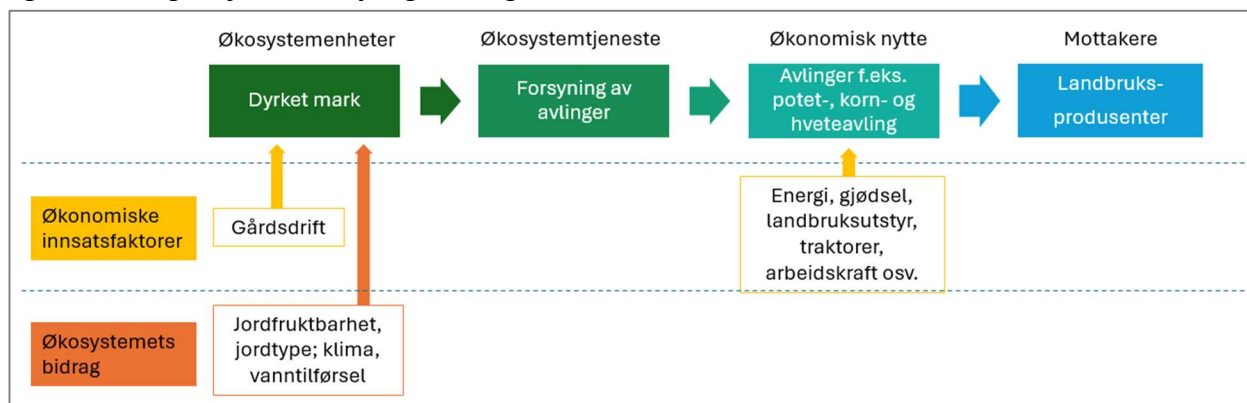
5.1.1. Forsyning av avlinger

Økosystemets bidrag til vekst av dyrkede planter som høstes til ulike formål sommat- og fiberproduksjon, fôr og energi (SEEA EA, avsnitt 6.3) omtales her som forsyning av avlinger. Dette omfatter filtrering, lagring og frigjøring av jordvann, lagring og frigjøring av plantenæringsstoffer og andre jordrelaterte prosesser. De er i seg selv en funksjon av jordtype, klima og tidligere og nåværende driftsformer.

Figur 5.1 viser den logiske kjeden for forsyning av avlinger. Forsyning av avlinger leveres hovedsakelig av dyrket mark og måles i kilotonn produsert per dekar per år fra jordbruksavlinger som potet-, korn- og grovfôravlinger, oljevekster, og fra hagebruksavlinger som frukt og grønnsaker.

Den økonomiske nytten er avlinger etter høsting. Avlinger forsynes i samproduksjon mellom økosystemet og økonomiske innsatsfaktorer som energi og gjødsel. Mottakerne er landbruksprodusenter, dvs. enkelte bønder og store produsenter.

Figur 5.1 Logisk kjede for forsyning av avlinger



Kilde: Tilpasset fra Statistics Netherlands og WUR (2022).

For det fysiske regnskapet for økosystemtjenester knyttet til avlinger, er det vanlig å bruke høstemetoden, der økosystemets bidrag til planteproduksjonen er regnet som en fast andel av total høstet produkt (SEEA EA, avsnitt 6.55). Økosystemtjenesten kan uttrykkes som den biofysiske verdien av produktene som høstes, f.eks. målt i tonn avling. For det monetære regnskapet, derimot, skal kun økosystemets bidrag til nytten verdsettes og dette krever en eliminering av bidraget fra andre innsatsfaktorer.

Det er en utfordring å identifisere økosystemets bidrag til avkasting, siden samproduksjon oppstår der økosystemets rolle som leverandør av biomasse krysser menneskers og økonomiske enheters aktiviteter. Disse aktivitetene kan deles inn i de som gjelder vekst av biomassen, og de som gjelder høsting av biomassen (SEEA EA, avsnitt 6.85).

NINA-rapporten (Rusch et al. 2024), som omhandler vurdering av biofysiske modeller og data-grunnlag for økosystemtjenester, foreslår tre metoder for å håndtere denne utfordringen ved måling av økosystemenes biofysiske bidrag til avlingsproduksjon.

- Rapportere den totale avkastningen i fysiske verdier, og ta hensyn til det menneskelige bidraget i det monetære regnskapet (Hein et al. 2020).
- Benytte en avkastningsmodell som en funksjon av jordsmonnets tilstand (karboninnholdet i jordsmonnet). Denne modellen tar hensyn til jordens tilstand og økosystemets funksjon til å tilby tjenester.
- «Emergy» modellen som skiller på energibehovet ved dyrking av ulike vekster. Dette er f.eks. tilførsel av gjødsel, arbeidskraft og maskinkraft.

For monetær verdsetting av avlingsforsyningstjenester, foreslås tre metoder i NCAVES og MAIA (2022):

- Bruke **jordleiepriser**, for eksempel betalinger fra bønder til grunneiere. Når en bonde kjøper eller leier jord for å dyrke avlinger, gjenspeiler prisen potensialet for å dyrke avlinger som en funksjon av områdets økosystemegenskaper, for eksempel jordfruktbarhet og hydrologiske egenskaper. Den totale jordleieverdien (jordleiepris ganget med hektar) er et estimat på økosystemets bidrag til avlingsproduksjonen. I 2019 var 46 prosent av alt jordbruksareal i drift i Norge i 2019 leid, derfor er metoden ved å bruke jordleiepriser relevant i Norge (Dalen et al. 2021).
- Estimere **produksjonsfunksjonen** basert på data om fysiske innsats- og produksjonsfaktorer på gårdsnivå, f.eks. innsatsfaktorer som dyrket jord areal, arbeidskraft, maskiner og gjødsel, og produksjonsfaktorer som mengde og kvalitet på høstede avlinger. Fra den estimerte produksjonsfunksjonen skal man kunne beregne marginal produktivitet av jord arealet i forhold til produsert vare. Ved å gange marginal produktivitet av jord arealet med prisen på produsert vare, får man utvekslings verdien av jord arealet. Det er generelt vanskelig å få tilgang til mikro-data på gårdsnivå.
- Bruke **ressursrente** tilnærmingen, hvor økosystemenes bidrag til avlingsproduksjon kommer frem som et residual fra verdien av avlingene når utbetalinger til alle andre faktorer er trukket fra.

En studie utført av Horlings et al. (2020) som sammenlignet ulike metoder for monetær verdsetting av ulike økosystemtjenester og -verdier i Nederland viste at den beste verdsettingsmetoden for forsyningstjenester, sett fra et konseptuelt og praktisk ståsted, er jordleie metoden.

SSB har gjennomført en studie ved hjelp av jordleiemetoden og ressursrentemetoden, og beregnet den totale verdien av jordbruksarealet i Norge i perioden 2005-2020 og ressursrenten i perioden 1984-2020 (Dalen et al. 2021). Ressursrenten var negativ i hele perioden 1984-2020. I 2021 var ressursrenten i landbruket rundt minus 44 milliarder kroner hvis en bare tar hensyn til produktsubsidier. Når en tar hensyn til alle subsidier, var ressursrenten på minus 56 milliarder kroner.

Ved direkte observerte markedsverdier, som i dette tilfellet, er det ofte slik at ressursrenten er negativ. Det betyr ikke at verdien av økosystembidraget er null eller negativ, men at det enten er for kostbart å utvinne ressursen i forhold til markedets betalingsvillighet, eller at måten utvinningen av ressursen er organisert på kan medføre for høye kostnader og et u hensiktsmessig uttaksnivå. I

tilfellet med avlingsproduksjon i Norge skyldes den negative verdien av ressursrenten at lønnskostnaden til arbeiderne alene er betydelig høyere enn verdiskapingen for alle år, slik at når den trekkes fra den totale produksjonsverdien, blir residualverdien (dvs. ressursrenten) negativ (Dalen et al. 2023).

Dalen et al. (2021) beregnet totalverdien av jordbruksareal i Norge ved hjelp av arealstatistikk og leiepriser, og verdien de fikk var 2,4 mrd. 2020-kroner i 2005 og 2,1 mrd. kroner i 2020. Studiet fant store forskjeller i beregnet verdi både mellom regioner og produksjon av ulike jordbruksprodukter.

Det er beregningsmetoden som fører til forskjellene i verdiestimat mellom de to verdsettingsmetodene. Subsidier inngår i produksjonsverdien i jordleieprisene, mens de trekkes fra i ressursrentemetoden. Leieprismetoden er den foretrukne metoden, siden den gjør det mulig å differensiere verdiene mellom produksjon og regionale områder, og den gir positive verdier, som er mer meningsfulle i forbindelse med økosystemregnskap.

Dalen et al. (2021) understreker at det er behov for en ny tilnærming som tar hensyn til landbrukets mange funksjoner som markedsbaserte tilnærminger bare delvis fanger opp. Disse funksjonene omfatter landskapsverdier, matsikkerhet, levedyktige bygder og biologisk mangfold. Dalen et al. (2021) har forsøkt å ta hensyn til dette ved å se på samfunnets betalingsvillighet uttrykt som totale overføringer til landbrukssektoren. I 2018 var den samlede landbruksstøtten på 29 milliarder 2018-NOK. Selv om dette tallet ikke kan brukes i et økosystemregnskap, gir det en indikasjon på verdien av landbrukssektoren.

For datagrunnlaget, leverer nasjonalregnskapet fra SSB data om bruttoproduktet i basisverdi for jordbruk og skogbruk (SSB statistikkbanktabell 09170). En undersøkelse av Greaker og Lindholt (2022) diskuterer metoder og kilder som er nødvendig for å regne produktskatter og produkt-subsidier, lønnskostnader, og kapitalkostnader. Data om innsatsfaktorer i landbruket er beregnet årlig av NIBIO i jordbrukets totalregnskap under Totalkalkylen.

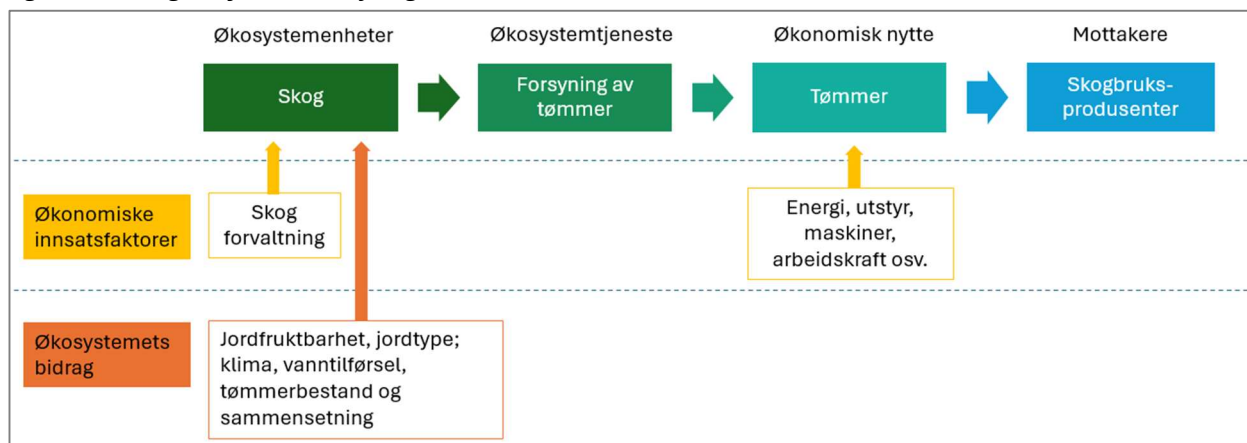
5.1.2. Forsyning av tømmer

Forsyning av tømmer er økosystemets bidrag til veksten av trær og annen tre-relatert biomasse i både dyrket (plantasje) og ukultivert skog som høstes av økonomiske enheter for ulike bruksområder inkludert tømmerproduksjon og energi. Denne tjenesten ekskluderer bidrag til andre skogprodukter enn ved og tømmer

For tømmer, ved og annen biomasse er bidraget fra økosystemene betydelige ettersom skogbrukets og folks innsats til tilveksten er begrenset. Dette inkluderer både mer urørt skog og plantasjeskog/kultivert skog.

Forsyning av tømmer er en økosystemtjeneste levert av skog og andre økosystemtyper med biomasse fra trevirke. Økosystemtjenesten er målt i brutto tonn, eller kubikkmeter av biomasse fra skog og trevirke. Tømmer er den økonomiske nytten og de blir produsert i samproduksjon mellom økosystemets bidrag og økonomiske innsatsfaktorer som energi, utstyr og arbeidskraft. Mottakerne av økosystemtjenesten er skogsbruksprodusenter.

I Rusch et al. (2024) beskrives mulig datagrunnlag for den biofysiske målingen av forsyningstjenester fra skog og bruk av forsyning av tømmer. Skogressurskartet SR16 fra NIBIO viser heldekkende datasett som treslag, middelhøyde og tømmervolum. Det vises også til tabeller fra SSB om blant annet stående tømmer og årlig tilvekst.

Figur 5.2 Logisk kjede for forsyning av tømmer

Kilde: Tilpasset fra Statistics Netherlands og WUR (2022).

Verdsettingsmetoder ofte benyttet ved forsyning av tømmer er (1) direkte observerte virkesverdier («stumpage values») eller (2) leiepriser for skogbruksarealer (NCAVES og MAIA, 2022). Virkesverdier er prisene som betales per stående tre, inkludert bark, for retten til å høste fra et gitt landområde. Virkesverdien gjenspeiler mest den direkte verdien av økosystemtjenesten, fordi det er de faktiske markedsprisene som betales for å høste trevirke, og dermed helt i tråd med bytteverdier i nasjonalregnskapet. I Norge er Statskog ansvarlig for forvaltningen av statseide skoger i Norge, og de arrangerer jevnlig tømmerauksjoner der private selskaper kan by på retten til å hogge en spesifisert mengde tømmer¹³.

Eksisterende datagrunnlag som kan benyttes er verdiberegningene fra avvirkning i skogen beregnet i Strand et al. (2021) hvor tilgjengelig data for stående volum og tilvekst beskrives. Her benyttes tall fra SSB for å beregne verdien av produksjonen i skogbruket. De har anslått en verdi på 3,9 milliarder kroner for 2020 basert på hva skogeierne i gjennomsnitt fikk betalt per kubikk avvirket. Dalen et al. (2023) beregnet ressursrente for skogbruk som viste en lav eller negativ verdi for årene 2009-2020, og foreslo en verdi på 1,2 milliarder kroner i 2022 (Dalen et al., 2023). Leiepriser er muligens ikke overførbart til Norge da det er relativt liten andel av arealene som blir leid ut, i motsetning til i jordbruket.

I bakgrunnsnotatet om monetær verdsetting presentert i Eurostat Task Force om økosystemregnskap i 2022 (vedlegg A) anbefales ressursrente som metode for forsyning av tømmer.

5.1.3. Forsyning av øvrig biomasse

Herunder:

- i. Forsyning av beitende biomasse
- ii. Forsyning fra husdyrhold
- iii. Forsyning fra akvakultur
- iv. Forsyning av vill fisk og annen naturlig akvatiske biomasse

i) Forsyning av biomasse fra beiting

Tilførselstjenester for beitet biomasse er økosystembidragene til veksten av beitet biomasse som igjen bidrar til veksten av kultiverte husdyr. Denne tjenesten ekskluderer økosystemets bidrag til veksten av avlinger som brukes til å produsere fôr til husdyr (f.eks. høy, soyamel). Disse bidragene er

¹³ Slik driver vi skogen | Skog og klima | Statskog

inkludert under tjenester for avling. Dette er en endelig økosystemtjeneste, men kan være en mellomliggende økosystemtjeneste til forsyning av husdyr (FN et al. 2021).

Utmark er en stor fôrressurs for husdyr, og 45% av landarealet er nyttbart beite. I Norge var 1 560 902 dekar innmarksbeite areal i drift (tabell 05982, SSB) i 2022. Beitedyr er fordelt på 885 982 storfe, 915 344 vinterfôra sauer og 34 562 melkegeiter. I tillegg til disse beitedyrene er det et mindre antall lamaer og alpakaer som også beiter på innmarksbeite. Strand et al. (2021) beregnet den totale beitekapasiteten i Norge til 9,5 millioner saueenheter, mens dagens dyreantall utgjør rundt 2,8 millioner saueenheter.

Verdien av beite omfatter utmarksfôr i alle økosystemer der husdyr beiter, og vil derfor fordele seg mellom flere økosystemer: åpent lavland, fjell og skog. Beiting er med på å opprettholde naturtyper og økosystemer med et rikt artsmangfold, og bidrar derfor til å opprettholde produksjonen av andre økosystemtjenester. Betydningen av dette er det imidlertid ikke gjort noen forsøk på å kvantifisere så langt vi har sett (Strand et al. 2021).

NCAVES og MAIA (2022) foreslår tre verdsettingsmetoder for beitende biomasse: **jordleiepris-metoden**, **erstatningskostnadsmetoden**, og **residualbestemt-verdi-metoden**. Metoden med jordleiepriser behandler beitende biomasse som en avling. Metoden er dermed den samme som nevnt ovenfor for forsyning av avlinger. Erstatningskostnadsmetoden estimerer hvor mye det ville koste å fôre husdyrene hvis den beitende biomassen ikke var tilgjengelig. Residualt bestemt verdi metoden brukes på samme måte som for avlinger, der økosystemenes bidrag til beitende biomasse produksjon kommer frem som en residualverdi fra verdien av produsert biomasse når utbetalinger for innsatsfaktorer er trukket fra. NCAVES og MAIA (2022) foretrekker bruk av jordleiepris metoden.

Verdien av fôret som husdyr høster hvert år, er anslått til 1 000 mill. kr i Strand et al. (2021), basert på en beitesesong på 70 dager og en fôrpris på 4 kr per høsting av fôr. Med en potensiell beitesesong på 100 dager er potensiell verdiskaping beregnet til 3,8 milliarder kroner (Strand et al. 2021).

Søknader om produksjonstilskudd¹⁴ gir oversikt over antall husdyr i utmark. Data fra Organisert beitebruk (OBB)¹⁵ inneholder lange tidsserier over sluppet og slaktede dyr, samt tap på utmarksbeite. Beitekapasiteten er beregnet av NIBIO under naturgitte forhold dokumentert i vegetasjonskart (Strand et al., 2021).

ii) Forsyning fra husdyrhold

Forsyning fra husdyrhold er økosystemets bidrag til veksten av husdyrhold og husdyrprodukter som brukes av økonomiske enheter til ulike formål, først og fremst matproduksjon (FN et al., 2021). Det er ikke nødvendig å registrere noen forsyningstjeneste for husdyrhold hvis forsyningstjenester for beitende biomasse registreres som en endelig økosystemtjeneste. Hvis husdyrproduksjonen ikke er direkte knyttet til et økosystem, slik det ofte er i visse former for intensivt landbruk, skal det ikke registreres noen økosystemtjeneste (SEEA EA).

Husdyrforsyningstjenester kan registreres i fysiske termer basert på for eksempel vektøkning eller produksjon av melk og egg. SSB samler inn data om husdyrhold i Norge for melkekuer, ammekuer, sauer, melkegeiter, avlspurker, og verpehøner (statistikktabell 03790). Budsjettnemnda for jordbruket¹⁶ viser statistikk om kumelk-, geitemelk-, egg-, og ullproduksjon, og andre husdyrprodukter. I tillegg, har budsjettnemnda også data om jordbruksareal for beite.

¹⁴ Landbruksdirektoratet (2024). Produksjonstilskot og avløysartilskot i jordbruket - Landbruksdirektoratet

¹⁵ NIBIO (2024). Beitestatistikk - talgrunnlag - Nibio

¹⁶ NIBIO (2024). Totalalkylen - statistikk - Nibio

NCAVES og MAIA (2022) foreslår at man først og fremst bruker jordleieprismetoden og produktivitetsendringmetoden. Residualbestemt-verdi metoden kan også brukes. Hvis det ikke finnes informasjon om markedspriser, eller hvis jorda ikke er i privat eie, kan det være nødvendig å beregne en verdi basert på erstatningskostnadsmetoden, dvs. kostnaden ved å erstatte alle økosystemets innsatsfaktorer i husdyrholdet.

Vi har ikke funnet noen studier som verdsetter verdien av husdyrproduksjon separat fra forsyning av biomasse fra beiting, siden forsyning av biomasse fra beiting er ofte lik økosystemets bidrag til husdyrproduksjon. For enkelhets skyld er det mer praktisk å evaluere økosystembidraget for begge økosystemtjenestene samlet. SEEA EA anbefaler å måle beitende biomassetjenester som det primære økosystembidraget.

iii) Forsyning fra akvakultur

Økosystemtjenestens forsyning av akvakultur er økosystemets bidrag til vekst av fisk, dyr og planter (eksempel fisk, skalldyr og tang) som kultiveres og høstes av økonomiske enheter (FN et al. 2021).

Akvakultur er en av Norges største fastlandsnæringer når det kommer til verdiskapning og eksport. I hovedsak er dette knyttet til oppdrett av laks og sjøørret, men også torsk, røye, kveite, blåskjell og tang er andre arter det drives opprett på av en viss størrelse. I tillegg finnes det oppdrett og forsøk på kultivering av flere andre arter som kreps, hummer, kamskjell og østers osv. Det drives akvakultur langs nesten hele norskekysten fra Agder til russergrensa i Finnmark.

De to mest vanlige metodene brukt for verdsetting av akvakulturtjenester er verdsetting basert på endring i produktivitet og residualbestemt verdi ifølge NCAVES og MAIA (2022). For å beregne endring i produktivitet brukes det mengde typisk kilo av fisk, skalldyr eller lignende som innsatsfaktor. Alternativet er å starte med sluttproduktet og å trekke fra hver innsatsfaktor som arbeidskraft, kapital osv.

For akvakultur har Fiskeridirektoratet detaljert informasjon om produksjonen, knyttet til hvert produksjonsanlegg, verdi og volumtall og lønnsomhetsundersøkelsen for akvakultur. Nasjonalregnskapet lager mer aggregerte tall for næringen. Fiskeridirektoratets statistikk over akvakultur viser ikke inn opplysninger om utstyr og har derfor ikke mulighet til å skille ut lukkede akvakulturanlegg i sjø. Dalen et al. (2023) har beregnet ressursrenten for årene 1984-2022 for blant annet akvakultur med data fra nasjonalregnskapet. Den viser at ressursrenten for 2022 var beregnet til 28 milliarder kroner. Verdien på ressursrenten henger tett sammen med prisene på akvakulturproduksjonen.

Rusch et al. (2024) tar ikke med akvakulturproduksjon som matproduksjon som en økosystemtjeneste med den begrunnelse at økosystemenes bidrag er ubetydelig, tilsvarende andre land (f.eks. Nederland). Andre økosystemtjenester tilknyttet akvakultur, som vannrensing og fôr til fisk og skalldyr er viktige økosystemtjenester, men som bør måles som separate tjenester og ikke inkluderes i forsyningstjenesten fra akvakultur.

iv) Forsyning av villfisk og annen naturlig akvatiske biomasse

Forsyning av villfisk og annen akvatisk biomasse er økosystemenes bidrag til veksten i fisk og annen biomasse som blir fisket eller på annen måte høstet fra ikke-kultiverte produksjon av økonomiske enheter/aktører. Dette kan gå til matproduksjon eller brukes på annen måte som videre produktinnsats eller konsum (FN et al. 2021).

Tre metoder foreslås som aktuelle i henhold til NCAVES og MAIA (2022). Først foreslås det å bruke markedspriser for tilgang til ville fiskeressurser. Dette er mindre vanlig, spesielt i sjø, men mer vanlig i elver og innsjøer. Den andre metoden som foreslås, er å benytte produktivitetsendring metoden. Det vises til flere studier som benytter denne metoden hvor man tar utgangspunkt i fangst og lager

en regresjonsfunksjon basert på produktinnsatsen for å skaffe fangsten. På denne måten kan man til slutt beregne økosystemenes bidrag til bruttoproduktet. Den tredje metoden som diskuteres, er å bruke residualbestemt-verdi-metoden eller ressursrente metoden. Denne metoden tar utgangspunkt i verdien av høstet biomasse og trekker fra alle kostnader for å beregne residualverdien som regnes økosystemenes bidrag. Metoden er blant annet brukt av UK og Norge (Armstrong et al. 2016).

Fiskeridirektoratet mye informasjon om villfisk og annen biomasse i sjø. Fiskeridirektoratet har ansvaret for den offisielle statistikken knyttet til all høsting av ressurser til hav. Her finnes både verdi- og volumtall på art, men også på fangstområde. Sistnevnte gjør det mulig å beregne verdiene ned på mindre geografiske områder. Det er likevel uklart hvordan dette skal beregnes lokalt for pelagisk fisk, altså fisk i de åpne vannmassene og som i enkelte tilfeller svømmer innom alle åpne hav. I tillegg gjennomfører Fiskeridirektoratet årlige lønnsomhetsundersøkelser av fiskeflåten med detaljert informasjon på inntekt og kostnadsinformasjon fra fiske. På mer aggregert nivå i nasjonalregnskapet lager SSB tall knyttet til næringsområdet fiske og fangst hvor dette inngår.

Dalen et al. (2023) har også beregnet ressursrente for fiske og fangst i Norge. For 2022 er ressursrenten på sitt høyeste nivå med hele 5,9 milliarder kroner. Fangstene har stort sett vært nedadgående for flere fiskeslag, men prisene den siste perioden har steget markant som forklarer i stor grad økningen i ressursrenten.

v) Forsyning av vill flora og fauna og andre biomasser

Tjenester for forsyning av vill flora og fauna er økosystemets bidrag til veksten av ville dyr, planter og annen biomasse som fanges og høstes av økonomiske enheter for ulike bruksområder.

Omfanget inkluderer andre skogsprodukter enn ved og tømmer, og tjenester knyttet til jakt, fangst og bioprospektering, men ekskluderer villfisk og annen naturlig akvatisk biomasse. For å unngå dobbelttelling regnes fiske og jakt kun som forsyningstjenester (og ikke som rekreasjonstjenester).

I Norge har vi en lang tradisjon med jakt og fangst av vill fauna som bidrar til en betydelig mengde viltkjøtt til norske husholdninger. Småvilt inkluderer hovedsakelig ryer, skogsfugl, gjess, andefugl, skarver, vadefugler og spurvefugler, i tillegg til bever, hare og villsvin. I tillegg jaktes det på forskjellige rovpattedyr som mink, grevling, rødrev, mår og røyskatt. Årlig felles også et begrenset antall gauper, jerver, ulver og brunbjørner som en del av bestandskontroll. Noen få moskusfe felles også som en del av bestandskontroll. Derimot finnes det svært få eller ingen data om hvor mye vill flora som høstes i Norge.

To metoder er vanligvis brukt for å verdsette av vill flora og fauna: markedspris-metoden og lignende-markeder-metoden.

- Markedspris metoden brukes når de ville flora- og faunaproduktene selges og dermed har en markedspris som kan brukes til å beregne økosystemenes bidrag til forsyningen av vill flora og fauna, f.eks. sopp, bær og hjort.
- Lignende markeder metoden. Når vill flora- og faunaprodukter ikke selges på markedet, er det nyttig å bruke priser fra lignende markeder. Når for eksempel sopp fra en skog ikke selges på markedet, mens sopp fra en nærliggende skog selges, kan man bruke prisene fra soppen som selges til å estimere verdien av soppen som ikke selges og ta hensyn til forskjeller i produktene og andre faktorer.

For å finne verdien av jaktet vilt, må man også vite mengden av solgt vilt. SSB samler inn data om antall felte dyr hvert år, og estimerer antall tonn kjøtt dette tilsvarer. Alt av vilt som felles under jakt blir rapportert til statlige registre, kommune- eller lavere romlig nivå, og årlig gjennomføres det takseringer og tellinger som bidrar med data til bestandsmodeller. NIBIO rapporten (Strand et al. 2021) anslår at i 2020/21 den økonomiske verdien av storviltkjøtt (elg, hjort og villrein) tilsvarte 529

millioner kroner. For småviltjakten, estimerte Strand et al. (2021) verdien til om lag 38 millioner kroner i 2020 (med stor usikkerhet).

Bær- og soppsanking er en tradisjonsrik friluftslivsaktivitet og allemannsretten i Norge sikrer alle rett til å ferdes i utmark og å plukke bær og sopp. Dalen og Oppøyen (2023) viser i SSB rapporten 2023/31 at bær- og soppsanking har falt jevnt og trutt siden 1970 og i 2020 hadde kun 30 prosent sanket bær eller sopp. I 2021 snudde derimot denne negative trenden da 42 prosent oppga at de hadde vært på bær eller sopptur i løpet av de siste 12 månedene. Dette er den høyest registrerte andelen siden 1997. Det finnes ikke offisiell statistikk for antall bær og sopp som sankes i Norge hvert år. Dette gjør det utfordrende å føre det i økosystemtjenesteregnskapet.

5.1.4. Forsyning av genetiske materiale

Forsyning av genetisk materiale er økosystemenes bidrag fra alt biologisk levende biota. Eksempler er genmaterialet til utvikling og avl av nye plante- og dyrearter, gensyntese eller produksjon og utvikling direkte ved bruk av genmaterialet (FN et al. 2021)

Verden over står man ovenfor tap av biologisk liv og gjennom dette igjen tap av genressurser. Menneskelige handlinger er årsaken til dette og på verdensbasis er 25 prosent av vurderte dyre- og plantegrupper vurdert som truet, noe som tilsvarer rundt 1 million arter (FN, 2023).

Drucker et al. (2001) viser til at av 3882 husdyrraser var 22,5 prosent i fare for utryddelse. Allerede før denne tid viser de til at mange raser er tapt. Artikkelen går gjennom metoder for verdsetting av genressurser knyttet til husdyr som oppsummeres i tabell 3. Drucker et al. (2001) viser blant annet til en betinget verdsettingsmetode som baseres seg på betalingsvillighet (WTP) eller villighet til å akseptere (WTA) bevaring av raser. De påpeker at metodene må testes for å avgjøre hvilken metode som er best. Det er vært å merke at artikkelen ble publisert i 2001 og at det kan finnes nyere forskning på området. Verdsettingsmetodene brukt i artikkelen betinget verdsetting og ikke bytteverdi.

De Groot et al. (2012) har gjennomgått 320 publikasjoner om verdsetting av økosystemtjenester. For forsyning av genetiske ressurser har identifisert 2 ulike metoder som brukes. Den ene er direkte markedspris og den andre er faktorinntekt/produksjonsfunksjon. De fant estimerte verdier for 3 ulike økosystemtyper, korallrev, kystlandskap og regnskog.

NOU 2013:10 genetiske ressurser i vill flora har verdi for jordbruket og samfunnet, uten at denne verdien er forsøkt kvantifisert for Norge. NOUen trekker frem korn og potet, engvekster og rotvekster som viktige jordbruksplanter for Norge og av genressurser fra vår naturlige fauna er det spesielt gras og kløverarter som har størst økonomisk og praktisk betydning, Skogen er den artsgruppen med størst genetisk variasjon og forvaltes gjennom aktiv bruk og spesielle bevaringstiltak.

Det foreligger per i dag svært lite konkret tallmateriale i Norge på denne økosystemtjenesten.

5.1.5. Vannforsyning

Økosystemtjenesten for vannforsyning skal vise økosystemers bidrag til en kombinert tjeneste av vannrensing, vannregulering og andre økosystemtjenester som bidrar til vannforsyning av god kvalitet til ulike brukere (SEEA EA tabell 6.3).

Vannforsyning referer til mengden og kvalitet på vannet som er tilgjengelig for bruk. Det er flere faktorer som bidrar til vannets tilgjengelighet og kvalitet. To hovedprosesser er (i) vannregulering tjenester, som er knyttet til reguleringen av vannets grunnstrømmer, inkludert nedbør, avrenning, infiltrasjon og evapotranspirasjon, som fører til vannabsorpsjon og frigjøring, og (ii) vannrennings-

tjenester, som er knyttet til rensing av vann. SEEA EA anbefaler at vannregulering og vannrensing føres som separate økosystemtjenester, se omtale under kapittel 5.2. I de tilfellene der disse ikke kan separeres skal de føres som en proxy og omtales som vannforsyning.

Det biofysiske grunnlaget for denne tjenesten vil hovedsakelig være modellbasert. Rusch et al. (2024) skriver at modeller og data for flomkontrolltjenester kan tilpasses for å estimere denne tjenesten. NINA-rapporten omtaler også modeller som kan brukes ved retensjon og «på stedet jordbeholdning» som aktuelle siden de kan modellere tilgjengelighet av vann av ulik kvalitet (Rusch et al. 2024).

Ved verdsetting av vannforsyning som en økosystemtjeneste er det fire metoder som foreslås i NCAVES og MAIA (2022) hvor formålet er å identifisere økosystemenes bidrag til uttak av vann:

- **Residualbestemt-verdi-metoden:** beregne verdi av vannforsyning residualt fra betaling for vannforsyningstjeneste (består ofte av selve forsyningen og ikke vannet i seg selv), fratrasket kostnadene
- **Lignende-markeder-metoden:** priser for rettigheter og handel med rettigheter
- **Metode for produktivitetsendring:** Beregning av bidraget fra vann inn i produksjon ved bruk av likevektsmodeller. Utfordrende å utforme funksjoner som sier noe om hva som er riktig vannmengde.
- **Erstatningskostnadsmetoden:** som beregner kostnaden ved å ha utstyr og konstruksjoner som for eksempel renser og tilbyr vann av samme kvalitet.

Kostnaden ved å ha et kommunalt vanntilbud kan brukes som proxy for denne tjenesten og tilsvarer erstatningskostnadsmetoden. I Chen et al. (2019) betraktes kostnaden av avløpsrensing som verdi på vannrensing. En tilsvarende metode kan anvendes for vannforsyning, men hvor forsyning av drikkevann benyttes (i stedet for avløpsrensing) som proxy. Modellgrunnlag og estimeringsmetode må undersøkes og utarbeides.

5.1.6. Andre forsyningstjenester

Andre forsyningstjenester vil i et norsk perspektiv være knyttet til juletreproduksjon, urbant landbruk og torvuttak. Treproduksjon-tjenester er økosystemets bidrag til vekst av trær og annen biomasse i både dyrket og udyrket mark som høstes av økonomiske aktører til ulike formål, inkludert tømmerproduksjon og energi. Siden forsyning av tømmer allerede er blitt diskutert, vil dette avsnitte kun omhandle juletreproduksjon, som er en viktig sektor i treproduksjon. Norge en svært stor produsent av juletrær. I 2018 var norsk juletreproduksjon på rundt 1 million juletrær (Lang, 2019). En vanlig gran kostet i 2019 mellom 500-550 kroner i Oslo-området, og en edelgran mellom 600-700 kroner per tre (Berge, 2019). Følgelig var verdien av juletrær på rundt 550 millioner kroner i 2019. Økosystemets bidrag bør estimeres som en andel av den totale verdien. Andelen avhenger av produksjonssammenhengen. Hvis dette ikke er mulig, bør det brukes et indirekte mål basert på brutto høstet biomasse (SEEA EA, avsnitt 6.55).

For urbant landbruk er forsyningstjenestene tilknyttet til honningproduksjon og matproduksjon fra mikro-gårder og spiselige frukttrær. Det finnes per i dag ingen offisielle data om hvor mye honning og ferske produkter som produseres i urbane områder i Norge. Hvis slike data blir innhentet, kan lignende markeder metoden brukes for å evaluere den økonomiske verdien av disse produktene, og dermed verdien av økosystembidraget.

I henhold til retningslinjene av SEEA EA (FN et al. 2021), bør torvuttak ikke betraktes som en økosystemtjeneste, siden myren den blir produsert av ikke er en fornybar ressurs. Derfor diskuterer vi ikke monetær verdsetting av torv videre.

5.1.7. Foreløpig vurdering av forsyvende tjenester

Tabell 5.1 viser resultater fra arbeidet med forsyvende tjenester. For hver forsyvende økosystemtjeneste er det listet opp aktuelle verdsettingsmetoder, tilgjengelig datagrunnlag, status på datagrunnlag og metode med en skala fra A til D hvor A er best, anslag i kroner om dette finnes, mulighet for oppdatering og eventuelle merknader. Beskrivelsen av hva som legges i status A-D er beskrevet i tabell 5.2.

Tabell 5.1 Foreløpig vurdering – forsyvende tjenester

Økosystemtjeneste	Verdsettingsmetode	Datagrunnlaget	Status (A-D)	Anslag i kroner	Mulighet for oppdatering	Merknader
Forsyning av avlinger	Leiepriser	Landbruksdirektoratet, SSB	A	2,4 mrd. Kr	Årlig	Verdier regnet for hele Norge.
Forsyning av tømmer	Markedspriser, Ressursrente	SSB, Landbruksdirektoratet	A	1,2 mrd. Kr	Årlig	Dalen et al. (2023), Ressursrentemetode og år 2022
Forsyning av beitende biomasse	Erstatningsverdi	NIBIO	B	1 mrd. Kr		Beitesesong på 70 dager. Ikke regelmessig beregning
Forsyning fra akvakultur	Metode for produktivitetsendring, Ressursrente	Fiskeridirektoratet, SSB	B	28 mrd. Kr	Årlig	Dalen et al. (2023), ressursrentemetode og år 2022
Forsyning av villfisk og annen naturlig akvatiske biomasse	Markedspris, Metode for produktivitetsendring, produktivitetsfunksjon	Fiskeridirektoratet, SSB	A/B	5,9 mrd. Kr	Årlig	Dalen et al. (2023), ressursrentemetode og år 2022
Forsyning av vill flora og fauna og andre biomasser	Markedspris, lignende markeder	NIBIO (2021), SSB	B	567 mill. kr	Årlig	Verdi av viltkjøtt i Norge. Ingen tilgjengelige data om vill flora.
Forsyning av genetiske materiale	-	-	D	-	-	Utfordrende å verdsette med bytteverdi.
Vannforsyning	Pris fra lignende markeder	Kommunale vannforsynings-tjenester	B	-	Usikkert	Må ses i sammenheng med regulerings-tjenestene vannrensing og -regulering.
Andre forsynings-tjenester	Markedspris (juletrær), lignende markeder (honning)	N/A	D	550 mill.kr (juletrær)	Usikkert	Verdi av juletrær.

Beskrivelse status A-D:

Tabell 5.2 Beskrivelse status A-D

Status	Beskrivelse	Merknad
A	Metode og datagrunnlag er tilgjengelig. Anslag i kroner.	Selv om metode og datagrunnlag er tilgjengelig, kan dette mulig forbedres.
B	Datagrunnlag for den biofysiske økosystemtjenesten er tilgjengelig. Metode tilgjengelig, men behov for data for verdsetting/tilpasning av data.	
C	Mulige metoder fra studier eller andre land. Mangler datagrunnlag.	
D	Lite/ingen studier på området og mangler datagrunnlag.	

5.1.8. Forvaltningsnytte ved verdsetting av forsynende tjenester

Forsynende tjenester er den hovedkategorien av økosystemtjenester hvor deler eller hele tilførselen fra økosystemtjenester også er ført i nasjonalregnskapet. For flere av disse økosystemtjenestene foreligger det allerede eksisterende markeder og det er mulig å bruke markedspris for verdsetting av disse tjenestene. Flere av disse tjenestene baserer seg også på datakilder som benyttes i nasjonalregnskapet og har, slik de foreligger per i dag, ikke den geografiske dimensjonen i datagrunnlaget. Økt detaljeringsgrad for den geografiske dimensjonen vil være et av de viktigste utviklingspunktene for de forsynende tjenestene, samt å i noe bedre grad identifisere økosystemenes bidrag i forhold til de menneskelige bidragene.

For forsyningstjenester som for eksempel forsyning av avlinger, tømmer og biomasse vil monetær verdsetting av disse økosystemtjenestene synliggjøre økosystemenes bidrag til denne forsyningen relativt til det som er allerede er ført i nasjonalregnskapet. Økosystemregnskapet, basert på et arealregnskap, kan bidra til å synliggjøre at de forsynende tjenestene er avhengig av at arealene ivaretas med tilstrekkelig økologisk kvalitet.

For de fleste av de forsynende tjenestene er det mulig å anslå monetære verdier på relativt kort sikt på nasjonalt nivå. Dette er også tjenester som i stor grad går videre inn i økonomien og dermed kan sies å ha ytterligere nytte også for andre økonomiske aktører enn de som står som mottaker eller forbruker av økosystemtjenesten. For finere geografisk inndeling er det behov for forbedret datagrunnlag for det biofysiske.

For forsyningstjenester hvor ressursrente er brukt som verdsettingsmetode er det utfordrende å få finere geografisk inndeling grunnet behov for finere inndeling av de ulike komponentene i beregningen.

Vannforsyningstjenesten bør splittes i de to tjenestene vannrensing og vannregulering og vil dermed inngå som regulerende økosystemtjenester. Det er behov ytterligere arbeid for denne tjenesten.

Forsyning av genetisk materiale er en viktig økosystemtjeneste, men den er utfordrende å verdsette i monetære verdier. I første omgang anbefales det å gi en kvalitativ beskrivelse av denne økosystemtjenesten.

Noen av de forsynende tjenestene går ikke direkte inn i nasjonalregnskapet, som forsyning av vill flora og fauna, men som forbrukes av husholdninger. Verdsetting av slike økosystemtjenester gir ytterligere kunnskap om goder mennesker nyter fra økosystemene og supplerer dermed den eksisterende informasjonen i nasjonalregnskapet. Dette vil gjelde selv på et nasjonalt nivå.

For enkelte økosystemtjenester er det behov for jevnligere oppdatering av datagrunnlaget hvis målet er årlig ajourhold av regnskapsføring av monetære verdier. For enkelte økosystemtjenester kan det være tilstrekkelig med oppdatering med lavere frekvens.

5.2. Verdsetting av regulerende økosystemtjenester

Her omtales verdsetting av de ulike regulerende tjenestene. Regulerende tjenester er definert som «økosystemtjenestene som er et resultat av økosystemenes evne til å regulere biologiske prosesser og til å påvirke klima, hydrologiske og biokjemiske sykluser, og derved opprettholde miljøforhold til fordel for individer og samfunn.» (FN et al. 2021, avsnitt 5.61).

Flere av økosystemtjenestene er gruppert i tilhørende kategorier slik som i Rusch et al. (2024).

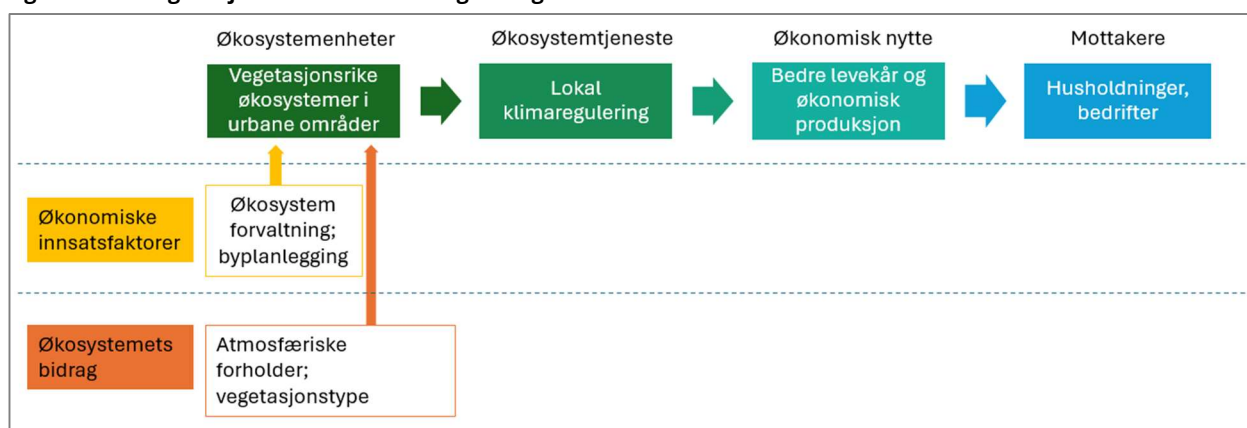
5.2.1. Lokal klimaregulering

Lokale klimareguleringstjenester er økosystembidragene til reguleringen av atmosfæriske omgivelserforhold (inkludert mikro- og mesoskala klima) gjennom tilstedeværelsen av vegetasjon som forbedrer levekårene for mennesker og støtter økonomisk produksjon. Eksempler inkluderer fordampende kjøling gitt av urbane trær ('grønt rom'), rollen til urbane vannforekomster ('blått rom') som fordrøyningsiltak og trærnes bidrag til å gi skygge for mennesker og husdyr. Dette kan være en endelig eller en mellomliggende økosystemtjeneste (SEEA EA, Table 6.3).

Lokal klimaregulering er levert av vegetasjonsrike økosystemer i urbane områder.

Økosystemtjenesten av lokal klimaregulering er begrenset til urbane områder. For det fysiske, måler man bidraget av vegetasjonen til å senke temperaturen i områder hvor temperatur vanligvis øker på grunn av den urbane varme-øy effekten. Den økonomiske nytten kommer fra bedre levekår og forbedret økonomisk produksjon. Mottakerne av økosystemtjenesten er husholdninger og næringer som befinner seg i urbane områder.

Figur 5.3 Logisk kjede for lokal klimaregulering



Kilde: Tilpasset fra Statistics Netherlands og WUR (2022).

For denne økosystemtjenesten er det testet med ulike datagrunnlag og modeller i Norge i NINA (Venter et al. 2020; 2021).

Det er to metoder som foreslås som vanlige for å verdsette lokal klimaregulering ifølge NCAVES og MAIA (2022), henholdsvis metode for unngåtte skadekostnad og den avvergende atferds metoden. For eksempel er metoden for hetebølger relatert til redusert effekt på menneskers helse og denne kan estimeres ved å se på verdien av lavere dødelighet eller reduserte helsekostnader. Det vises også til reduserte kjølekostnader for næringer eller husholdninger som et annet eksempel der erstatningskostnadsmetoden eller endring i produktivitet kan brukes. For sistnevnte relateres dette til økt produktivitet for arbeidere i skyggen. I Norge er den naturlige elementer kan spille for å øke temperaturen trolig viktigere. Trær har også den effekten at de beskytter mot vind og skaper et lunere byklima. Grønn infrastruktur i byer og tettsteder kan imidlertid være viktig også for tilpasning til varmere værtyper og mulige hetebølger.

Det finnes også en metode som bruker energikostnader til kjøling av bygninger slik som i i-Tree eco modellen (Nowak, 2020).

Venter et al. (2020) har sett nærmere på hvordan grønn infrastruktur påvirker folks helse i Oslo i tilfeller med ekstremvarme. De kom frem til at skygge fra trær reduserer antall tilfeller der temperaturen overstiger nivåer som øker helserisikoen. De modellerte overflatetemperaturoendingene antydte at hvert tre i Oslo sentrum reduserer den potensielle risikoen for helseskadelig varmeeksponering for én varmekfølsom person (75 år eller eldre) med omtrent én dag.

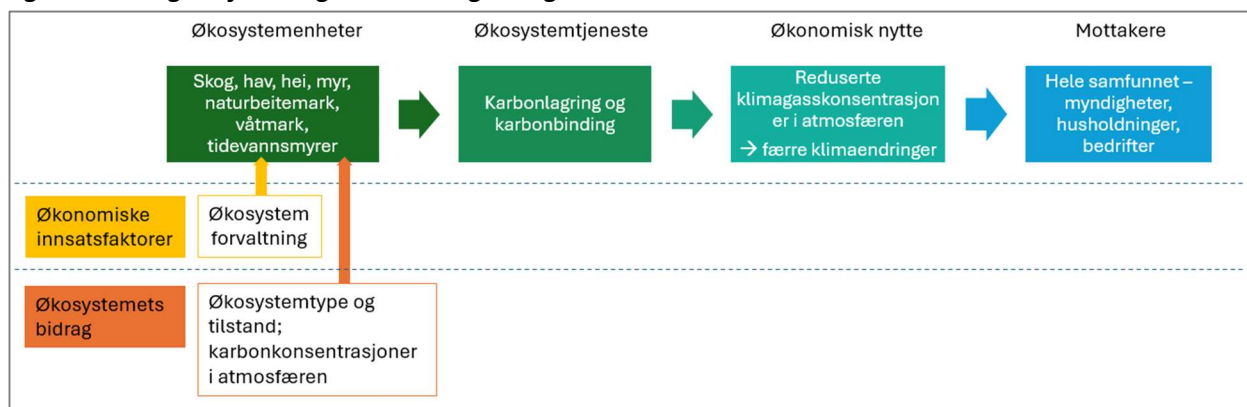
5.2.2. Global klimaregulering

Global klimaregulering skal i henhold til SEEA EA måles som økosystemenes evne til å fjerne karbon fra atmosfæren og lagre karbon. Karbonlagringen gjelder for biokarbon og kun karbon som er forventet å forbli lagret over en lengre tidsperiode.

Økosystemtjenesten har to komponenter; (i) karbonopptak og (ii) karbonlagring. Karbonopptak er målt som et positivt bidrag, men kan i noen tilfeller være negative ved for eksempel store påvirkninger på et økosystem som skogbrann og drenering av store myrområder. Karbonlagring viser hvor mye karbon som er lagret ved begynnelsen og slutten av hver regnskapsperiode. Uttak av tømmer fra skog vil føres som en nedgang i karbonlageret, så selv om det ikke nødvendigvis slippes ut i atmosfæren vil det medføre en reduksjon i karbonlageret i økosystemet. Karbonopptak i en regnskapsperiode vil inngå i karbonlageret ved slutten av perioden.

Global klimaregulering er levert av mange ulike økosystemer – skog, hav, fjell (myr og hei), naturbeitemark, våtmark og tidevannsmyrer. Denne økosystemtjenesten er delt opp i to tjenester: karbonlagring og karbonbinding. Det er flere elementer som bidrar til tjenesten, som f.eks. økosystemtype, tilstand, og netto økosystemproduktivitet (NEP). Karbonlagring og binding er målt i kilotonn CO₂, og den økonomiske nytten av å redusere klimagasskonsentrasjonen i atmosfæren er færre klimaendringer og unngåtte skadekostnader. Hele samfunnet drar nytte av reduserte klimagasskonsentrasjoner.

Figur 5.4 Logisk kjede for global klimaregulering



Kilde: Tilpasset fra Statistics Netherlands og WUR (2022).

Et utgangspunkt for beregningene av fysiske enheter ved global klimaregulering er datagrunnlaget benyttet til rapportering til Klimakonvensjonen (UNFCCC) for arealbruk, arealbruksendringer og skogbruk (LULUCF – Landuse, Landuse change and Forestry) (Rusch et al., 2024). Det vil imidlertid være behov for forbedringer av datagrunnlaget for i større grad ta hensyn til ulikhetene mellom økosystemene og for bedre kartlegge økosystemtyper som ikke er forvaltede økosystemer som fjell og myrområder, Rusch et al. (2022). Dette gjelder både utstrekning i areal og tilstanden til de ulike økosystemtypene da disse vil påvirke økosystemenes evne til å ta opp og lagre karbon.

Mulige verdsettingsmetoder som omtales for global klimaregulering er relevante karbonpriser som:

- Unngåtte skadekostnader
- Marginalkostnadene ved reduksjon av karbon
- Observerte markedspriser for karbon, for eksempel klimakvoter

Bruk av observerte markedspriser på karbon bør kun brukes i de tilfeller markedet er modent nok (SEEA EA, avsnitt 9.32). Siden Norge deltar i et europeisk kvotemarked for klimakvoter er dette en verdsettingsmetode som er anvendbar ved global klimaregulering.

Ved bruk av metoden for marginalkostnader med reduksjon kan kostnadene variere mellom sektorer slik at den høyeste kostnaden bør brukes som den samlede marginalkostnaden.

Rosendahl og Wangsness (2023) diskuterer ulike karbonpriser (karbonprisbaner) i Samfunnsøkonomen (nr. 03-2023) og metoder som er brukt. I samfunnsøkonomiske analyser benyttes Finansdepartementets karbonpris (Finansdepartementet, 2022). De viser også karbonpriser som skal brukes i følsomhetsanalyser med lav og høy pris (høy = IPCC 1,5 grader banen). Rosendahl og Wangsness konkluderer med at karbonprisbanen til Finansdepartementet ligger mye lavere enn internasjonale prisbaner som er konsistente med 1,5 gradersmålet. Det er karbonprisene fra Finansdepartementet som ble brukt ved beregning av karbonpris ved nedbygging av arealer i artikkel om klima, arealbruk og økosystemregnskap, se boks 6.3 (Økonomiske analyser 1/2023 Utsynet over året 2022, 2023).

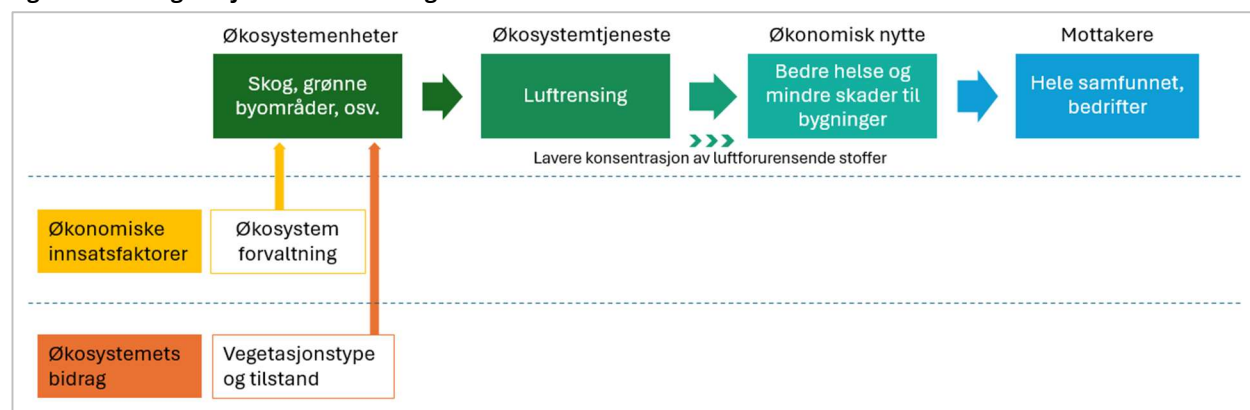
I Nederland bruker de den estimerte økonomiske verdien av karbonbinding som den gjeldende karbonprisen for å oppnå et policydefinert mål om reduksjon av CO₂-utslipp, og som representerer et mål for de unngåtte skadekostnadene (Statistics Netherlands og WUR, 2022). Dette tilsvarer de norske karbonprisbanene til Finansdepartementet.

Det er mest nærliggende å se til karbonprisbanene fra Finansdepartementet da denne benyttes i samfunnsøkonomiske analyser. Så selv om denne karbonprisen er lavere enn andre internasjonale prisbaner for å nå klimamål er det en anerkjent metode for å verdsette karbon.

5.2.3. Luftrensing

Luftrensing er økosystemenes bidrag til filtreringen av luftbåren forurensning gjennom avsetning, opptak, fiksering og lagring av forurensninger av økosystemkomponenter, spesielt planter, som reduserer de skadelige effektene av forurensningene. Dette er oftest en endelig økosystemtjeneste (FN et al., 2021). Denne økosystemtjenesten bidrar til forbedret helse i befolkningen, spesielt i byer. Verdien av luftrensing er primært relatert til redusert helsekostnader og gevinst i velferd assosiert med mindre eksponering mot skadelig forurensning (NCAVES og MAIA, 2022). Den logiske kjeden er illustrert i figur 5.5.

Figur 5.5 Logisk kjede for luftrensing



Kilde: Tilpasset fra Statistics Netherlands og WUR (2022).

I fysiske enheter måles denne tjenesten som tonn opptak av svevestøv/partikkelforurensning målt i enten PM₁₀ eller PM_{2.5}. Luftrensingen beregnes ved bruk av bladareal (Leaf Area Index, LAI), dvs. det totale arealer av blader per enhet av grunnflate, vindhastighet og mengde forurensning. Opptaket av luftforurensning modelleres ved bruk av verktøy hvor også informasjon om nedbør og luftfuktighet kan inngå.

INCA-verktøyet til EU kan benyttes til beregning av de fysiske størrelsene av tjenesten. Det vil være behov for å verifisere resultatene fra verktøyet med andre datakilder. Rusch et al. (2024) viser til en ny studie av Venter et al. (2024) hvor det er svært variabelt hvor stor effekt grøntområder i byer påvirker luftforurensningen og luftrensing. Dette skyldes blant annet at vegetasjon kan forhindre gjennomstrømning av luft og holde på forurenset luft. De finner at for større områder er det en liten, positiv effekt fra vegetasjon på luftkvalitet.

Mulig verdsettingsmetode er:

*Unngåtte (helse) skadekostnader (avoided (health) damage costs).*¹⁷

Denne metoden setter søkelys på å avgjøre økosystemenes bidrag til forbedret helse og kan bli brukt på ulike måter (NCAVES og MAIA, 2022). Spesielt grøntarealer i byer kan ha positive helseeffekter. Modellering innebærer beregning av redusert dødelighet når vegetasjon og grøntarealer er til stede i nærhet av mennesker. Det er behov for fysiske data for konsentrasjon av forurensning og deres påvirkning på vegetasjon.

NCAVES og MAIA (2022) beskriver et mulig estimat på effekten på helse ved først å beregne påvirkningen vegetasjon har på konsentrasjon av partikler sammenlignet med situasjoner uten vegetasjon. Neste steg er å estimere endring i antall dødsfall og tilfeller av sykdomstilfeller/dødelighet påvirket av forurensning. Et sett av estimeringsmetoder kan brukes for å estimere endring på helse.

Disse estimeringsmetodene inkluderer for eksempel bruk av verdien for et statistisk liv (VSL – value of statistical life) hvor man kan estimere individers betalingsvillighet for å redusere risikoen for å dø og bruke denne som verdi for redusert risiko fra manglende vegetasjon. Et annet alternativ som omtales er å estimere verdien av tapte uførejusterte leveår (DALY – disability adjusted life years). Disse metodene omfatter konsumentoverskudd og er ikke innenfor grensene for nasjonalregnskapet. Andre metoder som bruker direkte kostnader for sykdom (behandlingskostnader, utgifter til medisiner) er derimot innenfor grensene.

NCAVES og MAIA (2022) poengterer de biofysiske dataene er essensielle for å kunne beregne de monetære verdiene. Rapporten viser også til beregninger utført i Storbritannia hvor de bruker unngått skadekostnad (UK, 2019). Nederland har også utført studier for å beregne verdien av luftrensing på helse ved bruk av unngåtte kostnader for sykehusinnleggelser (for luftforurensningsrelaterte sykdommer) samt unngåtte kostnader ved tapte arbeidsdager på grunn av disse sykdommene. Verdien de kom frem til var mye lavere (faktor 4) sammenlignet med VSL og VOLY (Statistics Netherlands og WUR, 2022).

I Norge har det vært utført studier på sammenhengen mellom luftforurensning og helseeffekter, blant annet Rosendahl (2012) og Magnussen (2019). I Magnussen (2019) omtales ulike metoder for å verdsette helseeffektene fra støy og luftforurensning, både ved betalingsvillighet og skadekostnad. NOU 2013:10 Naturens goder viser til en noe eldre studie fra Samstad et al. (2010) ved TØI som har beregnet verdien av forbedret luftkvalitet og redusert støy. Dette er brukt i kost-nytte analyser med betalingsvillighet/betinget verdsetting (NOU 2013:10).

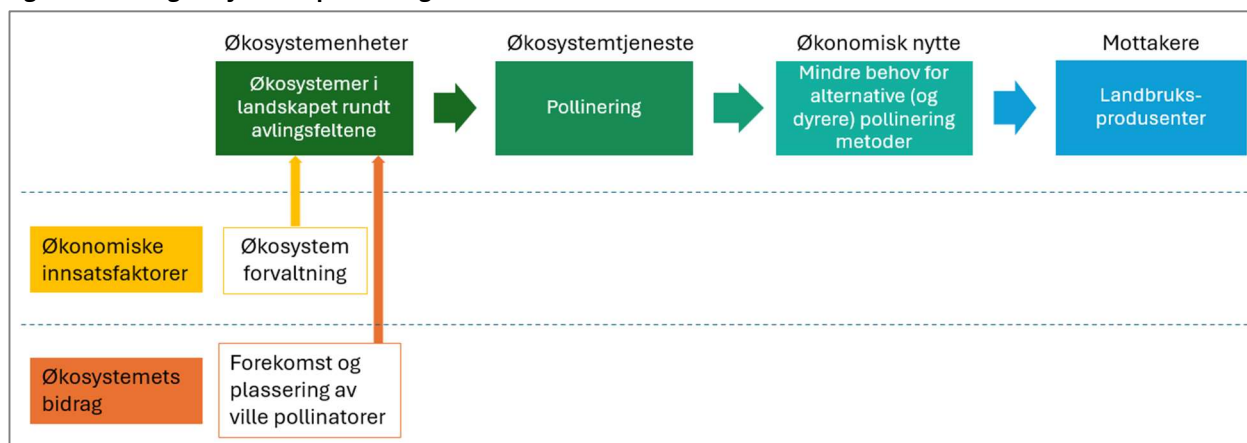
¹⁷ Merknader: (i) bør forholde seg til kostnader til helsetjenester, ikke velferdstap på grunn av sykdom og (ii) ulike land helsesystemer har ulike strukturer.

5.2.4. Pollinering

Pollineringstjenester er økosystemenes bidrag fra ville pollinatorer til bestøvning av avlinger som opprettholder eller øker mangfoldet av og/eller mengden av andre arter som økonomiske enheter bruker eller nyter godt av (FN et al., 2021).

I det som inngår i rapporteringen til Eurostat, er det bidraget fra ville pollinatorer til avlinger som skal beregnes, det vil si avkastning fra avlinger som er avhengig av pollinatorer gitt som en andel av den totale avlingen. Ifølge Eurostats lovforslag, skal den fysiske delen av økosystemtjenesten måles ved antall tonn avling som er avhengig av pollinatorer fordelt på type avling. I SEEA EA måles økosystemtjenesten enten som en mellomliggende økosystemtjeneste eller en endelig tjeneste. Den endelige tjenesten er produksjon av avlinger. Den logiske kjeden for pollinering som en økosystemtjeneste vises i figur 5.6.

Figur 5.6 Logisk kjede for pollinering



Kilde: Tilpasset fra Statistics Netherlands og WUR (2022).

Verdsettingen av økosystemtjenester som bidrar til produksjon av jordbruksprodukter, som ved forsyning av avlinger gjennom pollinering, innebærer å utlede verdien av varer og tjenester som er regnskapsført i nasjonalregnskapet for å avdekke økosystemenes bidrag (FN et al., 2021, avsnitt 8.28).

NCAVES og MAIA (2022) skriver at de meste brukte verdsettingsmetodene er

- *Metode for produktivitetsendring.* Denne metoden krever at mengden av pollinering for en avling er identifisert og at mengden av tilgjengelige pollinatorer for avlingene er estimert. Dette bør være fordelt på kart for å ta hensyn til plasseringen av ulike avlinger. Når dette er etablert benyttes markedspris for avlingene for å få verdi på pollineringen.
- *Metode hvor prisen er hentet fra markeder for lignende varer og tjenester.* Her brukes kostnaden ved bruk av kultiverte bier og andre pollinatorer i stedet for ville pollinatorer.

Metoden for produktivitetsendringer krever et estimat på avhengighet av pollinering og et estimat på tilgjengelighet av pollinatorer per type avling, dvs. forventet bidrag fra pollinatoren til avlinger. Dette kan igjen multipliseres med en markedspris for avlinger for å få verdien av pollineringen.

Så lenge et datagrunnlag er tilgjengelig for pollinatorennes bidrag til økt produksjon i pollinator-avhengige avlinger, kan det estimeres en verdi for pollineringstjenesten.

Eurostat-prosjekt

I et Eurostat finansiert prosjekt utforsket SSB et al. I 2021 bruk av pollineringsmodeller for Ås kommune for å kartlegge habitater for ville bier og humler og utforsket avstanden til avlinger basert på utarbeidede kartgrunnlag. En revidert versjon av ESTIMAP-modellen ble brukt som verktøy.

Prosjektet beregnet også estimer av pengeverdien tilført av ville pollinatorer til produksjon av avlinger i Ås kommune. Pollinatorpåvirkning er en kategorisk klassifisering basert på en gjennomgang av pollinatorbidrag til økt frøsetting (Klein et al. 2007). Pollineringssetterspørsmål reflekterer estimert produksjonstap som følge av totalt fravær av ville pollinatorer (Remme et al. 2018). Samlet pollinatorbidrag reflekterer markedsprisen på unngått produksjonstap i Ås kommune, basert på pollineringsbehovet og totalt volum for alle avlingstyper for dette studieområdet. Beregningene bruker data for areal per avlingstype, pollinatoravhengighet (i prosent), produksjon (kg/1000m²) og pris per avlingstype.

I NOU 2013:10 Naturens goder – verdier av økosystemtjenester er det vist til at det ikke er gjort studier av hvilke økonomiske verdier pollinering representerer i Norge, men basert på nordiske og andre lands studier er det anslått at verdien av birøkt i Norge er på minst 250 mill. kr årlig. Av dette utgjør honningproduksjon en verdi for primærprodusenten på rundt 100 mill. kr og verdien av pollinering av kulturvekster er på rundt 150 mill. kr (Landbruks- og matdepartementet 2012). Biene bidrar til å sikre pollinering i frukt- og bærproduksjonen og for oljevekster, og bienes tilstedeværelse gir større avlinger og bedre kvalitet. Verdien av pollinering av ville planter (herunder flere rødlistearter) kommer i tillegg, men er ikke beregnet.

5.2.5. Tjenester tilknyttet jordfunksjoner

- i. Jorderosjonskontroll (jordoppbevaring/retensjon på stedet)
- ii. Regulering av jordkvalitet

Tjenester tilknyttet jordfunksjoner er delt i to kategorier: regulering av jordkvalitet og jorderosjonskontroll, hvor sistnevnte er videre inndelt i undergruppene jorderosjonskontroll og skreddempende tjenester.

Regulerende tjenester for jordkvalitet er økosystemtjenestenes bidrag til nedbrytning av organiske og uorganiske materialer og til jordas fruktbarhet og jordkarakter, for eksempel er dette egenskaper som ligger til grunn for matproduksjon og annen biomasseproduksjon. Dette er også knyttet til jordhelse som har fått mer oppmerksomhet i det siste og handler om hvordan jordsmonnet kan opprettholde sine biologiske og biofysiske kvaliteter (FN et al. 2021; Rusch et al. 2024).

Tjenester for jorderosjonskontroll er økosystemenes bidrag til de stabiliserende effektene av vegetasjon, som reduserer tap av jord (og sedimenter) og støtter bruk av miljøet (f.eks. jordbruksaktivitet, vannforsyning) (FN et al. 2021). Mens skreddempende tjenester er økosystemenes bidrag til de stabiliserende effektene av vegetasjon, som reduserer eller forhindrer potensielle skader på menneskers helse og sikkerhet og skadevirkninger på bygninger og infrastruktur som oppstår fra massebevegelse av jord, stein og snø (FN et al. 2021).

Det tas årlige prøver av jordsmonnet på utvalgte prøveflater med 10 års intervall. Dette skal gi økt kunnskap om karbonlagring og endring i denne for norsk skogsjord og beitemark (Rusch et al., 2024).

Verdsettingsmetodene som omtales for jordfunksjoner i NCAVES og MAIA (2022) er:

- **Metode for produktivitetsendring** – estimerer verdien av økt utbytte/avkastning fra redusert erosjon, for eksempel som følge av økte avlinger ved unngått erosjon.
- **Erstatningskostnadsmetoden** – Kostnaden ved økt bruk av innsatsfaktorer for å oppnå samme avkastning som før.

- **Metoden for unngåtte skadekostnader** – For eksempel kostnad ved dreneringstiltak eller kostnader ved redusert vanningskapasitet (hydropower capacity).

Tiltak rundt vannområde Morsa som renner ut i Vansjø i Østfold og videre ut i Oslofjorden og Glommavassdraget har eksempler på erosjonstiltak som man kan se til (Morsa, n.d). Tiltakene er hovedsakelig gjort med tanke på å unngå avrenning av næringsstoffer til vassdraget og videre ut i Oslofjorden. Planting av trær langs med elver, striper med gras i overgang fra jorde til bekk er eksempler på tjenester hvor natur bidrar med å ta vare på jorda og omkringliggende vassdrag. Det vil være mulig å estimere den økonomiske verdien av jorderosjonskontrolltjenesten i området ved å beregne kostnaden av erosjonstiltak med erstatningskostnadsmetoden eller metoden for unngåtte skadekostnader. Hvordan verdier fra ett område kan overføres til et regnskap på nasjonalt nivå må utredes nærmere.

5.2.6. Tjenester tilknyttet rensefunksjoner

i) Vannrensing

Vannrensing viser til økosystemenes bidrag til å rense overflatevann og grunnvann i form av den kjemiske tilstanden. Dette gjøres ved å opprettholde eller gjenopprette tilstanden. Vannrensingen foregår ved å fjerne eller å bryte ned næringsstoffer og forurensende stoffer, FN et al. (2021). Økosystemene bidrar til renere vann enn det ville vært ved fravær av økosystemene og således reduserer kostnader for behandling som ellers ville kreves før bruk av vann (NCAVES og MAIA, 2022).

Slik som ved vannforsyning er det ulike modelleringer som foreslås som grunnlag for den biofysiske økosystemtjenesten. Blant annet omtales INCA-verktøyet som modellerer fjerning av nitrogen i vannsystemet, Rusch et al. (2024). Rapporten omtaler også modeller som er brukt i Norge for å vurdere og modellere effekten av tiltak for å redusere avrenning i vassdrag og grunnvann av næringsstoffer og er brukt på nedbørsfeltnivå og lavere.

Verdsettingsmetodene som omtales for vannrensing i NCAVES og MAIA (2022) er:

- **Erstatningskostnadsmetoden** – estimerer kostnaden ved å anskaffe utstyr og innretninger som renser vann til tilsvarende kvalitet.
- **Metoden for unngått skade** – estimerer reduksjonen i vannrensing og behandlingskostnader ved tilstedeværelse av økosystemtjenesten.

I noen tilfeller kan vannverks (water suppliers) betalinger til økosystemforvaltere reflektere nytten økosystemene bidrar til ved vannrensing. Det eksisterer flere tidligere studier som har sett på betalingsvillighet for bedre vannkvalitet, blant annet utført for avgrensede områder i Norge. Noen eldre studier er henvist til i NOU 2013:10 (side 259). Disse er ikke direkte overførbare til verdsetting av økosystemtjenesten og andre metoder må derfor utvikles.

ii) Sanering av fast avfall

Saneringstjenester for fast avfall er økosystemets bidrag til omdannelsen av organiske eller uorganiske stoffer, gjennom virkningen av mikroorganismer, alger, planter og dyr som reduserer deres skadelige effekter. Dette kan registreres som en endelig eller mellomliggende økosystemtjeneste, (FN et al. 2021).

NCAVES og MAIA (2022) omtaler ikke denne økosystemtjenesten. Det er nærliggende å tenke at tilsvarende verdsettingsmetoder som for vannrensing kan benyttes for sanering av fast avfall, det vil si erstatningskostnadsmetoden og metoden for unngått skade. Før beregning av den monetære verdien av denne tjenesten kan utføres må det biofysiske datagrunnlaget være på plass, valg av metode samt data for estimering.

5.2.7. Støydempingstjenester

Støydempende tjenester er økosystemenes bidrag til å redusere virkningen av støy på mennesker som reduserer skadelige eller stressende effekter.

NCAVES og MAIA (2022) omtaler ikke verdsettingsmetoder for denne økosystemtjenesten. Rapporten viser til studier i UK hvor verdsetting av støydemping ikke var inkludert siden den var ansett som for eksperimentell til å inkluderes. Foreløpige beregninger for 2017 for tjenesten er utført i UK for urbane områder (DEFRA, 2018). Modellen i UK bygger på biofysiske data som bruker kartdata for tredekke, populasjonsdata og støydata for hovedveier. Ved beregning av de monetære verdiene brukes husholdningenes endring i søvnforstyrrelser og irritasjon («annoyance») og påvirkning på helseverdier (estimert verdi av et leveår).

Studier fra Norge er blant annet Samstad et al. (2010) som har sett på verdi av redusert støy fra transportmidler ved bruk av betinget verdsetting. Metode ved bruk av hedonisk prising har også vært brukt i tidligere studier i tilknytning til veitrafikkstøy. Ved bruk av verdsettingsmetode som er i tråd med nasjonalregnskapet kan hedoniske priser vurderes, men det er behov for en nøyere vurdering av aktuelle verdsettingsmetoder, samt behov for datagrunnlag for måling av den biofysiske økosystemtjenesten.

5.2.8. Regulering av vannføring og flomkontroll

Under regulering av vannføring og flomkontroll er det tre økosystemtjenester som inngår:

- i. Tjenester koblet til nedbørsmønster (subkontinental skala)
- ii. Regulering av vannføringstjenester
- iii. Flomkontrolltjenester

Disse beskrives videre i påfølgende avsnitt.

i) Tjenester koblet til nedbørsmønster

Reguleringstjenester for nedbørsmønsteret er «økosystemets bidrag fra vegetasjonen, og særlig fra skogen, til å opprettholde nedbørsmønstrene gjennom evapotranspirasjon på sub-kontinental skala. Skog og annen vegetasjon resirkulerer fuktighet tilbake til atmosfæren, der den er tilgjengelig for generering av nedbør. Nedbøren i de indre delene av kontinentene er helt avhengig av denne resirkuleringen» (FN et al., 2021). Dette kan være en endelig eller mellomliggende økosystemtjeneste.

Samfunnet drar nytte av dette økosystemet på flere direkte og indirekte måter. For eksempel støtter regelmessige og godt fordelte nedbørsmønstre landbruket ved å sørge for nødvendig vann til avlingene. Bøndene kan planlegge planting og innhøsting basert på forutsigbar nedbør, noe som fører til økte avlinger og økt matvaresikkerhet.

NINA rapporten (Rusch et al., 2024) fastslår at evapotranspirasjon og vannbalansen i myr kan være viktig å kvantifisere i Norge, spesielt i fjellområdene over tregrensen. Data om evapotranspirasjon i myr kan finnes i målinger av vannutveksling som gjøres sammen med andre gasser i atmosfæren i forbindelse med vurderinger av karbonutslipp.

En studie av Mashayekhi et al. (2010) anslår den økonomiske verdien av de iranske skogøkosystemenes vannlagringsfunksjon ved hjelp av erstatningskostnadsmetoden. I studien ble vannlagringsverdien per arealenhet estimert ved å måle kostnadene ved å bygge en dam i nærheten av skogen. Ved å se på de totale kostnadene for dammen ble marginalkostnaden for hver kubikkmeter vann estimert. Etter å ha estimert hvor mye vann som ble lagret av skogen, ble verdien av skogen estimert både totalt og per hektar. Resultatene viser at hvert hektar av skog kan lagre 84,8 m³ vann

med en årlig verdi på 0,5 USD/m³. Verdien av vannmagasineringen av skogene i Iran er 43 USD per hektar.

Gómez-Baggethun og Barton (2013) skriver om monetær verdsetting av urbane økosystemer og foreslår erstatningskostnadsmetoden for å verdsette vanntilgang som støtter byvekst, og hedonisk prising og erstatningskostnadsmetoden for å estimere verdien av å bevare vann og urbane våtmarker. Det finnes i dag ingen datakilde som måler denne økosystemtjenesten i Norge.

ii) Regulering av vannføringstjenester

Vannreguleringstjenester er økosystemets bidrag til regulering av vannføring i elver, grunnvann og innsjøer. De består av vedlikehold av minstevannføring og begrensning av flomtopphendelser (FN et al., 2021).

a. Vedlikehold av minstevannføring

Økosystemer er i stand til å absorbere og lagre vann, og gradvis frigjøre vann i tørre perioder gjennom evapotranspirasjon og sikre en jevn vanntilførsel. Denne tjenesten kalles vedlikehold av minstevannføring, og kan være en endelig eller mellomliggende økosystemtjeneste (FN et al. 2021). Uten denne tjenesten ville vannføringen i den tørre årstiden ha vært lavere, noe som ville øke behovet for lagring. Derfor kan infrastruktur for vannforsyning, og spesielt vannmagasin kapasitet, betraktes som en erstatning for den tjenesten som vanligvis leveres av økosystemene.

Rusch et al. (2024) foreslår at regulering av vannføring og flomkontrolltjenester kan slås sammen og anvende samme hydrologisk modellering som grunnlag.

Økosystemenes regulering av vannføring bestemmes av kapasiteten til å levere tjenesten og kostnadene ved å gjøre det. I noen tilfeller er kostnadene relativt godt kjent, for eksempel når landområder forvaltes med det formål å levere regulering av vannføring (f.eks. utpekte områder for oppsamling av flomvann). I mange tilfeller er økosystemenes evne til å regulere vannføringen et ukompensert kollektivt gode, og i slike tilfeller er det andre hensyn (f.eks. private beslutninger om arealbruk, offentlige reguleringer, osv.) som bestemmer forsyning, noe som gjør at kostnadene ved å levere tjenesten i stor grad er ukjente.

NCAVES og MAIA (2022) foreslår tre relevante verdsettingsmetoder:

- **Metoden for unngåtte skadekostnader:** bestemmelse av hvordan produksjonen er knyttet til opprettholdelse av vannføringen – for eksempel vanning i landbruket eller vannkraftproduksjon. I denne metoden estimerer man kostnadene ved å miste tjenesten.
- **Verdsetting basert på endring i produktivitet:** bestemmelsen av hvordan produksjonen er knyttet til opprettholdelse av vannføringen – for eksempel vanning i landbruket eller vannkraftproduksjon. En produksjonsfunksjon som estimerer tjenestens bidrag til produksjonsaktiviteten vil være nødvendig.
- **Erstatningskostnadsmetode:** I tilfeller der vannføringen tjener til å sikre en jevn tilførsel av vann, vil verdien av denne settes til kostnadene ved å bygge nødvendig lagringsanlegg for å kompensere for bortfall av jevn vanntilførsel.

Gao, Xiao og Li (2000) estimerte den økonomiske verdien av vannføringsregulerende tjenester ved å måle den ekstra kraften som et vannkraftverk genererte takket være vannføringsregulerende tjenester fra skogøkosystemene i Yangtze-elvens nedbørsfelt. De anslo at vannkraftverket Gezhouba skapte en ekstra økonomisk verdi på 608 000 USD/år som følge av vannføringsreguleringen.

Nesheim og Barkved (2019) nevner at denne økosystemtjenesten kan måles gjennom betalingsvillighet i Norge, men metoden er ikke kompatibel med nasjonalregnskapet. Vi har ikke funnet studier som verdsetter eller oppgir datakilder for måling av denne økosystemtjenesten.

b. Begrensning av flomtopphendelser

Tjenester for begrensning av flomtopphendelser er avledet fra økosystemenes evne til å absorbere og lagre vann, og dempe effektene av flom og andre ekstreme vannrelaterte hendelser. Dette er en endelig økosystemtjeneste (FN et al. 2021).

Monetære verdsettingsmetodene for denne tjenesten er alle knyttet til den reduserte flomrisikoen som økosystemene bidrar til. De mest brukte metodene er **forsikringspremier, metoden for unngåtte skadekostnader** og **erstatningskostnadsmetoden**.

Forskjellen i **forsikringspremier** mellom trygge og risikoutsatte områder (kystområder eller elver som forvaltes for å redusere flomrisiko) kan brukes for å estimere verdien av redusert flomrisiko. Man bør imidlertid være oppmerksom på at noen risikoer delvis dekkes av myndighetene og at premieforskjellene derfor ikke nødvendigvis gjenspeiler risikoforskjellene fullt ut.

Nytten av redusert flomrisiko tilsvarer de sparte kostnadene ved å unngå oversvømmelser. Disse kostnadene deles inn i skadekostnader på eiendeler og mennesker i tilfelle flom, og skadebegrensningskostnader knyttet til infrastruktur som beskytter mot flom. Ved å beregne disse kostnadene er det mulig å verdsette økosystemets bidrag til å begrense flomtopphendelser ved hjelp av **metoden for unngåtte skadekostnader**.

Erstatningskostnadsmetoden består av å estimere kostnadene ved å bygge reservoarar med tilsvarende lagringskapasitet som økosystemene har.

I følge Rusch et al. (2024) brukes hydrologisk modellering av denne tjenesten som grunnlag, og disse har en kobling til flomkontrollfunksjoner. Barton et al. (2021) beregner unngåtte renskostnader av overvannshåndtering i Oslo ved å estimere et overvannsgebyr for alle tomter i Oslo, ved å sammenstille detaljerte arealkart for byggesonen med en hydrologisk modell og beregning av renskostnader for overvann.

iii) Flomkontrolltjenester

Flomkontrolltjenester er delt i to kategorier i FN et al. (2021): a. Tjenester knyttet til flomdemping i elver og b. kystbeskyttelsestjenester.

a. Tjenester knyttet til flomdemping i elver

Tjenester knyttet til flomdemping i elver er bidraget fra elvevegetasjon som gir en fysisk barriere mot høye vannstander og dermed reduserer konsekvensene av flom. Kystbeskyttelsestjenester er økosystemenes bidrag til å beskytte kysten og dermed redusere konsekvensene av flodbølger eller stormer. Denne beskyttelsen kommer fra elementer i kystlandskapet, for eksempel korallrev, sanddyner eller mangroveøkosystemer.

Når det gjelder fysisk modellering av flomkontrolltjenester, har Norge et utmerket utgangspunkt med modeller som baserer seg på hydrologiske prognoser og vannføringsdata (Rusch et al., 2024).

De mest brukte økonomiske verdsettingsmetodene for flomkontroll tjenester er **metoden for unngåtte skadekostnader** og **erstatningskostnadsmetoden**. Den første metoden beregner kostnadene for skadene som vil oppstå på grunn av tap av økosystemenes flomkontrolltjenester. Skadekurver er en mulig måte å verdsette forebyggende flomskader på, som diskutert i Huizinga et al. (2017). Skadekurver beregner skade som en funksjon av vanddybde, samt relevante maksimale skadeverdier for en rekke forskjellige eiendeler og arealbruksklasser. Den andre, erstatningskostnadsmetoden, beregner kostnadene ved å erstatte økosystemets flomdempingstjeneste med noe som gir samme nytte.

Esen et al. (2023) brukte metoden for unngåtte skadekostnader for å beregne skogens flomdempende effekt. De fant at reduserte flomtopper og redusert omfang og hyppighet av flomhendelser er en god indikator på skogens flomdempende effekt. Kostnadene ved flomkatastrofer i det sørlige Egeerhavet ble beregnet til å ville øke med 79,6 millioner euro per år hvis skogene i området skulle forsvinne helt.

I Norge har Gottschalk og Krasovskaia (1999) beregnet skadekostnadene i Åsnes og Grue kommuner med og uten flomvoller. Ved å summere opp påførte skader fra flere ulike flommer kombinert med sannsynligheter beregnet rapporten en forventet skadekostnad. Forskjellen i flomskader med og uten flomverk ble anslått til å være 45 millioner per år for kommunene. I forbindelse med økonomisk verdi av flomdemping hevder Barton og Lindhjem (2013) at det er viktig å inkludere kostnadene ved flomberedskap og nødtiltak som samfunnet i flomområdet foretar selv. Den nyeste studien om nytteverdi av flomkontroll i Norge er ledet av SINTEF i samarbeid med forskjellige partnere i perioden 2021-2023, men denne er ikke publisert ennå. Studien har som formål å etablere en metode for å beregne samfunnsøkonomiske flomkostnader og kostnadsbesparelser av flomdemping fra vannkraftregulering.

For datakilder, rapporterer Norske Naturskadepool antall naturskader i Norge som er blitt registrert i perioden 1980-2023, og inkluderer gjennomsnittlig erstatning for skadene (Finans Norge, 2024). Naturskadene er delt i storm, skred, flom, stormflo, og jordskjelv.

Det kan være utfordrende å oppskalere verdier fra spesifikke områder til en nasjonal verdi for økosystemtjenester som er stedsspesifikke, for eksempel flomkontrolltjenester. Ved å kombinere spesifikke verdier med kart som viser risikonivåer i alle regioner i Norge, vil det imidlertid være mulig å lage et vektet estimat på nasjonal skala.

b. Kystbeskyttelsestjenester

Kystbeskyttelsestjenester er «økosystemenes bidrag fra lineære elementer i kystlandskapet, for eksempel korallrev, sandbanker, sanddyner eller mangroveøkosystemer langs kysten som bidrar til å beskytte kysten og dermed redusere konsekvensene av flodbølger eller stormer for lokal-samfunnene. Dette er en endelig økosystemtjeneste» (FN et al. 2021).

Rusch et al. (2024) behandler de to flomkontrolltjenestene samlet og derfor gjentar vi ikke de biologiske metodene.

Kystbeskyttelse fra sandstrender og sanddyner er en av de mest verdifulle tjenestene, spesielt i møte med ekstreme stormer og havnivåstigning (Aarrestad et al., 2005). Ifølge Gundersen et al. (2016) har ålegrasenger i Norden en høy verdi som kystbeskyttelse, mens tare, blåskjell, bukter og fjord har en middels verdi.

Hynes et al. (2021) beregnet betalingsvillighet for restaurering av tareskog i Norge ved bruk av valg-eksperimenter. Resultatene indikerte en positiv og statistisk signifikant betalingsvillighet for økosystemtjenestene knyttet til restaurering av tareskog.

5.2.9. Stormdempende tjenester

Stormdempende tjenester er økosystembidrag av vegetasjon, inkludert lineære elementer, for å dempe virkningene av vind, sand og andre stormer (annet enn vannrelaterte hendelser) på lokalsamfunn SEEA EA (FN et al. 2021).

Denne økosystemtjenesten er ikke omtalt konkret i Rusch et al. (2024) konkret, men kan ses i sammenheng med kystbeskyttelsestjenester og flombeskyttelse. Her er det de mest brukte økonomiske verdsettingsmetoder metoden for unngåtte skadekostnader og erstatningskostnadsmetoden. Barbier (2015) har sett nærmere estimere verdien av stormdempende tjenester fra elvemunninger og kystnære økosystemer. Artikkelen illustrerer bruken av en forventet skadefunksjon metoden for å vedsette økosystemtjenesten og sammenligner med erstatningskostnadsmetoden, med eksempler fra mangrove i Thailand. En annen artikkel fra Costanza et al. (2021) har estimert den globale verdien av stormdempende tjenester fra våtmarker for både unngåtte skader og liv spart.

Hva som blir det biofysiske datagrunnlaget for stormdempende tjenester en ennå usikkert, men mest sannsynlig vil det være noe som er modellert.

5.2.10. Biologisk kontroll av skadedyr og sykdommer

Denne økosystemtjenesten er todelt; biologisk kontroll av sykdommer kan regnes som økosystemenes bidrag til reduksjon eller forhindring av skadelige effekter fra arter på menneskers helse, eller; økosystemenes bidrag til å redusere forekomsten av skadedyr og sykdommer på biomasseproduksjon eller annen økonomisk og menneskelig aktivitet, (FN et al. 2021).

Det foreligger ingen kunnskap om modellering av det biofysiske grunnlaget for biologisk kontroll som økosystemtjeneste for menneskers helse. Rusch et al. (2024) viser til forskning innen One Health (Zinsstag et al., 2011).

Rusch et al. (2024) viser til ulike grunnlag utført i andre land, mens det per i dag ikke har vært gjort forsøk på slik modellering i Norge.

Det foreligger heller ingen forslag til verdsettingsmetoder. Mulige metoder kan være hvor prisen er basert på forventede kostnader eller markeder som erstatningskostnadsmetoden eller metoden for unngåtte skadekostnader, men dette må utforskes nærmere når mulige biofysiske datagrunnlag foreligger.

5.2.11. Formering og opprettholdelse av habitat for nytteplanter og -dyr

Tjenester knyttet til formering og opprettholdelse av habitat for nytteplanter og -dyr er de økosystembidragene som er nødvendige for å opprettholde bestander av arter som økonomiske enheter bruker eller nyter godt av, enten gjennom opprettholdelse av habitater eller beskyttelse av naturlige genpooler. Denne tjenesten er en mellomliggende økosystemtjeneste og kan bidra til en rekke ulike endelige økosystemtjenester, inkludert levering av biomasse og rekreasjonsrelaterte tjenester (FN et al. 2021).

Ifølge Rusch et al. (2024) kan særlig viktige og sårbare områder (SVO) være et utgangspunkt for avgrensning av viktige habitat og oppvekstområder i marine økosystem. Eriksen et al. (2021) har identifisert 19 særlig viktige og sårbare områder i norske havområder.

Formering og opprettholdelse av habitat for nytteplanter og -dyr støtter ulike forsyningstjenester og kan verdsettes i form av bidrag til markedsverdien av forsyningstjenestene. Endringer i disse tjenestene for nytteplanter og -dyr påvirker forsyningstjenestene og koblingen mellom de to kan estimeres ved hjelp av residualbestemt-verdi-metoden eller verdsetting basert på endring i

produktivitet. For marin biomasse kan også verdsetting basert på endring i produktivitet brukes, ved å inkludere variabler som måler kvaliteten og rollen til formering- og opprettholdelse, måle tjenestene som leveres av marine økosystemer.

Vi har ikke funnet noen studier som beregner den økonomiske verdien av denne økosystem-tjenesten i Norge, men det finnes studier fra andre land. Christie et al. (2006) presenterer en oppsummering av studier som har verdsatt mangfoldet av naturlige habitat. De fleste studiene bruker betinget verdsetting og anslår verdier på betalingsvillighet til mellom 27 og 101 US dollar for terrestrisk habitat, 9-51 USD for kysthabitat, og 8-96 USD for våtmarkshabitat. Disse verdier inkluderer konsumentoverskudd og er derfor ikke compatible med nasjonalt regnskap. De har i midlertidig blitt brukt til noen verdioverføringsstudier, slik som f.eks. La Notte (2021).

5.2.12. Andre regulerende tjenester

Det er ikke nevnt eller diskutert hva andre regulerende tjenester er i SEEA EA (FN et al. 2021), NCAVES og MAIA (2022) eller Rusch et al. (2024), men i SEEA EAs publiserte referanseliste for klassifiseringer og typologier¹⁸ finner man listet slike andre tjenester. Eksempler på slike er tjenester relatert til brannvern, sykdomskontroll, regulering av hav og vann, regulering av næringsstoffer for å nevne noen.

Ettersom det ikke er nevnt eksempler på andre regulerende tjenester, så er det heller ikke foreslått aktuelle metoder. De ulike tjenestene foreslått gjennom brotabeller viser at andre regulerende tjenester kan være svært ulike som tilsier at metodene også vil variere. Det vil være naturlig å se til metoder for beslektede tjenester. For eksempel kan metoder aktuelle for brannvern være lignende metoder for stormdempende eller flomverndempende tjenester.

Halvorsen og Grimsrud (2021) gjennomførte en kost-nytte-analyse av brannfaren i norske kystlyngheier og fant at mangel på nedbør over en lengre periode kombinert med høye temperaturer og sterk vind har størst effekt på sannsynligheten for brann. Studien viser at samfunnsnyttene av økt skjøtsel av kystlyngheiene langt overstiger samfunnskostnadene, fordi kostnadene ved brannslukking i gressletter og skog er relativt høye i forhold til kostnadene ved forbedret skjøtsel.

Det biofysiske grunnlaget for andre regulerende tjenester vil variere med tjenesten.

5.2.13. Foreløpig vurdering av regulerende tjenester

Tabell 5.3 viser resultater fra arbeidet med regulerende tjenester. For hver regulerende økosystem-tjeneste er det listet opp aktuelle verdsettingsmetoder, tilgjengelig datagrunnlag, status for tilgjengelige data og for beregningsmodell med en skala fra A til D hvor A er best, anslag i kroner om dette finnes og eventuelle merknader. Beskrivelsen av hva som legges i status A-D er beskrevet i tabell 5.4.

¹⁸

https://seea.un.org/sites/seea.un.org/files/documents/EA/seea_ea_online_supplement_ecosystem_services_reference_list_crosswalk.xlsx

Tabell 5.3 Foreløpig vurdering – regulerende tjenester

Økosystemtjeneste	Verdsettingsmetode	Datagrunnlaget	Status (A-D)	Anslag i kroner	Merknader
Lokal klimaregulering	Unngåtte skadekostnader Avvergende atferdsmetode	N/A	C	-	Studier er utført, men behov for datagrunnlag
Global klimaregulering	Verdsetting av klimagassutslipp i samfunnsøkonomiske analyser	Karbonpriser fra Finansdepartementet	B	-	Behov for datagrunnlag i biofysiske størrelser
Luftrensing	Unngåtte (helse) skadekostnader	N/A	C	-	Behov for datagrunnlag for både monetært og det biofysiske.
Pollinering	Metode hvor prisen er hentet fra markeder for lignende varer og tjenester	SSB/NIBIO	B	-	Behov for datagrunnlag for det biofysiske.
Regulering av jordfunksjoner	Erstatningskostnads-metode, eller metoden for unngått skadekostnad	N/A	D	-	Behov for datagrunnlag for både monetært og det biofysiske samt valg av verdsettingsmetode
Regulering av rensfunksjoner	Erstatningskostnads-metode, eller metoden for unngått skadekostnad	N/A	D	-	Behov for datagrunnlag for både monetært og det biofysiske samt valg av verdsettingsmetode
Støydempende tjeneste	Hedonisk prising	N/A	C	-	Noen studier ved trafikkstøy. Bruk av hedonisk prising.
Regulering av vannføring og flomkontroll	Unngåtte skadekostnader Erstatningskostnads-metode Produktivitetsendring-metode	N/A	C	-	Det eksisterer noen studier, men det mangler biofysisk grunnlag.
Stormdempende tjenester	Metoden for unngåtte skadekostnader og erstatningskostnadsmetoden	N/A	D	-	Behov for datagrunnlag for både monetært og det biofysiske samt valg av verdsettingsmetode
Biologisk kontroll av skadedyr og sykdommer	Forventede kostnader, erstatningskostnadsmetoden eller metoden for unngåtte skadekostnader	N/A	D	-	Svært lite datagrunnlag
Formering og opprettholdelse av habitat	Residualbestemt-verdimetoden eller verdsetting basert på endring i produktivitet eller	N/A	C	-	Behov for datagrunnlag for både monetært og det biofysiske samt valg av verdsettingsmetode

Tabell 5.4 Beskrivelse status A-D

Status	Beskrivelse	Merknad
A	Metode og datagrunnlag er tilgjengelig. Anslag i kroner.	Selv om metode og datagrunnlag er tilgjengelig, kan dette mulig forbedres.
B	Datagrunnlag for den biofysiske økosystemtjenesten er tilgjengelig. Metode tilgjengelig, men behov for data for verdsetting/tilpasning av data.	
C	Mulige metoder fra studier eller andre land. Mangler datagrunnlag.	
D	Lite/ingen studier på området og mangler datagrunnlag.	

5.2.14. Forvaltningsnytte ved verdsetting av regulerende tjenester

Overordnet for de regulerende tjenestene er at det er få som har metoder og datagrunnlag som er modne nok til å tas i bruk på kort sikt. Alle har status mellom B og D, noe som tilsier at det mangler data på enten det biofysiske, det monetære eller det mangler en god verdsettingsmetode. De mest statistiske modne økosystemtjenestene når det gjelder metoder og datagrunnlag, er global klimaregulering og pollinering, selv om det ved begge økosystemtjenestene mangler tilstrekkelig godt datagrunnlag for det biofysiske.

Flere av de regulerende tjenestene har stor relevans lokalt, dette gjelder blant annet flomdemping, vannrensing og jorderosjonskontroll. Detaljerte data eller modellering vil være nødvendig på en fin geografisk inndeling. Bruk av verdioverføring kan vurderes for slike tjenester.

De regulerende økosystemtjenestene viser de iboende egenskapene til økosystemene som mennesker og samfunn drar nytte av og er ved alle tilfeller ikke-prisede økosystemtjenester og dermed ikke synlig i nasjonalregnskapet. Hvis økosystemtjenestene forsvinner, må de ofte erstattes ved menneskeskapt intervensjoner. Slike kostnadene ved å erstatte økosystemtjenestene vil kunne vises i nasjonalregnskapet, mens selve nytten økosystemtjenestene tilbyr i utgangspunktet ikke vises. Det å verdsette ikke-prisede økosystemtjenester vil dermed synliggjøre viktigheten og tilstedeværelsen av økosystemtjenestene og supplere informasjonen som gis i nasjonalregnskapet.

Verdsetting av disse tjenestene kan også bidra til å synliggjøre påvirkningen på økosystemene ved for eksempel klimaendringer og arealendringer.

Det vil ha betydelig forvaltningsnytte å øke kunnskapen om verdien av karbon lagret i natur-områder, sett i sammenheng med verdier fra utbygging av områdene og tap av karbon ved utbygging. I videre arbeid med økosystemregnskapet er det viktig å knytte forbindelsen til klimaregnskapet for opptak og utslipp fra skog- og arealbrukssektoren.

For å synliggjøre viktigheten av de regulerende tjenestene er det behov for å utbedre de fysiske datagrunnlagene samt utføre beregninger for den monetære verdien av disse. Dette vil kreve ressurser og langsiktig arbeid.

5.3. Verdsetting av kulturelle tjenester

«Kulturelle tjenester er de opplevelsesmessige og immaterielle tjenestene knyttet til de opplevde eller faktiske kvalitetene til økosystemene som ved sin eksistens og funksjon bidrar til kulturell nytte» (FN et al. 2021, avsnitt 6.51). Her omtales verdsetting av de kulturelle tjenestene.

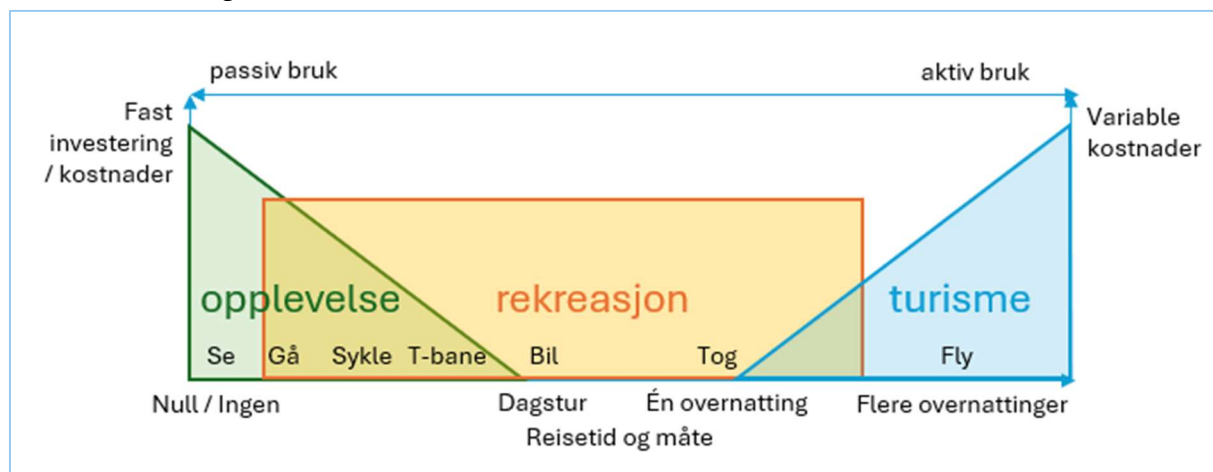
5.3.1. Forskning på rekreasjonsrelaterte økosystemtjenester

De siste årene har det vært en økende erkjennelse av at rekreasjonsrelaterte økosystemtjenester er en av de tjenestene med stor nytte for mennesker. Siden den biofysiske målingen ikke er særlig intuitiv, er det vanskelig å måle økosystemets bidrag til økosystemtjenesten. Som en konsekvens av dette har det de siste årene blitt utviklet en omfattende litteratur om økonomisk verdsetting av rekreasjonsrelaterte økosystemtjenester.

Diskusjonsnotatet 10 av SEEA EA (Barton et al. 2019) gir en detaljert beskrivelse av rekreasjonsrelaterte tjenester og de utfordringene man støter på når man skal evaluere dem i pengeverdi. Disse tjenestene deles inn i fire kategorier: **livsopphold og eget forbruk, verdi av økosystem og arter, habitatrelaterte tjenester og opplevelsestjenester** (nytte fra passiv utsikt fra boligen og rekreasjonsmuligheter i nærheten av boligen).

En første utfordring er å **unngå dobbelttelling**. Derfor regnes livsopphold og eget forbruk, som fiske, jakt, sanking av andre skogprodukter enn ved og tømmer som forsyningstjenester. I tillegg er verdi av økosystem og arter ikke inkludert i økosystemregnskapet, siden det ikke er bruk av bruksverdi. Tjenester knyttet til «opplevelse», «rekreasjon» og «turisme» kan defineres ut fra en gradient: fra passiv til aktiv bruk, av reisetid, av bruk av faste kapitalkostnader eller variable utgifter for å estimere verdier.

Figur 5.7 Overlappende definisjoner av opplevelse-, rekreasjon- og turismerelaterte tjenester og dobbel telling.
Hentet og oversatt fra Barton et al. (2019)



Når definisjonene av opplevelse, rekreasjon, og turisme overlapper hverandre på disse gradientene er det mulig at man dobbeltteller samme økosystemtjenesten. Hvis man for eksempel bruker hedonisk prising for å finne verdien av opplevelsestjenester, er det ofte slik at dette også inkluderer verdien av rekreasjonstjenester i nærheten av boligen. Hvis man deretter beregner rekreasjonstjenester separat, får vi dobbelttelling.

Det finnes flere eksempler på at hedonisk prising er blitt brukt til å verdsette rekreasjonstjenester i et SEEA EA-regnskap, blant annet i Nederland (Statistics Netherlands og WUR, 2022). Dobbelttelling med rekreasjonstjenesten ble unngått ved å ta hensyn til grøntområder i nærheten av husene (avhengig av konteksten, for eksempel mindre enn 500 m) for opplevelsestjenesten, og ved å ta hensyn til grøntområder litt lenger unna husene for rekreasjonstjenesten. I NL ble CBS-databasen med alle boligtransaksjoner brukt til den hedoniske prismodellen (Statistics Netherlands og WUR, 2022).

Barton et al. (2019) presenterer alle verdsettingsmetoder som er relevante i forbindelse med rekreasjonstjenester, og vurderer fordeler og ulemper ved hver metode. Basert på analysen konkluderer studien med at den beste verdsettingsmetoden som bruker bytteverdi er direkte markedsprisbaserte metoder, som ressursrente, og den nest beste metoden er indirekte markedsprisbaserte metoder, som tilgangs- og inngangsavgifter, hedonisk eiendomsprising, simulert bytteverdi og marginalverdiprising.

Pelletier et al. (2021) anvendte åtte ulike verdsettingsmetoder for rekreasjonsrelaterte tjenester som er egnet for SEEA EA. Datagrunnlaget var fra en omfattende befolkningsundersøkelse om besøk i nasjonalparker i Australia. Metodene ble sammenlignet utfra fire kriterier: graden av konseptuell tilpasning, informasjonskostnadene i en rekke sammenhenger, graden av romlig eksplisitet) og følsomhet i forutsetningene og eksogene faktorer.

Flere sammenligninger gjøres: to metoder som innebærer å isolere økosystemets bidrag til utgiftene knyttet til besøk i nasjonalparker; fire produksjonsbaserte metoder; og to forbruksbaserte tilnærminger. Studien konkluderer med at de forbruksbaserte metodene er de best egnede for SEEA EA-regnskap ettersom de allokere verdien til de viktigste og indirekte mottakerne (husholdningene), i stedet for de mellomliggende sektorene, og er bedre egnet til å produsere regnskap for rekreasjonstjenester i en rekke globale sammenhenger.

Metoden med blandede bidrag (mixed contributions) ble indikert spesielt som den foretrukne metoden blant de to forbruksbaserte tilnærminger. Denne metoden fordeler den totale verdien

mellom nasjonalparkens infrastrukturkostnader og reiselivssektoren ved hjelp av ressursrente-metoden, og allokere den resterende verdien til sluttforbruk (husholdninger og eksport). Den totale verdien av økosystemtjenestene er dermed summen av de tre bidragene, der mellomsektorene og husholdningene er skilt ut hver for seg. Forbruksbaserte metoder har vanligvis ikke blitt brukt i forbindelse med økosystemtjenesteregnskap, men Pelletier et al. (2021) oppfordrer sterkt til å bruke dem i denne sammenhengen.

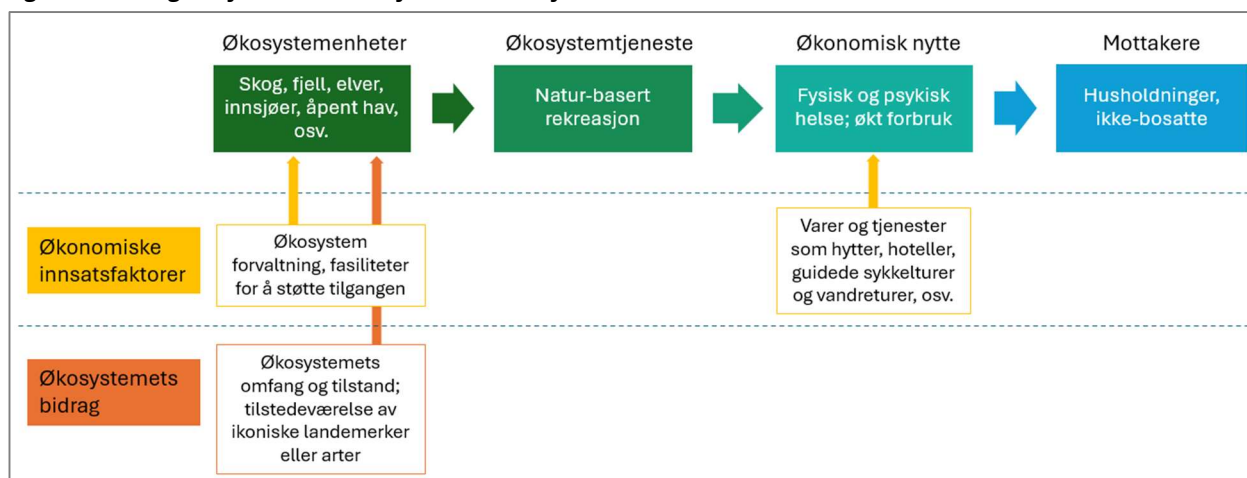
Caparros et al. (2017) vurderer også fordeler og ulemper ved ulike metoder i forbindelse med rekreasjonstjenester, med et spesielt fokus på simulert bytteverdimetode (SEV, simulated exchange value) (som Pelletier et al. 2021 ikke inkluderer). Caparros et al. (2017) konkluderer med at SEV er metoden som foretrekkes, siden den ikke er begrenset til miljøgoder og -tjenester som omsettes på markeder, og fordi den gir en preferansebasert bytteverdi som kan innlemmes i ethvert økosystemregnskapssystem. De peker imidlertid også på noen svakheter ved SEV. For det første at siden transaksjonene er simulerte og ikke eksisterer i virkeligheten, påvirkes ikke budsjettrestriksjonen, og de relative prisene endres ikke. Regnskapene for de andre sektorene bør derfor modifiseres for å inkorporere den nye fordelingen av utgifter som enkeltpersoner ville gjort hvis de måtte betale for rekreasjon, men denne informasjonen er ikke lett å finne. En annen utfordring er at en del av de besøkende ikke vil akseptere den simulerte prisen. Dette problemet er enklere å løse. Fordelene med SEV-metoden er at den er robust overfor endringer i forutsetninger og modeller, at det ikke er problematisk å bruke dette rammeverket på nasjonal skala, og at det bør være mulig å foreta internasjonale sammenligninger hvis SEV brukes konsekvent i ulike land.

Barton et al. (2017) har analysert rekreasjonstjenester i Oslo-området og antyder at SEV ikke gir meningsfulle resultater dersom marginalkostnadene per besøk er lave, slik tilfellet er i Marka rundt Oslo (og mange naturområder i Norge). Jo flatere tilbudskurven for forvaltning av økosystemer er, jo nærmere er man det ikke-forvaltede naturområdet. Dette fører til at den simulerte bytteverdien er nær null, siden den marginale bytteverdien er lik de gjennomsnittlige faste kostnadene per besøk. Dette betyr at SEV-metoden i denne sammenhengen har de samme utfordringene som ressursrentemetoden i forbindelse med forsyning av avlinger og andre naturressurser.

5.3.2. Rekreasjonsrelaterte tjenester

Rekreasjonsrelaterte tjenester representerer økosystemets bidrag, spesielt gjennom biofysiske egenskaper og kvaliteter, som muliggjør menneskelig bruk og glede av miljøet gjennom direkte, lokal, fysisk og opplevelsersrik samhandling.

Figur 5.8 Logisk kjede for rekreasjonsrelaterte tjenester



Kilde: Tilpasset fra Statistics Netherlands og WUR (2022).

Figur 5.8 viser den logiske kjeden av rekreasjonsrelaterte tjenester. Det er flere økosystemtyper som leverer denne tjenesten, f.eks. skog, fjell, grønne områder i byer, og åpent hav. Denne tjenesten er avhengig av økosystemets arealutbredelse og tilstand, men også av ikoniske landemerker eller arter som gjør et sted verdt et besøk. Økonomiske innsatsfaktorer som økosystem forvaltning og fasiliteter for å støtte tilgangen til natur områder bidrar også til økosystemtjenesten. Nytte er både fysisk og psykisk helse, samt økt forbruk som følge av overnatting i hytter, hoteller, og utgifter for guidede turer osv. Mottakerne av økosystemtjenesten er husholdninger og ikke-bosatte (turister fra utlandet).

Det skilles mellom rekreasjon som innebærer en tur til et sted relativt langt hjemmefra (f.eks. en biltur til en nasjonalpark) og rekreasjon i nærheten av hjemmet (f.eks. hundelufting i parken). Det skilles også mellom besøkende og ikke-besøkende (lokale). Besøkende kan videre deles inn i de som foretar endagsturer (f.eks. fritidsfiske og jakt) og de som overnatter utenfor sine vanlige omgivelser. Eurostat krever kun rapportering av natur-basert turisme, dvs. turer som inkluderer overnatting.

SSB samler inn årlig data om friluftsliv i Norge gjennom intervjuundersøkelser («Levekårsundersøkelsen»). I tillegg samler SSB omtrent hvert syvende år inn data om friluftsliv blant barn og unge i alderen 6-15 år. Dalen og Oppøyen (2023) analyserte langtidstrender i nordmenns friluftslivsvaner og fant at friluftslivet står sterkt i Norge: 98 prosent av befolkningen driver med en eller annen friluftslivsaktivitet i løpet av et år. For mange aktiviteter har det de siste tiårene vært en økning i utøvelsesfrekvens, særlig for fotturer. På starten av 1970-tallet var én av ti personer i befolkningen aktiv i én friluftslivsaktivitet minst 3 ganger i uken, mens på starten av 2020-tallet var andelen doblet seg. Dataene fra Levekårsundersøkelsen kan være et utgangspunkt for verdsettingsmetoder for både fysisk og monetær verdsetting av rekreasjonsrelaterte økosystemtjenester.

For måling av fysiske verdsetting foretrekkes to metoder for endags-friluftstjenester (NCAVES og MAIA, 2022): telling av antall besøk som kan tilskrives økosystemer primært (hvis mulig, fordelt på tidsbruk – f.eks. mer eller mindre enn 3 timer) eller kvantifisering av antall personer som bruker friluftsområdet til daglig rekreasjon. For turisme som inneholder overnatting utenfor sine vanlige omgivelser, anbefaler Eurostat (2022) å telle antall overnattinger på hotell, vandrerhjem, campingplasser og lignende som primært kan tilskrives besøk til økosystemer.

NCAVES og MAIA (2022) studien foreslår tre tilnærminger til verdsetting for rekreasjonsrelaterte tjenester som innebærer en tur til et sted langt hjemmefra: reisekostnadsmetoden, konsumentutgiftsmetoden og den simulerte bytteverdimetoden.

- **Reisekostnadsmetoden** er basert på å måle kostnadene (og inntektstapet) som husholdninger eller enkeltpersoner pådrar seg for å nå et område og dermed motta en økosystemtjeneste fra området. Ved å måle disse kostnadene og antall reiser som finner sted for grupper av besøkende, er det mulig å måle den monetære verdien av stedet for de besøkende.
- **Konsumentutgiftsmetoden** innebærer å bruke estimerte reiseutgifter for å besøke rekreasjonsområder i form av inngangspenger, transportkostnader og/eller overnattingskostnader for å verdsette økosystemtjenester direkte. Disse utgiftene representerer minimum betalingsvillighet (WTP) for økosystemtjenesten. Siden disse kostnadene er basert på faktiske utgifter til markedsførte varer og tjenester (f.eks. drivstoff, togbilletter osv.), gir de en bytteverdi. Det anbefales å sammenligne resultatene fra konsumentutgiftsmetoden med resultater fra andre metoder og velge det minste kostbare alternativet.
- **Metoden for simulert bytteverdi (SEV, simulated exchange value)** estimerer prisen og mengden som ville gjelde hvis økosystemtjenester ble omsatt i et hypotetisk marked. SEV-metoden består i å bruke resultater fra etterspørselsfunksjoner for de relevante

økosystemtjenester. Disse brukes til å beregne verdien som ville oppstått hvis økosystemtjenesten faktisk ble markedsført.

Det finnes noen studier som anslår økonomiske verdien av lokal rekreasjon i Norge. Barton et al. (2015) regnet rekreasjonsverdien av Marka i Oslo med forskjellige metoder. Først estimerte de verdien ved å bruke en etterspørselskurve og reisekostnadssatser for offentlig og privat transport, og estimerte at det brukes 73 millioner timer per år i Marka i Oslo med en verdi på 3,6 millioner NOK per år. Dette forslaget inkluderer konsumentoverskuddsverdi, noe som ikke er kompatibelt med nasjonalregnskap. I den andre metoden estimerte Barton et al. (2015) rekreasjonsverdien med reisekostnadsmetoden, og da ble rekreasjonsverdien av Marka 1,3 milliarder NOK per år. Denne beregningen ekskluderer alternativkostnader for reisetid, og er derfor kompatibel med nasjonalregnskap.

I en rapport av Chen et al. (2019) beregnes rekreasjonsverdier av økosystemtjenester ved Oslofjorden og i strandsonen fra turgåing, bading, og fritidsbåtturer og reiseliv. Selv om usikkerheten i estimatene er svært stor, er studien nyttig for å peke på de ulike metodene som kan brukes i norsk sammenheng med eksisterende data og for å gi et anslag på rekreasjonsverdier for Oslofjorden.

Tabell 5.5 Verdi av rekreasjonsrelaterte økosystemtjenester i Oslofjorden

	Laveste estimat (per år, i 2018-NOK) og metode	Høyeste estimat (per år, i 2018-NOK) og metode
Verdi av turer i strandsonen	414 608 000 Markedspris av substitutter	10,3 millioner Tidsverdi
Verdi av bading	204 millioner Markedspris av substitutter	3,45 milliarder Tidsverdi
Verdi av fritidsbåtturer	1,97 milliarder Tidsverdi	12 milliarder Tidsverdi
Reiseliv	-	8,5 millioner Reisekostnad

Kilde: Estimert av Chen et al. (2019).

Lindhjem et al. (2023) beregnet rekreasjonstjenester fra jordbruksarealer i hele Norge, ved å bruke et intervall på mellom 105-600 NOK per fritidsaktivitet per dag. De fikk et anslag på 8-46 milliarder kroner per år i hele Norge.

5.3.3. Visuelle opplevelsestjenester

Visuelle opplevelsestjenester er økosystemets bidrag til lokale levekår, spesielt gjennom de biofysiske egenskapene og kvalitetene til økosystemene som bidrar til sanselige tjenester, spesielt visuelle. Disse tjenestene oppstår gjennom fordelene mennesker har av å bo eller arbeide på en bestemt lokalitet. Tjenestene vurderes vanligvis ved å se på utvalgte karakteristika ved bostedet.

Visuelle opplevelsestjenester verdsettes ofte i monetære verdier ved hjelp av hedonisk prising, der man vurderer prispremien på et hus som ligger i nærheten av et naturområde (for eksempel en park eller en innsjø). Denne tjenesten kombineres ofte med andre økosystemtjenester, inkludert rekreasjonsrelaterte tjenester og støydempende tjenester for å bedre kunne estimere verdien av tilbudet av ulike økosystemtjenester (FN et al. 2021).

Som nevnt tidligere er det viktig å unngå dobbelttelling også når det gjelder rekreasjonstjenester. I Nederland målte de visuelle opplevelsestjenester ved å vurdere grøntområder i en viss nærhet av boliger (avhengig av konteksten, for eksempel grøntområder i en avstand mindre enn 500 m fra boligen) for opplevelsestjenesten, mens grøntområder litt lenger unna boligene ble betraktet som rekreasjonstjenester (Statistics Netherlands og WUR, 2022).

Verdien av visuelle opplevelsestjenester kan anslås direkte i monetære enheter, uten bruk av biofysiske data. Man bør likevel ta hensyn til hvor mange mennesker som nyter godt av tjenestene. Når verdien estimeres direkte, kan de monetære verdiene dekomponeres i mengde og implisitt pris for å sikre konsistens mellom det monetære og det fysiske økosystemregnskapene (NCAVES og MAIA, 2022).

De som jobber utendørs - for eksempel bønder, turguider og andre som har en relativt direkte tilknytning til miljøet i jobben sin - vil sannsynligvis ha en viss nytte av å være utendørs og dette kan sammenlignes med en rekreasjonsrelatert tjeneste. De potensielle økosystem bidragene i slike situasjoner registreres ikke eksplisitt i økosystemregnskapene, men der de forekommer bør de inkluderes i beregningene av visuelle opplevelsestjenester (FN et al. 2021).

Chen et al. (2019) beregnet verdien av å ha bolig i strandsonen i nærheten av Oslofjorden ved bruk av hedonisk prising og med et datasett som ble brukt i NFR prosjektet URBAN EEA og som bruker salgsdataene fra Finn.no fra 2005 til 2017. Økningen i kvadratmeterpris for boliger i strandsonen fra 0-600 meter er sammenlignet med boliger som ikke ligger i strandsonen. For indre Oslofjord er anslått markedsverdi av «bolignærhet til fjorden» 20 milliarder for perioden 2005-2017, eller om lag 1,5 milliarder i snitt per år i perioden.

5.3.4. Utdannings-, vitenskapelige og forskningstjenester

Utdannings-, vitenskapelige og forskningstjenester er økosystembidraget til bruk av miljøet i intellektuell interaksjon (FN et al. 2021).

Denne økosystemtjenesten inneholder et samspill med miljøet på alle utdanningsnivåer og med ulike andre typer samspill. I Norge er én av fire barnehager såkalte friluftsbarnhager, noe som viser at mange norske foreldre setter pris på at barna får være i kontakt med naturen fra de er små (Utdanningsdirektoratet, 2021). I en bredere forstand refererer denne økosystemtjenesten også til forskere innen alle fagfelt som på en eller annen måte studerer naturen og henter kunnskap fra den.

Når det gjelder den fysiske målingen, anbefaler FN et al. (2021) å måle antall besøk i forbindelse med utdannings-, vitenskapelige og forskningsformål. For det monetære, er tre metoder listet opp.

- **Reisekostnadsmetoden.** Ved å telle hvor mange turer som gjennomføres av skoler, sommerleirer og forskere til et bestemt økosystemområde, og ved å finne ut hva de reisende betaler for turen, kan man beregne den økonomiske verdien av økosystemområdet.
- **Markedspriser.** Hvis økosystemområdet er f.eks. en park, kan en beregne sysselsettingsverdi av de som jobber der (se f.eks. Chen et al. 2012).
- **Erstatningskostnadsmetoden.** Den økonomiske verdien av økosystemer med hensyn til utdanningstjenester kan også verdsettes ut fra hva det ville koste å erstatte økosystemområdet som «laboratorium» for utdanning og forskning, dersom feltarbeid ikke kunne gjennomføres i området.

Det finnes ikke noen studier som verdsetter verdien av utdannings-, vitenskapelige, og forsknings-tjenester i Norge. Det finnes imidlertid flere studier fra utlandet, Hutcheson et al. (2018) estimerte den økonomiske verdien av Hudson parkens miljøundervisningsprogrammer i nærheten av New York. De samlet data om skolebesøk og sommerleirer fra 32 skoledistrikter i New York City og brukte reisekostnadsmetoden til å verdsette utdannings verdien. Et konservativt estimat av den årlige verdien av parkens utdanningsprogram lå mellom 7,500 og 25,500 USD.

SSB samler in data om andel skoler og barnehager med trygg tilgang til nærturterreng (Statistikk-banktabell 09582¹⁹). De nyeste dataene viser at under halvparten av skoler og barnehager i byer og tettsteder har trygg tilgang til nærturterreng, definert som naturområder på minst 200 dekar, innen 500 meters avstand. Tilgangen er dårligst for skoler, der bare fire av ti skoler har tilgang til nærturterreng. Miljødirektoratet har satt som mål at naturen i større grad skal brukes som læringsarena og aktivitetsområdet for barn og unge (Miljødirektoratet 2023).

5.3.5. Åndelige, kunstneriske og symbolske tjenester

Åndelige kunstneriske og symbolske tjenester er økosystembidragene, spesielt gjennom de biofysiske egenskapene og kvalitetene til økosystemene, som er anerkjent av mennesker for deres kulturelle, historiske, estetiske, hellige eller religiøse betydning. Disse tjenestene kan underbygge folks kulturelle identitet og kan inspirere folk til å uttrykke seg gjennom ulike kunstneriske medier. Dette er en endelig økosystemtjeneste. FN et al. (2021).

Rusch et al. (2024) beskriver hvordan villaksen kan sees på som et eksempel på et element som har stor betydning for norsk kulturarv og som et symbol på urørt natur. Også villrein og det norske naturlandskapet er omtalt som viktige elementer i denne økosystemtjenesten. Det gis ingen forslag til hvordan denne økosystemtjenesten kan måles.

Lindhjem et al. (2023) så på ulike verdier tilknyttet til jordbruk, med spesielt fokus på samfunns-økonomisk verdien av landskapsestetikk, naturmangfold og kulturarv. Jordbruket er en sentral produsent av kulturspor og tradisjoner, og landskapet har endret seg og skapt et kulturlandskap der kulturminner og kulturarv utgjør en sentral del av landskapsopplevelsen. For å måle kulturarv, ble det gjennomført en undersøkelse hvor mulige konsekvenser av tapte kulturminner og kulturarv som følge av gjengroing og nedleggelser av gamle bruk ble forklart. Disse ble beskrevet både i form av forvitring/degradering av fysiske kulturminner som steingjerder og bygninger, og av de mer abstrakte elementene av kulturarven som tradisjonell hesjing og slått. Deretter, ved bruk av betinget verdsettingsmetoden, som baserer seg på betalingsvillighet og som følgelig ikke kompatibel med nasjonalregnskapet, beregnet Lindhjem et al. (2023) gjennomsnittlig betalingsvillighet for landskapsestetikk til 728 kroner per år i 10 år. For naturmangfold er betalingsvillighet 365 kroner høyere for kulturarv og 333 kroner høyere for kulturminner.

5.3.6. Verdi av økosystem og arter

Økosystem- og artsverdsetting dreier seg om velferden som mennesker oppnår fra eksistensen og bevaringen av miljøet for nåværende og fremtidige generasjoner, uavhengig av direkte eller indirekte bruk.

Denne økosystemtjenesten er klassifisert som strømmer som er relatert til ikke-bruksverdier. I motsetning til de andre økosystemtjenestene, tilbys ikke tjenesten fra økosystemer direkte og kan dermed ikke anvendes i økonomien eller samfunnet. Dette er likevel en betydningsfull økosystemtjeneste, selv om det mest sannsynlig ikke vil være mulig å verdsette denne økosystemtjenesten med bruk av bytteverdi. Andre verdier må vurderes for å måle denne økosystemtjenesten.

5.3.7. Andre kulturelle tjenester

Finner ingen eksempler i SEEA EA eller i NCAVES og MAIA.

¹⁹ 09582: Andel bygninger i tettsteder med trygg tilgang til rekreasjonsareal og nærturterreng, etter bygningstype (prosent) 2011 - 2022, Statistikkbanken (ssb.no)

5.3.8. Foreløpig vurdering av kulturelle tjenester

I tabell 5.6 oppsummeres funnene fra gjennomgang av verdsetting av kulturelle økosystemtjenester og det gis en foreløpig vurdering.

Tabell 5.6 Foreløpig vurdering kulturelle tjenester

Økosystem-tjeneste	Verdsettings-metode	Datagrunnlaget	Status (A-D)	Anslag i kroner	Mulighet for oppdatering	Merknader
Rekreasjonsrelaterte tjenester	Reisekostnad og markedspris fra substitutter	Barton et al. (2015), Chen et al. (2019)	B	1,5 milliarder	-	Inkluderer kun verdi anslag til turer i Oslo Marka og strandsonen ved Oslo fjorden, bading, og reiseliv til Oslo fjorden. Behov for nasjonale beregninger.
Visuelle opplevelses-tjenester	Hedonisk prising	Eiendomspriser	B	-	Ja	Beregninger gjort i Nederland og rundt Oslofjorden. Behov for nasjonale beregninger.
Utdannings-, vitenskapelige og forsknings-tjenester	Reisekostnadsmetoden, Markedspriser, Erstatningskostnadsmetoden	N/A	C	-	-	Mangler datagrunnlag og valg av verdsettingsmetode. Noen utenlandske studier.
Åndelige, kunstneriske og symbolske tjenester	N/A	N/A	D	-	-	Ikke tilgjengelig datagrunnlag. Bør ikke verdsettes/ikke mulig å verdsettes ved bruk av bytteverdi
Verdi av økosystem og arter	N/A	N/A	D	-	-	Ikke mulig å verdsette ved bruk av bytteverdi
Andre kulturelle tjenester	N/A	N/A	D	-	-	-

Tabell 5.7 Beskrivelse status A-D

Status	Beskrivelse	Merknad
A	Metode og datagrunnlag er tilgjengelig. Anslag i kroner.	Selv om metode og datagrunnlag er tilgjengelig, kan dette mulig forbedres.
B	Datagrunnlag for den biofysiske økosystemtjenesten er tilgjengelig. Metode tilgjengelig, men behov for data for verdsetting/tilpasning av data.	
C	Mulige metoder fra studier eller andre land. Mangler datagrunnlag.	
D	Lite/ingen studier på området og mangler datagrunnlag.	

5.3.9. Forvaltningsnytte ved verdsetting av kulturelle tjenester

Ved de kulturelle økosystemtjenestene er det de rekreasjonsrelaterte og visuelle opplevelses-tjenester som egner seg for monetær verdsetting, i det minste på kort sikt. De andre kulturelle økosystemtjenestene er i stor grad utfordrende å verdsette med monetære verdier og bør i førsteomgang omtales ved kvalitativ gjennomgang og potensielt med kvantitativ gjennomgang, jf. figur 3.3.

De kulturelle tjenestene er i stor grad subjektive opplevelser hvor bidraget til menneskelig nytte er krevende å måle og de kan i noen tilfeller overlappe hverandre (NOU 2013:10).

Monetær verdsetting av naturbasert turisme, rekreasjon og visuelle opplevelser vil være viktig i analyser om arealendringer og for å synliggjøre kostnader og tap når rekreasjonsområder potensielt forsvinner. Det vil være viktig med stedfestede tall som kan benyttes i lokal forvaltning. Dette må utarbeides i sammenheng med det biofysiske økosystemtjenesteregnskapet.

For rekreasjonsrelaterte tjenester har det i de siste årene vært utført mange studier, også med monetær verdsetting, se kapittel 5.3.1. Det pekes på ulike utfordringer som dobbelttelling og egnethet ved bruk av ulike metoder i tråd med SEEA EA-rammeverket, men også mulige løsninger på disse problemene.

I Nederland og UK har beregninger av verdien av økosystemtjenester vist at de kulturelle tjenestene utgjør en betydelig andel av de totale verdiene. Tall for 2015 fra Nederland viste at over 80 prosent av den monetære verdien kom fra visuelle opplevelsestjenester, naturbasert turisme og naturrelatert rekreasjon (Statistics Netherlands, 2020). For UK viser tall for 2021 at rekreasjon og friluftsliv utgjorde 62 prosent av de totale monetære verdiene for økosystemtjenester (ONS, 2023).

Verdien av natur i Norge kan være annerledes enn for andre land, slik at mulige metoder som benyttes andre steder må potensielt tilpasses norske forhold, med omfattende friluftsliv både i nærområder, i villmarksområder, og med fiske, jakt og bærplukking.

5.4. Økosystemtjenester inkludert i Eurostat-rapportering

I forslag til en ny modul i EU-forordning 691/2011 på økosystemregnskap er det syv økosystemtjenester som er gjeldende for pliktig rapportering. Disse er forsyning av avlinger, forsyning av tømmer, pollinering, lokal klimaregulering, global klimaregulering, luftrensing og naturbasert turisme.

I EU-forordningen er det kun de biofysiske regnskapene som vil bli rapporteringspliktige, men på lengre sikt kan også monetære økosystemtjenesteregnskap bli inkludert i forordningen. Det vil uansett ta noen år før dette trer i kraft. I mellomtiden vil det være svært nyttig å vurdere statistisk modenhet, gjennomførbarhet og nytten av økonomisk verdsetting av disse økosystemtjenestene.

Monetær verdsetting vil gi ytterligere informasjon om viktigheten av økosystemtjenestene sett i forhold til andre varer og tjenester som er inkludert i økonomien og som vises i nasjonalregnskapet.

I tabell 5.8 sammenstilles datagrunnlaget og en vurdering av statistisk modenhet for monetær verdsetting av disse syv økosystemtjenestene.

For både forsyning av avlinger og tømmer er det i dag mulig å beregne monetære verdier for disse økosystemtjenestene. Det er ikke mulig med detaljert geografisk inndeling per i dag (fylkesfordeling på forsyning av tømmer), men det kan på sikt utarbeides. Monetær verdsetting av disse tjenestene er viktig for å synliggjøre økosystemenes bidrag til økonomien og avhengigheten den økonomiske aktiveten har av disse økosystemtjenestene. Dette gjelder også pollinering som vil tydeliggjøre hvor avhengig avlinger og matforsyning er av denne tjenesten.

Verdsetting av global klimaregulering vil kunne vise viktigheten av karbonlagre og karbonopptak ved de ulike økosystemene. Verdsetting av disse vil kunne inngå i analyser og beslutningstaking ved arealbruksendringer og styrke verdien av å bevare natur for opprettholdelse av naturlige karbonlagre som viktig klimatiltak. Datagrunnlaget for karbonlagring og karbonopptak er mangelfullt.

For luftrensing er det per i dag manglende datagrunnlag, men det pekes på ulike modeller for å estimere det biofysiske grunnlaget for tjenesten. Datagrunnlag for monetær verdsetting er mangelfull og må utvikles. Rusch et al. (2024) pekte på at det finnes modeller for luftrensing, men at nyere studier viser at funksjonen ikke er så relevant. Videre arbeid er dermed nødvendig for å vurdere forvaltningsnyten.

Lokal klimaregulering har betydning for urbane områder. Forskning fra NINA (Venter, et al., 2020) og andre viser at bytrær har stor innvirkning på antall dager med hetebølger der trærne bidrar med å senke temperaturen i byer på områder uten asfalt. Dette kan tas hensyn til i analyser av kostnader for nedbygging av grøntarealer i byer. Tjenesten bør utarbeides på lokalt nivå for forvaltningsrelevans og eventuelt aggregeres til nasjonalt nivå ved behov.

Naturbasert turisme vil gi god nytte for forvaltningen, spesielt med utvidelse til å inkludere naturerelatert rekreasjon. Datagrunnlaget er per i dag ikke tilstrekkelig og må videreutvikles. Dette utdypes nærmere i kapittel 10.

Samlet sett er det ulik grad av statistisk modenhet for de ulike økosystemtjenestene som på sikt blir rapporteringspliktig til Eurostat, både når det kommer til den biofysiske og den monetære verdsettingen. Rapporteringen av det biofysiske økosystemregnskapet vil være på aggregert, nasjonalt nivå, fordelt på de ulike hovedøkosystemene. For sammenstilling med nasjonalregnskapet vil et slikt nasjonalt nivå være tilstrekkelig. For lokalt og regionalt nivå er det behov for forbedring av datagrunnlaget for å fordele forsyningstjenestene geografisk.

Tabell 5.8 Verddsetting av økosystemtjenester ved Eurostat-rapportering

Økosystem-tjeneste	Datagrunnlag biofysisk ¹	Datagrunnlag monetær verdsetting	Forbedring av datagrunnlag	Vurdering
Forsyning av avlinger	Statistikk tilgjengelig for avlinger, men ikke disaggregert på dyrket mark enhet.	Leiepriser	Behov for disaggregering per dyrket mark.	Mulig å ta i bruk på nasjonalt nivå.
Forsyning av tømmer	(i) Skogressurskartet SR16 (heldekkende datasett som treslag, middelhøyde og tømmer volum). (ii) Statistikk på tømmer og annen masse (kommune nivå).	Markedspris/ressursrente	Omforent metode må utvikles. Mulig se til andre land.	Mulig å ta i bruk på nasjonalt nivå.
Pollinering	Statistikk tilgjengelig for avlinger, men ikke disaggregert på dyrket mark enhet.	Markedspris	Skille ut avlinger som er pollinatoravhengige	Mulig å ta i bruk på nasjonalt nivå.
Lokal klima-regulering	INCA-tool, eller (i) Fjernmålingsbaserte indikatorer utviklet for Oslo.	N/A	Behov for etablering av prosesser for ajourhold og utvikling av tjenesten.	Lokal betydning for urbane områder.
Global klima-regulering	(i) Modeller for globalklima regulering finnes. (ii) Datagrunnlag (karbonlager) mangler for terrestriske økosystemer inkl. jord trengs foruten skog) (iii) Areal og karbonbudsjett beregnet for marine system, men basert på en annen avgrensing enn den i Strand et al. (2023).	Karbonprisbaner fra Finansdepartementet	Behov for utvikling av datagrunnlag for terrestriske økosystemer.	Mulig å vise beregninger for opplysning om denne økosystem-tjenesten i forvaltnings-sammenheng, men må vise til manglede data og behov for videre-utvikling.
Luftrensing	(i) Modeller finnes, blant annet INCA-tool, men nyere studier viser at funksjonen er ikke så relevant.	N/A	Behov for utvikling for å identifisere det positive bidraget fra økosystem-tjenesten på luftrensing og metode for verdsetting	Utfordrende å benytte i forvaltning.
Naturbasert turisme	(i) Modeller av friluftsliv finnes og er blitt utviklet/brukt i Norge. (ii) Data på jakt finnes og rapporteres. (iii) Data på sportsfiske finnes (mest i elver og innsjøer) og rapporteres. (iv) Opplevelsestjenester fra kyst og havøkosystemer	Studier ved reisekostnads-metoden finnes ved rekreasjon.	Behov for å etablere datagrunnlag for øko-systemrelaterte over-nattinger. Behov for nasjonale data for verdsetting. Viktig å supplering av rekreasjonsrelaterte tjenester for å inkludere den daglige rekreasjonen.	Behov for data og avgrensning. Viktig med videreutvikling av tjenesten.

¹ Hentet fra sammenfattende tabell om kunnskapsstatus og behov for videre arbeid i Rusch et al. (2024).

6. Verdsetting av økosystemkapital

Verdsetting av økosystemkapital, også kalt økosystemkapitalregnskap, er en av de to monetære regnskapene i økosystemregnskap. Det viser beholdningen (kapitalverdien) av forventede framtidige økosystemtjenester, for eksempel anslått framtidig verdi av avlinger og karbonlagring, beregnet ved netto nåverdi. Økosystemkapitalen kan levere strømmer av økosystemtjenester i all framtid hvis den forvaltes godt (NOU 2013: 10). Avsnitt 6.1 diskuterer avgrensning og metode for økosystemkapitalregnskap og er basert på kapittel 10 i SEEA EA manualen.

6.1. Hovedtrekk i SEEA EA kapittel 10

SEEA EA regnes som et regnskap for naturkapital med mange fysiske indikatorer for forsyning økosystemtjenester, arealutbredelsen av økosystemer og deres kapasitet til å produsere økosystemtjenester i framtiden som igjen bestemmes av økosystemtilstand og -arealutbredelsen. Begrepet økosystemkapasitet er ikke beskrevet i stor detalj i SEEA EA.

Økosystemkapitalregnskap er ikke laget som et forsøk på å estimere den totale, universelle verdien av naturen, men har som mål å beregne kapitalverdien av de økosystemtjenestene som samfunnet bruker fra ulike økosystemenheter. Basert på dette, kan regnskapet beregne endringer i den monetære kapitalverdien av økosystemenheter over en regnskapsperiode. Endringer i kapitalverdien kan skyldes økosystemforringelse, økosystemrestaurering, arealbruksendringer og revalueringer.

Økosystemkapitalregnskap er begrenset av at vi ikke har fysiske mål på strømmen over tid av alle økosystemtjenester og at vi for mange økosystemtjenester ikke har utledet en bytteverdi. Økosystemkapitalregnskapet kan således ikke alene brukes til å analysere økologiske terskler og ikke-marginale endringer i økosystemer. Det er derfor viktig å knytte økosystemkapitalregnskap tett til biofysiske data for areal og tilstand av økosystemer som kan brukes til å systematisere kunnskap og til å vurdere om en står ovenfor terskelverdier eller ikke-marginale endringer i økosystemer. Det monetære økosystemkapitalregnskap fokuserer på prisendringer og endringer i økosystemenheter og økosystemtjenester.

Økosystemkapitalregnskap kan informere om den relative betydningen av økosystemer og økosystemtyper, og pengeverdien av økosystemverdier kan sammenstilles med pengeverdiene av andre former for kapital, slik som produsert kapital. Informasjon fra økosystemkapitalregnskap kan også brukes til å synliggjøre naturforringelse i sammenheng med bruttoproduktet i næringer. Økosystemkapitalregnskap kan bidra til bredere vurderinger av en nettoformue i regnskap over nasjonalformue. Pengeverdien som framkommer fra et økosystemkapitalregnskap, kan også ses i forhold til sosioøkonomisk og økonomiske drivere som endringer i økonomisk aktivitet og demografiske trender.

Økosystemkapitalregnskap forutsetter at man bruker nåværende kunnskap til å predikere hvor mye den framtidige forsyningen av økosystemtjenestene fra et økosystem kommer til å være for økosystemer som er i menneskelig bruk, og er sånn sett den eneste framoverskuende delen av økosystemregnskapet. I slike framoverskuende vurderinger kan økosystemkapitalregnskap brukes sammen med annen biofysisk informasjon, slik som økosystemtilstand, som del av en vurdering av bærekraften i bruken av økosystemet.

Et økosystemkapitalregnskap er et monetært regnskap der en beregner nettonåverdi (NNV) av de økosystemtjenestene en økosystemenhet (ØE) forsyner samfunnet med. NNV, omtalt nedenfor som $V_t(\text{ØE})$, beregnes som følger (SEEA EA, 10.44):

$$V_t(\emptyset E) = \sum_{i=1}^S \sum_{j=t+1}^{t+N} \frac{\emptyset S_t^{ij}(\emptyset E_t)}{(1+r_j)^{(j-t)}}$$

hvor $\emptyset S_t^{ij}(\emptyset E_t)$ er verdi av økosystemtjeneste i framtidig år j basert på de forventingene en har i basisåret t og der økosystemtjeneste i er generert av økosystemenhet $\emptyset E_t$. Videre er S totalt antall økosystemtjenester generert fra $\emptyset E_t$; r_j er diskonteringsraten (i år j), og N er levetiden til økosystemenheten, hvor levetiden kan være uendelig dersom bruken er bærekraftig. Basisåret eller startåret kan refereres til som år 0.

For å finne verdien av en økosystemtjeneste, brukes det i økosystemkapitalregnskap de samme verdsettingsmetodene som de beskrevet i kapittel 4 for monetære regnskapet over økosystemtjenester og som er compatible med nasjonalregnskapet. For eksempel brukes ressursrente metoden for å beregne kapitalverdi av fiskeri.

6.1.1. Strukturen i økosystemkapitalregnskap

Det er viktig at det er samsvar mellom arealutbredelsen av økosystemkapitalenheten og enhetene for regnskap over tilstand og areal. Kapitalverdien av en økosystemenhet beregnes ved nettonåverdi av alle økosystemtjenester som økosystemet produserer. Regnskapet tar utgangspunkt i en startverdi og en sluttverdi for pengeverdien av økosystemkapitalenheten over en regnskapsperiode. Startverdi og sluttverdi beregnes som summen av nettonåverdi for alle de økosystemtjenestene økosystemet produserer og som en kan måle og som en har et bytteverditall for.

I formelen for NNV legger en inn den utviklingen for økosystemet som er mest sannsynlig som base-scenario. Dersom kunnskapen en innehar ikke tilsier at det vil komme endringer antar man at dagens verdi ikke vil endre seg. I forvaltningssammenheng kan det være av interesse å se på alternativ forvaltning til det som er forventet basert på dagens politikk og forventet utvikling, for å se hvordan økosystemkapitalverdien påvirkes av alternativforvaltning (se for eksempel Greaker, Grimsrud og Lindholt (2019) for fiskeriforvaltning). I tillegg er det anbefalt å foreta følsomhetsanalyser.

I valgt regnskapsperiode er det fem mulige typer endringer som påvirker pengeverdien av økosystemkapitalenheten:

- **Økosystemforbedring** – økning i verdien av en økosystemenhet over en regnskapsperiode som følge av forbedring i økosystemtilstand. En slik forbedring kan være et resultat av mindre skadelig aktivitet i økosystemet eller naturlige prosesser. En antar ikke noe lineært forhold mellom tilstand og framtidig produksjon av økosystemtjenester. Forbedring måles med utgangspunkt i økosystemenhetens areal i begynnelsen av regnskapsperioden.²⁰ Økosystemforbedring kan være i form av restaurering, rehabilitering og/eller gjenoppretting. Ved *restaurering* forsøker en å gjeninnføre tidligere økosystemfunksjon, struktur, økologisk helse og balanse. Eksempel på økosystemrestaurering er restaureringen av skytefeltet ved Dovre. Ved *rehabilitering* forsøker en å tilbakeføre økologisk funksjon med fokus på produksjon av visse økosystemtjenester, for eksempel naturbasert flomsikring. Både restaurering og rehabilitering kan oppnås ved å redusere visse typer menneskelig påvirkning. *Gjenoppretting* brukes for mer menneskepåvirket land der en for eksempel forsøker å få erosjonsskadede landbruksarealer tilbake i landbruksproduksjon, eller der en

²⁰ Dersom det er endringer i økosystemenhetens areal for den aktuelle økosystemenheten, skal dette bokføres i regnskapet for økosystemareal.

gjenoppretter økosystemer i byer ved å åpne bekkeløp, noe som kan bidra til både bedre overvannskontroll og til rekreasjonsverdier i byer.

For beslutningstakere kan det være ønskelig å se verdien av økosystemforbedring i sammenheng med de utgiftene en har hatt til økosystemforbedringsaktiviteter. Verdien av økosystemforbedring kan også sees i sammenheng med tallene for investeringer i realkapital i nasjonalregnskapet, utgifter til miljøvern og ressursforvaltning som regnskapsføres i SEEA CF. Til slutt kan verdien av økosystemforbedringer sees i sammenheng med hvem som eier og forvalter land- eller havarealene.

- **Økosystemforringelse** – reduksjon i verdien av en økosystemenhet over en regnskapsperiode som følge av en forverring av økosystemtilstand over regnskapsperioden. Fallet i verdi vises gjennom et fall i NNV av forventet framtidig avkastning fra økosystemtjenestene som økosystemenheten forsyner. Forringelse måles med grunnlag i økosystemets arealomfang i begynnelsen av regnskapsperioden. Dersom det er endringer i økosystemets arealomfang for den aktuelle økosystemenheten over regnskapsperioden, skal dette bokføres i arealregnskapet. Økosystemforringelsen kan skyldes forvaltning så vel som en rekke andre årsaker for eksempel klimaendringer. Kun forringelse som en har rimelig grunn til å tro at vil gi endringer i forventet framtidig fysisk produksjon av økosystemtjenester skal bokføres. Forringelsen kan blant annet skyldes kortsiktige og langsiktige konsekvenser av forurensende utslipp, overhøsting (høsting over regenereringsraten ifølge SEEA CF), skadelige fremmede arter, klimaendringer og fragmentering.

Tall for økosystemforringelse kan sees i sammenheng med eierskap og bruk. Dersom en skal innarbeide kostnadene av forringelse inn i nasjonalregnskapet må kostnaden ved forringelse tilskrives den økonomiske enheten eller institusjonelle sektor.

- **Arealbruksendring**– endringer i verdi av økosystemenheter som følge av endring i arealomfanget til økosystemet. Et fall i monetær verdi vil bokføres for den økosystemtypen som arealet har blitt endret fra og en økning i verdi vil bokføres for den økosystemtypen arealet blir endret til. For å bli definert som en arealbruksendring må det være en tydelig og vedvarende endring i økologisk struktur, sammensetning og funksjon, for eksempel en endring fra skog til landbruksareal eller til bebygd areal. Delvis eller hel endring i en økosystemenhets areal i en regnskapsperiode skal bokføres i arealregnskapet. Arealbruksendring vil reflekteres i typene av økosystemtjenester som arealet/økosystemet kan produsere og dermed gi endringer i forventet netto nåverdi. På samme måte som for økosystemforringelse, må arealbruksendring sees i sammenheng med arealutbredelse og tidsperiode, og mer generelt må arealbruksendring sees i sammenheng med økosystemtilstandsvariabler. En økosystemenhet som reduseres i en regnskapsperiode vil falle i verdi, mens en som øker vil øke i verdi. For eksempel kan skog bli omdannet til landbruksland. Da vil kapitalverdien av økosystemenheten skog falle over regnskapsperioden, mens kapitalverdien av økosystemenheten som mottar disse arealene, si et tilstøtende landbruksareal, vil øke i kapitalverdi. Fallet i verdi for skogøkosystemenheten vil vanligvis ikke samsvare med økningen i verdi for landbruksarealenheten.

Dersom det finnes tilgjengelige data, kan det være av nytte å også vise hva som er årsaken til arealendringen/arealbruksendringen, for eksempel bygging av et energianlegg, landbruksendringer, urbanisering, restaurering av gammel slåttemark, osv.

- **Andre endringer**
Denne kategorien omfatter andre endringer i verdien av økosystemenheten som enten skyldes:
 - Tap av verdi som følge av større, kjente enkelthendelser skal bokføres som katastrofetap. Det er et tap dersom en har et betydelig tap av struktur, funksjon eller sammensetning av en økosystemenhet. Eksempler inkluderer landskapsbrann, store

industrielle utslipp, jordskred og flom. Selv om slike hendelser kan forventes å skje, må dette være endringer som ikke er forventet i den grad at de ligger inne i eksisterende beregninger av netto nåverdi av økosystemtjenester fra økosystemet.

- Økning eller tap av verdi som følge av endringer i etterspørsel etter relevante økosystemtjenester.
- **Revaluering som følge av prisendringer** - økning eller tap i verdi som følge av endring i enhetsprisen av økosystemtjenester. Konsekvensene av forbedring, forringelse, arealbruksendringer og katastrofale tap i økosystemkapital kan for eksempel påvirke inntekter i landbruket eller i distriktet. Disse ringvirkningene kan undersøkes nærmere ved hjelp av andre data og indikatorer slik som tall fra nasjonalregnskapet og arbeidsmarkedsstatistikk.

Regnskapet kan se ut som vist i tabell 6.1 om en aggregerer opp for økosystemtyper.

Tabell 6.1 Illustrasjon av hvordan et økosystemkapitalregnskap kan se ut

		Terrestrisk						Ferskvann			Kyst og hav		
		Bebyggelse/samferdsel	Dyrket mark	Grasmark	Skog	Hei og åpen vegetasjon	Lite vegetert mark	Våtmark	Elver/ bekker	Innsjøer/ tjern	Innaskjærs kystfarvann	Svaberg, kyststrender og dyner	Åpent hav
Startverdi													
Forbedring av økosystemet													
Arealbruksendringer:	Økning												
	Reduksjon												
Andre endringer:	Katastrofer												
	Verdi-økning som følge av økt etterspørsel												
Revalueringer (justering i verdi som følge av inflasjon/deflasjon)													
Netto endring i verdi													
Sluttverdi													

Det kan være at data ikke kan understøtte alle kategoriene i regnskapstabellen. For eksempel kan det være at en kun har tall for netto arealbruksendring uten å ha tall for økning og reduksjon i regnskapsperioden. I sånne tilfeller vil det være nødvendig å kombinere kategorier av typer endringer inntil bedre data finnes.

6.1.2. Tilnærminger til verdsetting av økosystemenheter

Dersom en har fysisk mål på økosystemtjenester samt monetær og regnskapskompatibel verdi av økosystemtjenester i en regnskapsperiode så kan en undersøke om verdsetting ved hjelp av netto-nåverdi (NNV) metoden er mulig.

Verdsetting etter NNV-metoden betyr at en summerer opp for den bestemte tidshorisonten den neddiskonterte pengeverdien av alle de relevante (mulige) økosystemtjenestene for den bestemte økosystemenheten. En beregningsformel for dette er angitt i punkt 10.43 i SEEA manualen.

I SEEA EA er det summen av alle relevante økosystemtjenester som skal med i beregningen av økosystemkapitalverdi. En utfordring er at det ikke finnes fysiske målinger eller estimer for monetær verdi for mange relevante økosystemtjenester. Dette gjør det mer krevende å finne eller modellere den nødvendige informasjonen for forventet forsyning og forventet pengeverdi i regnskapsperioden for å beregne NNV sammenlignet med i SEEA CF. I SEEA CF en verdsetter kapitalverdien av ulike ressurser slik som tømmer og mineralressurser hvor en har tall for både fysisk forsyning og regnskapskompatibel monetær verdi. En antagelse i formelen for NNV-beregning er at hver økosystemtjeneste produseres separat fra de andre økosystemtjenestene, men i virkeligheten vil mange samvarierte og samproduseres i økosystemet.

I beregning av NNV vil en rekke vurderinger påvirke den endelige verdien. Det er viktig at alle antakelser som ligger til grunn for verdiberegningen er tydelig og klart dokumentert. Selv om det er vanlig å kun presentere et enkelt punktestimat i regnskap, det kan være behov for å foreta følsomhetsanalyser for parameterverdier og scenario som kan innarbeide ulike antagelser om framtidens produksjon, priser, kostnader og institusjonelt oppsett. Framgangsmåten beskrevet her for økosystemkapitalregnskap er kompatibel med den som finnes i SEEA CF, utenom at i SEEA EA så åpner en for å aggregere over flere økosystemtjenester. Dette betyr at i SEEA EA kan en innarbeide de estimatene som allerede finnes i SEEA CF, dersom disse er beregnet. En utfordring da er at SEEA CF tall oftest beregnes på nasjonalt nivå og ikke for økosystemregnskapsenheter. Påkobling av SEEA CF tall vil kreve at SEEA CF tall har tilstrekkelig geografisk oppløsning, for eksempel at de finnes på samme nivå som for økosystemregnskapsenheten.

Det er i hovedsak fem vurderinger så må gjøres ved beregning av NNV og teksten nedenfor går inn på hver av dem.

1) Analysens omfang:

En må bestemme hvilke av økosystemtjenester en skal regne med i NNV. Dette vil i praksis være de samme økosystemtjenestene en har fått verdsatt i det monetære økosystemtjenesteregnskapet. Hvilke økosystemtjenester som er verdsatt, er igjen avhengig av at økosystemtjenesten er målt i fysiske enheter. En bør uansett forsøke å inkludere så mange økosystemtjenester som mulig slik at en kan gi en så helhetlig kapitalverdisetting (gitt transaksjonspriser) som mulig. Det er videre viktig at en greier å isolere verdien av økosystemets bidrag fra nytten, noe en gjør ved å trekke fra samfunnets produksjonskostnad. En må også vurdere hvordan en skal håndtere mellomliggende økosystemtjenester. I prinsippet skal en trekke fra verdien av mellomliggende økosystemtjenester som kommer fra andre økosystemer og legge til verdien av mellomliggende økosystemtjenester som brukes i andre økosystemer. For mellomliggende økosystemtjenester som produseres i samme økosystem som de brukes vil verdien av disse bli inkludert i verdien av den endelige

økosystemtjenesten. For fiskeressurser som går på tvers av økosystemregnskapsenheter, inkludert eksklusive økonomiske soner til havs brukes tilnærmingen som beskrives i avsnitt 5.9 i SEEA CF. Abiotisk produksjon og geografisk funksjon skal ikke rapporteres som del av NNV for en økosystemregnskapsenhet, men er nyttig tilleggsinformasjon som kan rapporteres i sammenstilte og utvidede regnskap.

2) Monetær verdsetting nå og i framtiden:

Verdsetting av en økosystemtjeneste i en regnskapsperiode bruker de metodene som er beskrevet i SEEA EA manualen, NCAVES og MAIA (2022) rapporten og tidligere kapitler i denne rapporten. Grovt oppsummert betyr dette at en bruker transaksjonsprinsippet hvor en trekker fra kostnadene relatert til menneskelig innsatsfaktorer. Ressursrentemetoden viser hvilke kostnader som skal trekkes fra. For alle de andre verdsettingsmetodene som er regnskapskompatible og som er beskrevet i SEEA EA manualen trenger en ikke trekke fra kostnader. En må videre gjøre antakelser om framtidige priser. Det er vanlig i nasjonalregnskapet å anta at framtidige priser er de samme som dagens priser, og det samme gjelder for SEEA EA. Dette gjelder med mindre en sitter på informasjon som tilsier at framtidig pris kommer til å være annerledes enn dagens pris. Dette gjelder for eksempel klimarelaterte effekter.

3) Framtidig forsyning av økosystemtjenesten:

Det må være intern konsistens når det gjelder den forventede bruken av økosystemer i regnskapet. Dette betyr at en ikke både kan verdsette en skog som virkesverdi og som kilde til karbonopptak og -lager som skal stå i all framtid. Ved verdsetting av produksjonsskog må mulig karbonopptak og lagring i økosystemet justeres for hugst. Hvor mye som en kan forvente vil bli forsynt av en økosystemtjeneste fra et økosystem kommer an på flere elementer: verdien av tilstandsvariablene og mulig endring i tilstandsvariablene, hva som er regenereringsraten for økosystemtjenesten og hva og hvor mye samfunnet ønsker å bruke framover. For hver økosystemtjeneste må en kartlegge hva som er de viktige variablene som kan si noe om framtidig produksjon og bruk. Det kan ikke forventes at de som fører regnskap skal ha fullstendige modeller over dette, men det er allikevel klart at noen faktorer er klare og identifiserbare. Dette kan være sosiodemografiske faktorer som kan si noe om framtidig bruk slik som forventet befolkningsvekst, kjøpekraft og tilgjengelighet av turisme og rekreasjon eller lover som en vet vil bli innført og som kan begrense eller redusere bruken av økosystemtjenesten. Når det gjelder forsyning av økosystemtjenesten må en ta med i beregningen dersom et økosystem blir forringet slik at det i framtiden ikke har kapasitet til å opprettholde samme forsyning. Slik forringing kan ha flere årsaker inkludert overhøsting. Det er en utfordring at konsekvensene av dagens forringelse ikke observeres før langt inn i fremtiden, og økologiske terskelverdier kan overgå slik at den framtidige forsyningen av økosystemtjenesten blir usikker. I tillegg vil større og utenforliggende påvirkningsfaktorer slik som klimaendringer, som for eksempel gir endring i nedbørsmengde, påvirke framtidig forsyning av økosystemtjenestene. I sammenheng med regnskapsføring er det ikke et krav at innhøstingen og forvaltningen skal være bærekraftig. Dersom forbruk i dag fører til økosystemforringelse på en sånn måte at det vil produseres færre og mindre omfang av økosystemtjenester i framtiden og dette fører til en framtidig prisøkning kan dette regnes inn som en revaluering i NNV beregningen.

4) Tidshorisont:

Levetiden til en økosystemkapitalenhet er den tidsperioden som økosystemet kan forventes å produsere økosystemtjenestene. Det er mulig å anta uendelig levetid, men et alternativ er å sette 100 år. En bør ta som utgangspunkt at økosystemet vil bli brukt på samme måte som i de siste foregående årene istedenfor å gjøre en antakelse om at forvaltningen er optimal og bærekraftig. En må anta samme levetid for hele økosystemenheten. Hvis noen

økosystemtjenester produseres i en kortere tidsperiode enn andre vil disse ha null verdi etter at de ikke lenger produseres i beregningen av NNV.

5) Forventede forvaltning:

Utgangspunktet er at en beholder dagens forvaltning, med mindre man vet at dette skal endres og vet hva endringen består i. Eksempel på endret forvaltning kan være endringer i typer av markedsformer, kvotesystemer, skatter og avgifter, endret bruk, nedbygging, vern eller restaurering av områder, m.m.

6) Diskontering:

Beregning av NNV krever diskontering og man må derfor sette en kalkulasjonsrente (også kalt diskonteringsrate). Hvordan dette gjøres i SEEA diskuteres i Appendix A5.2 i SEEA CF. Noen hovedpunkter er at en må skille mellom privat og sosial kalkulasjonsrente og mellom den observerte renten i markedet og samfunnets valgte kalkulasjonsrente, som er en kalkulasjonsrente satt til et annet nivå enn den private for å kunne bedre ta hensyn til samfunnets interesser slik som hensyn til rettferdighet mellom generasjoner. Dersom brukerne er private økonomiske aktører og økosystemtjenestene omsettes i markeder til markedspris vil en i SEEA bruke en diskonteringsrate som er i samsvar med den som brukes i markedet ellers. SEEA EA foreslår å bruke samfunnets diskonteringsrate som brukes ved offentlige beslutninger (sosial diskonterings rate) for økosystemtjenester som ikke omsettes i markeder, men som bidrar til fellesgoder, slik som luftrensing og global klimaregulering. Det er ikke noe krav i SEEA EA at alle land skal bruke samme diskonteringsrate så lenge en følger de samme prinsippene for valg av diskonteringsrate.

Det må være konsistens mellom bruk av nominelle priser og nominell rente eller mellom realprisjusterte priser og realrente. Det siste er vanligst. Det oppfordres til å foreta sensitivitetsanalyser med hensyn til diskonteringsrate. Anbefalt diskonteringsrate i samfunnsøkonomiske analyser oppgis i Norge av finansdepartementet i et rundskriv R-109²¹ Følgende sitat med tabell her er hentet fra R-109:

«For statlig forretningsdrift i direkte konkurranse med private aktører skal en kalkulasjonsrente tilsvarende den som private bedrifter står ovenfor benyttes. For øvrige statlige tiltak skal den risikojusterte kalkulasjonsrenten som angitt i tabellen under benyttes.

Tabell 6.2 Valg av kalkulasjonsrente for statlige tiltak. Tall i prosent

	0-40 år	40-75 år	etter 75 år
Risikojustert rente	4,0	3,0	2,0

Kilde: Finansdepartementet, 2021,

For en periode utover 40 år vil det være vanskelig å finne en langsiktig rente i markedet. Økende usikkerhet om alternativavkastningen er hensyntatt gjennom en reduksjon i kalkulasjonsrenten etter 40 år.»

Kalkulasjonsrenten er fallende i R-109. Fallende diskonteringsrate diskuteres i NCAVES og MAIA (2022), siden dette er det som regnes som mest korrekt i økonomisk teori. I SEEA EA det frarådes å bruke diskonteringsrater som faller over tid siden det kan føre til tidsinkonsistens i regnskapene.

²¹ https://www.regjeringen.no/globalassets/upload/fin/vedlegg/okstyring/rundskriv/faste/r_109_2021.pdf

NCAVES og MAIA (2022) diskuterer også en studie av Drupp et al. (2015) der en har spurt over 200 kjente økonomer og filosofer om deres formening om hva den langsiktige sosiale diskonteringsraten bør være. Gjennomsnittsverdien (median verdien) var 2,27 prosent (2,00 prosent), men det var en god del varians i svarene. Det var stort sett enighet om at den sosiale diskonteringsrenten bør ligge på intervallet 1-3 prosent.

7) Måling av endring i NNV over en regnskapsperiode:

Måling av endring i NNV over en regnskapsperiode ligger i kjernen av kapitalregnskapet. Endringer i NNV som følge av økosystemforbedring, økosystemforringelse og areal- og arealbruksendring avhenger også av hvordan disse endringene vil påvirke framtidig produksjon av økosystemtjenester og deres pengeverdi.

Appendiks 10.1 i SEEA EA manualen inneholder et regneeksempel for bruk av NNV for å verdsette økosystemkapital og endringer i den.

6.2. utfordringer, ressursbehov og forvaltningsnytte

6.2.1. utfordringer

Det er viktig å være klar over og tydelig kommunisere at økosystemkapitalregnskapet ikke kan anslå den totale, universelle verdien av naturen, men har som mål å beregne kapitalverdien basert på bytteverdi av de økosystemtjenestene som samfunnet bruker fra økosystemene. Økosystemkapitalregnskapet kan ikke alene brukes til å analysere økologiske terskler og ikke-marginale endringer i økosystemer, men må knyttes tett til fysiske data og regnskap for økosystemomfang og -tilstand og annen relevant kunnskap.

En utfordring kan være å kommunisere hva et slikt regnskap er, og hva det ikke er, for de som er mindre kjent med økosystemregnskap og de økonomiske og regnskapsmessige konseptene som ligger bak. Den versjonen av økosystemkapitalregnskap som er beskrevet i SEEA EA manualen i kapittel 10 beregner ikke velferdseffektene samfunnet får fra økosystemer eller naturen. En slik mistolkning når det gjelder regnskapstall er heller ikke uvanlig i forbindelse med diskusjoner av BNP som heller ikke er et mål på velferd.²²

Alt som mennesker ikke bruker eller ikke har nytte av, er ikke regnet med i økosystemkapitalregnskap. Av det vi bruker eller har nytte av, kan økosystemkapitalregnskap kun brukes til det vi har både fysiske mål på og som er verdsatt med bytteverdi. Dataene som brukes må også ha en tilstrekkelig kvalitet.

6.2.2. Ressursbehov

Det er behov for videreutvikling dersom en ønsker å øke ambisjonsnivået for økosystemkapitalregnskap. Per nå ser en ikke på en gruppe av økosystemtjenester fra hvert økosystem, men heller på en utvalgt, slik som fisk eller tømmer. Andre økosystemtjenester må inkluderes. I tillegg er det behov for å sammenstille data for økosystemkapital med de biofysiske tallene for areal og tilstand og andre biofysiske tall som kan gi bedre innsikt i økonomiske aktiviteters påvirkning på økosystemer. Det kan også være nyttig for forvaltning å kartlegge hvem som eier/forvalter/bruker de

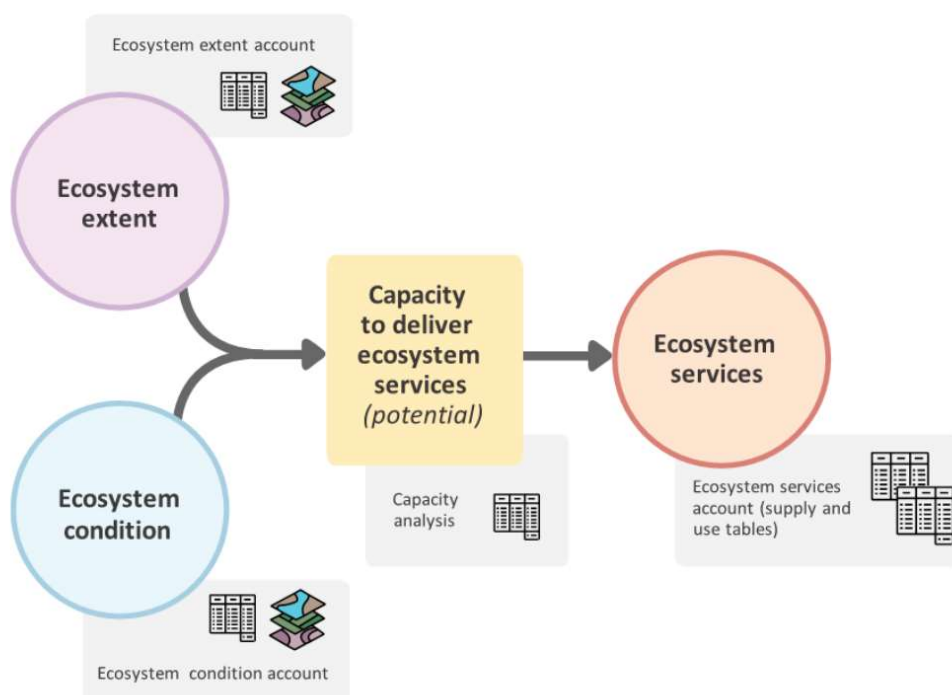
²² 2008 manualen for SNA (nasjonalregnskapet) advarer eksplisitt mot en velferdstolkning av BNP: «GDP is often taken as a measure of welfare, but the SNA makes no claim that this is so and indeed there are several conventions in the SNA that argue against the welfare interpretation of the accounts» (United Nations et al. 2010, para 1.75).

ulike arealene slik at alle kapitalverditallene sammen med biofysiske indikatorer kan sees i sammenheng med eierskap og forvaltning.

6.2.3. Forvaltningsnytte av økosystemkapitalregnskap

Mens monetære regnskap over økosystemtjenester sier noe om forsyning og bruk av økosystemtjenester i hver regnskapsperiode, for eksempel over et år, sier økosystemkapitalregnskap noe om balanseregnskapet. For ikke-fornybare ressurser, slik som olje, vet vi at en enhet utvunnet i dag ikke kan utvinnes i morgen. For fornybare-ressurser ser en litt annerledes på det. Fornybare naturressurser kan fortsettes å produsere i all framtid dersom kapasiteten til å produsere ikke blir redusert. Økosystemkapasitet er et begrep som knytter sammen arealomfang, økosystemtilstand og økosystemets kapasitet (potensial) til å levere økosystemtjenester. Dersom en forventer endringer framover i omfang og tilstand, vil dette medføre endringer i økosystemets kapasitet til å levere økosystemtjenester framover, noe som vil redusere forventet økosystemkapitalverdi. Økosystemkapitalregnskap kan derfor bidra til mere oppmerksomhet rundt økonomiske konsekvenser av pågående og framtidig tap og forringelse av natur, noe som fører til redusert produksjon av økosystemtjenester framover.

Figur 6.1 Sammenheng mellom arealutbredelse og økosystemtilstand og kapasitet til å produsere økosystemtjenester



Kilde: Figur 6.1 i SEEA EA manualen, og Maes et al., 2018.

Beregninger av ressursrente for en rekke naturressurser tilsier at slike beregninger har forvaltningsnytte per i dag. For eksempel kan slike brukes til å kartlegge overskuddet i de ulike naturressursnæringene slik ble gjort av Greker, Grimsrud og Lindholt (2019).

For beslutningstakere kan det være ønskelig å se verdien av økosystemforbedring i sammenheng med de utgiftene en har hatt til økosystemforbedringsaktiviteter, slik som for eksempel restaureringen av skytefeltet på Hjerkinns som kostet 600 millioner kroner i 2020.

Økosystemkapitalregnskap kan bidra til å informere om den relative økonomiske betydningen av økosystemer og økosystemtyper slik som i Greker og Lindholt (2022). De viser at verdien av det som produseres i akvakulturnæringen nå overgår det som produseres fra fangst og fiske. Videre kan

pengeverdier knyttet til naturkapital bli sammenstilt med pengeverdiene andre typer former for kapital, slik som produsert kapital. Et eksempel på dette er tallene som foreligger per nå fra Verdensbankens formuemålinger og som ble brukt av Dasgupta-rapporten (Dasgupta, 2021) for å sammenligne kapitalverdier av produsert kapital og naturkapital.

Informasjon fra økosystemkapitalregnskap kan også brukes til å synliggjøre naturforringelse i sammenheng med bruttoprodukt i næringer. Et eksempel på dette er arbeidet utført i Danmark og referert til i kapittel 2 (Figur 2.1).²³

Økosystemkapitalregnskap kan bidra til bredere vurderinger av en nettoformue i regnskap over nasjonalformue. Pengeverdien som framkommer fra økosystemkapitalregnskap kan også ses i sammenheng med sosioøkonomiske drivere som endringer i økonomisk aktivitet og demografiske trender.

Siden økosystemkapitalregnskap inkluderer estimater på den framtidige forsyningen av økosystemtjenester, kan økosystemkapitalregnskap sammen med annen informasjon om naturkapital i fysiske enheter brukes som del av vurdering av bærekraft.

Økosystemkapitalregnskap kan føres på det nivået som gir nytte for beslutningstakere, det kan være et land, et fylke, en nasjonalpark, et nedbørsfelt eller et havområde.

²³ Professor Peter Birch ved Københavns Universitet (Kilde: <https://www.mm.dk/artikel/nyt-groent-nationalregnskab-afsloerer-massivt-overtraek-paa-naturens-ressourcer>).

7. Økosystemregnskap sett i sammenheng med nasjonalregnskap

Dette kapittelet er basert på kapittel 11 i SEEA EA manualen og omhandler hvordan nasjonalregnskapskonsepter kan utvides for å inkludere økosystemtjenester og økosystemenheter i nasjonalregnskap.

7.1. Hovedtrekk i SEEA EA kapittel 11

Kapittel 11 i SEEA EA manualen beskriver hvordan informasjon og tabeller fra nasjonalregnskap og SEEA EA kan sammenstilles. Det er to områder hvor en kan flette disse to regnskapsrammeverkene sammen: 1) kryssløpstabeller, og 2) kapitalbalanseregnskap for de ulike sektorene i økonomien. Før SEEA EA ble utviklet, pågikk det et arbeid med å inkludere verdimål for naturtap og -forringelse som kapitalkostnad i nasjonalregnskapet, men en fant ikke passende løsninger for dette. Dette ble enklere etter at begrepet økosystemtjeneste ble introdusert i SEEA EA. Det gjorde det mulig å inkludere data om økosystemtjenester direkte inne i de rammeverkene som allerede finnes i nasjonalregnskapet.

På dette tidspunktet er det ikke mulig å legge til økosystemtjenester i nasjonalregnskapets kryssløp og få alt til å «gå opp» i nasjonalregnskapet med SEEA EA innarbeidet tall. I stedet kan en muligens utvikle et parallelt regnskap der en utvider nasjonalregnskapstallene med økosystemtjenestetall, eventuelt ved å utvide tematiske regnskap slik som satellittregnskapet for hav eller regnskapet for turisme.

Kapittel 11 beskriver hvordan en ifølge regnskapsteori legger økosystemtjenesteregnskapet i fysiske enheter til nasjonalregnskapets fysiske kryssløpstabeller. Videre, diskuteres integrering av økosystemtjenester i nasjonalregnskapets kryssløpstabeller i pengeverdi, og utvikling av økosystemkapitalregnskap som krever imidlertid verdsetting ved hjelp av transaksjonsverdi.

Selv om bruk av transaksjonsverdi er nødvendig for å kunne sammenstille verditall med nasjonalregnskapet, finnes det tilfeller hvor en bør bruke alternative verdikonsepter og presentasjonsform. Dette diskuteres i kapittel 12 av SEEA EA manualen. SEEA EA inkluderer ikke statistikk over utslipp fra økonomien til miljøet, men dersom SEEA CF regnskapet føres kan denne statistikken gi tall som kan komplementere SEEA EA regnskapet. SEEA CF regnskapsrammeverket tar for seg regnskap for strømmen til og fra økonomien slik som ferskvannsbbruk og utslipp av forurenset vann, utslipp av nitrater og fosfater, utslipp til luft, og avfall. SEEA CF inkluderer også regnskap for aktiviteter som kan redusere negativ påvirkning på miljø slik som tall på omfanget av bruken av økonomiske virkemidler. Dersom økosystemregnskapsenheten samsvarer med enheten for dataene i SEEA CF, kan SEEA EA og SEEA CF informasjon sees i sammenheng slik som beskrives i kapittel 13 av SEEA EA manualen.

7.1.1. Utvidet kryssløpstabell²⁴

Kryssløpstabellen i nasjonalregnskapet brukes til å beregne BNP og relaterte indikatorer. En kryssløpstabell viser sammenhengene mellom økonomiske enheter (husholdninger, næringer og det offentlige) for strømmen av varer og tjenester. Alle varer og tjenester blir regnskapsført som levert av en økonomisk enhet og blir deretter regnskapsført enten til sluttforbruk, produktinnsats,

²⁴ Merk at utvidet kryssløpstabell er det som benevnes som en «environmentally-extended input output tabeller (EE-IOT) som ikke representerer en utvidelse av nasjonalregnskapets produksjonsgrense og dermed ikke kobler økosystemer og økonomi, men kan legge inn økosystemtjenester i en EE-IOT dersom ønsket. For SEEA EE-IOT for CO2 utslipp, se https://unece.org/fileadmin/DAM/stats/documents/ece/ces/ge.33/2018/mtg1/S10_1_input_output.pdf

investering (kapitaldannelse) eller eksport. Gjennom kryssløpstabellen kan en følge verdikjedene i økonomien gjennom at den viser tall for produksjon, produktinnsats, og hvordan disse kan trekkes fra for å beregne hver økonomisk enhet sin inntekt fra produksjonen av varer og tjenester.

Kryssløpstabellen krever at tilbud er lik etterspørsel, noe som sikrer at de tre ulike målene på BNP er internt konsistente.²⁵ Varene og tjenestene som er inkludert i en standard kryssløpstabell i nasjonalregnskapet ligger innenfor nasjonalregnskapets produksjonsgrense. Inkludering av økosystemtjenester vil medføre en utvidelse av nasjonalregnskapets produksjonsgrense. Ved en slik utvidelse er det viktig å sikre at en unngår dobbelttelling.

For å utvide nasjonalregnskapets standard kryssløpstabell for å inkludere økosystemtjenester må en legge til en rad for hver økosystemtjeneste. En må da klart og tydelig skille ut de varene og tjenestene som allerede ligger i standard kryssløpstabell. For de varene som bruker økosystemtjenester som produktinnsats, skal økosystemtjenesten regnskapsføres som produktinnsats for den som bruker økosystemtjenesten. For eksempel er forsyningstjenesten tømmer produktinnsats for firmaer som driver skognæring.

For økosystemtjenester som bidrar til nytteverdi som ikke allerede er regnskapsført i nasjonalregnskapet er det tilstrekkelig å bokføre forsyningen og bruken av økosystemtjenesten i ulike sektorer og næringer.

Det er mulig å lage en kryssløpstabell som også inkluderer mellomliggende økosystemtjenester av betydning. For eksempel kan en legge til en rad for pollinering for å synliggjøre denne økosystemtjenestens bidrag til produksjon av biomasse som inngår i forsynende økosystemtjenester. Det må da vises at den mellomliggende økosystemtjenesten er en innsatsfaktor til produksjonen i en økosystemenhet og ikke til en økonomisk enhet.

Videre må en utvide standard nasjonalregnskapets kryssløpstabell med kolonner for de økosystemenhetene som produserer de inkluderte økosystemtjenestene. Kolonner for økosystemenheter gruppert etter økosystemtype blir dermed produksjonseenheter på linje med landbruk, industri osv. For hvor stort område en ønsker å aggregere opp over for økosystemenheter, kommer an på formålet med regnskapet og hva som er økosystemregnskapsområdet.

Tabell 7.1 Forenklet utvidet kryssløpstabell

	Økonomiske enheter (næringsliv, husholdninger, m.m.)	Økosystemtyper (skog, kyst, m.m.)	Total
Tilbud/forsyning			
Varer og tjenester			
Økosystemtjenester			
Total tilbud/forsyning			
Bruk			
Varer og tjenester			
Økosystemtjenester			
Total bruk			

²⁵ De tre BNP- målene er: utgiftstilnærmingen, inntektstilnærmingen og produksjonstilnærmingen. Disse tre målene skal i teorien gi samme verdi for BNP, men i praksis vil det være noe avvik mellom de tre målene på grunn av avvik i statistikken, ulike datakilder, og (måle)tidspunkt.

Et eksempel på hvordan en utvidet kryssløpstabell kan se ut for skogprodukter er vist i kapittel 11 i appendiks 11.1, tabell 11.4.

Kapittel 11, tabell 11.1 viser et eksempel på en utvidet kryssløpstabell. Denne blir fullstendig dersom en innarbeider standard bruttoprodukt tall for næringer og økosystemenheter. Dersom økosystemtjenester er innsatsfaktorer til nasjonalregnskapets nytteverdier vil dette gjøre at en får skilt ut driftsresultat fra næringen og isteden vist det som driftsresultat til økosystemenheten.

Merk at utvidet kryssløpstabell ikke er det samme som «environmentally-extended input output tables EE-IOT» som ikke representerer en utvidelse av SNAs «production boundary» og dermed ikke fører til at en kobler økosystemer og økonomi. En kan legge inn økosystemtjenester i en EE-IOT dersom ønsket. EE-IOT brukes blant annet i tilknytning til regnskap for klimagassutslipp.

7.1.2. Utvidet kapitalregnskap

Økosystemregnskapsdata kan også brukes til å utvide de økonomiske regnskapene i nasjonalregnskapet ved å lage et utvidet kapitalregnskap som tillater sammenligning og integrering av kapitalbalanseregnskapene. En slik utvidelse muliggjør sammenligning og integrasjon mellom regnskapene for kapitalverdien av økosystemenheter med verdien av produsert kapital, finanskapital og annen kapital.

Utviklingen av utvidede kapitalregnskap er i tråd med utviklingen av nasjonalformueregnskap som Verdensbanken og FNs miljøprogram har vært pådrivere for. Generelt har det vært et ønske om å inkludere flere økosystemtjenester i naturkapitalregnskap enn de som allerede ligger i nasjonalregnskapet og som inngår i kategorien naturressurser. Dersom nasjonalformueregnskap bruker bytteverdi i verdsettingen, kan slik verdsatt kapital inkluderes i SEEA EAs utvidede kapitalbalanseregnskap. Merk at formueregnskap i visse tilfeller bruker verdsettingsmetoder som ikke er kompatible med nasjonalregnskapet, og formue verdsatt med slike metoder kan ikke inkluderes i SEEA EAs kapitalregnskap. Hvordan en skal lage en kapitalbalanse regnskap for hver økosystemenhet og type er beskrevet i kapittel 6 i denne rapporten og i mer detalj i SEEA EA manualen (kapittel 10). En del økosystemkapital ligger allerede inne i nasjonalregnskapet og det er viktig å unngå dobbelttelling når kapitalbalanseregnskapet skal utvides til å inkludere økosystemkapital.

I henhold til regnskapsstandarden for nasjonalregnskapet er det allerede mulig å inkludere verdien av naturressurskapital og deler av verdien av land. Det er flere måter en kan inkludere og presentere økosystemkapital i kapitalregnskapet. Til tross for dette er det i dag ikke vanlig å føre slike kapitalregnskaper regelmessig.

SEEA EA manualen beskriver en tilnærming der en først skiller ut miljøkapital fra produsert kapital, fra annen ikke-produsert kapital og fra finansielle forpliktelser. Etter å ha skilt ut miljøkapital må en deretter skille mellom 1) økosystemkapitalverdi knyttet til hver av økosystemtypene i hoved økosystemene og 2) annen miljøkapital inkludert land, fornybar energi, andre kultiverte biologiske ressurser, vannressurser, mineral- og energiressurser og det atmosfæriske systemet.

Økosystemkapitalverdiene vil samsvare med verdiene som er inkludert i tabell 6.1 i kapittel 6 (tabell 10.1 i SEEA EA manualen). Verdien av annen miljøkapital vil samsvare med verdiene i nasjonalregnskapet når en tar med regnskapsføringen i SEEA CF kapittel 5. Merk at det kan være noen verdier av miljøkapital som ligger utenfor verdsettingen i både nasjonalregnskapet og SEEA CF slik som verdier knyttet til fornybar energi. Slike verdier bør bokføres under annen miljøkapital.

For hver hoved økosystemtype skal en bokføre summen av de monetære verdiene i økosystemkapitalregnskapet. Basert på nasjonalregnskapet vil verdien av annen miljøkapital og økosystemkapital noen ganger overlappe. For eksempel vil verdien av dyrket mark inkludere en øko-

systemkapitalverdi. Det er mest naturlig å utlede et utvidet kapitalregnskap for en nasjons økonomiske sone, men en kan også tenke seg at dette kan utvikles for andre geografiske avgrensinger, for eksempel ved å inkludere større havområder.

I SNA og i SEEA CF begrenser en seg til å verdsette goder som har en økonomisk eier. «En eier er definert som en institusjonell enhet som har rett til all nytteverdi forbundet med bruk av en kapitalverdi som kilde til økonomisk aktivitet og som tar på seg tilknyttet risiko. I SNA er også en kapitalenhet definert som en ansamling av verdi som gir en nytteverdi eller en rekke nytteverdier som tilkommer den økonomiske eieren som har rett til å bruke kapitalenheten over en tidsperiode» (oversatt fra SEEA EA manualen, para 11.26 som igjen siterer SEEA CF manualen para 5.32).

Det som i praksis regnes som nytteverdier i nasjonalregnskapet er:

- Driftsoverskudd ved salg av naturressurser eller kultiverte biologiske ressurser
- Leieinntekter fra tillatelser til bruk eller utvinning av miljøressurser
- Nettoinntekter (fratrasket transaksjonskostnader) ved salg av miljøkapital (for eksempel land)

I økosystemregnskap tar man inn flere nytteverdier enn det som er med i nasjonalregnskapet. Ved å inkludere disse verdiene i nasjonalregnskapet vil de totale verdiene i regnskapet øke, selv om dette ikke betyr at en da har fått regnet med alle aspekter av verdi eller formue. Kapittel 11 i SEEA EA beskriver hvordan en skal forholde seg til flere typer kapital som regnes med i nasjonalregnskapskapital, med tanke på å også inkludere økosystemkapital. I praksis er det få land som fører kapitalregnskap over ikke-produsert kapital i nasjonalregnskapet, så manualen diskutere inkludering av økosystemkapital med utgangspunkt i den veiledningen som gis i SEEA CF. SEEA EA manualen tar for seg: biologiske ressurser, mineral- og energiresurser, fornybar energi, ferskvanns ressurser, land, atmosfæren og havområder utenfor lands økonomiske sone (high seas), og tillatelser og lisenser.

7.1.3. Regnskap for utvalgte ressurser på tvers av regnskapsrammeverkene

Biologiske ressurser som ikke er kultiverte er del av både økosystemregnskapet og nasjonalregnskapets ikke-produserte kapital. Nettonåverdi av økosystemtjenester som tømmer og fisk er del av økosystemkapitalverdien av de økosystemene der disse produseres. Kultiverte biologiske ressurser slik som årlige avlinger, plantasjer, slaktedyr, produksjonsdyr og akvakultur blir betraktet som produsert kapital og er definert innenfor SEEA CF som miljøkapital.

I nasjonalregnskapet vil kun verdien av de kultiverte ressursene som finnes i slutten av hver regnskapsperiode bli regnet med, frakoblet fra det arealet hvor de ble produsert. Disse verdiene kan legges inn som annen miljøkapital i utvidede kapitalregnskap og legges inn separat fra økosystemkapitalverdien av økosystemenheten som bidro til produksjonen av disse økosystemtjenestene. Økosystemkapitalverdien av økosystemenheten vil bestemmes av NNV av de økosystemtjenestene som produseres av økosystemenheten.²⁶

Mineralressurser og energiresurser er ikke regnet som økosystemkapital. Selv om torv ikke er fornybart og kan brukes til energiformål, skal det regnes som del av økosystemkapitalen, på grunn av den økologiske betydningen av myr og områder med torv.

Energi fra fornybare ressurser er del av verdien av lokalitet og er derfor en del av verdien av arealer (provision of space). Det anbefales at det føres separate kapitalregnskap der en beregner nåverdien av framtidig strøm av fornybar energi.

²⁶ For mer detaljer rundt regnskapsføring av skogplantasjer se avsnitt 11.34 i SEEA EA manualen.

For ferskvann inkluderer nasjonalregnskapet verdien av det i den grad ferskvannsressursen er så knapp at dette fører til håndhevelse og eierskap av retten til å bruke ferskvannet. Denne verdien av ferskvann skal regnskapsføres separat fra verdien av økosystemtjenestene fra ferskvann. Verdien av forsyning av ferskvann er abiotisk, og den skal derfor bokføres under «andre miljøressurser» som vannressurs. Regnskapsverdien av vannressurser er begrenset til verdien som innsatsfaktor i økonomisk produksjon og til menneskelig forbruk. SEEA EA påpeker at å måle verdien av vann er utfordrende og det kreves videre arbeid for å få samsvar mellom metodene som brukes i nasjonalregnskapet, SEEA CF og SEEA EA.

Landressurser gir det som kalles «provision of space», eller forsyning plass. Arealer gir plass til lokasjoner for økonomisk aktivitet og annen aktivitet. Plass er en fundamental innsatsfaktor i mye økonomisk aktivitet og har en betydelig verdi i mange lokaliteter. Forsyning av areal/plass er ikke regnet som en økosystemtjeneste og er dermed ikke en del av økosystemkapitalregnskapet. For mange lokaliteter vil verdien av et stykke areal i seg selv være høyere enn nåverdien av summen av alle økosystemtjenestene som blir produsert på dette arealet. Dette gjelder spesielt i urbane områder og i landbruksområder. I urbane områder har den økonomiske verdien av forsyning av areal/plass mye større økonomisk verdi enn verdien av økosystemtjenestene som arealet produserer, mens denne forskjellen er mindre for landbruksarealer. På den andre siden vil økosystemet som helhet, der et mindre areal er plassert, kunne ha mye større verdi enn den samlede verdien av økonomisk aktivitet innenfor økosystemets grenser. For eksempel kan verdien av å holde tilbake overflatevann og bidra til å redusere flomtopper ha svært stor verdi til tross for at det ikke er inkludert i nasjonalregnskapet. Videre for land arealer som er eid av staten og som er tilgjengelige for alle vil nasjonalregnskapet ikke regne med noen verdi, mens SEEA EA vil kunne inkludere en regnskapsverdi for slike arealer.

Siden kapitalverdien av areal/plass ikke er det samme som kapitalverdien av økosystemet, bør disse to kapitalverdiene bokføres separat. Verdien av plass/areal skal inngå under «andre miljøressurser» mens økosystemkapitalverdien som er basert på økosystemtjenestene fra landarealet skal tilskrives økosystemet og fordeles mellom de ulike økosystemtypene.

Økosystemregnskap inkluderer ikke atmosfæren, og internasjonalt farvann er utenfor produksjonsgrensen til en nasjon og er dermed også utenfor økosystemregnskapet. En nasjonalregnskapsverdi som kan knyttes til atmosfæren er radiospekteret. Fiskebestander i internasjonalt farvann som tilsvarer nasjonalregnskapets kriterier (rettigheter til å fiske) kan inkluderes også som verdi som tilhører det marine økosystemet i det utvidede kapitalregnskapet. Dersom en inkluderer verdier knyttet til atmosfæren og internasjonalt farvann bidrar dette til å synliggjøre betydningen av disse økosystemene slik som betydningen av ozonlaget og rollen marine økosystemer har i global klimaregulering.

I nasjonalregnskapet bokføres verdien av tillatelser og lisenser separat fra verdien av den underliggende ressursen. Ved å regnskapsføre denne verdien separat fra verdien av den underliggende ressursen, reduserer en den verdien naturressursen blir regnskapsført med. I et utvidet kapitalregnskap inkluderes verdien av tillatelser og lisenser som en del av miljøkapitalen og der det er aktuelt, kan en angi hvor stor del av naturressursverdien som er verdien av tillatelser til bruk av naturressursen.

Verdsetting av naturkapital i nasjonalregnskapet

Den internasjonale standarden for nasjonalregnskapet, 2008 System of national accounts (2008 SNA), er for tiden under revisjon. Blant endringene som foreslås er at verdien av naturkapital som formuesobjekt og uttak av naturkapitalen skal få en mer fremtredende rolle. Et sentralt forslag innebærer at uttak av ikke-fornybare naturressurser regnes som en produksjonskostnad på linje med kapitalslit på produsert kapital. Det samme gjelder for bruk av fornybare naturressurser hvis uttaket er høyere enn den naturlige tilveksten, slik at tilgjengeligheten til ressursen reduseres på lengere sikt. Verdien av uttaket (depletion på engelsk) skal dermed trekkes fra i beregningen av størrelser som netto nasjonalprodukt og nasjonalinntekt. Videre innebærer forslaget at det ved publisering og omtale av nasjonalregnskap skal legges større vekt på nettonasjonalprodukt (NNP), der kapitalslit og uttak av natur er trukket fra brutto nasjonalprodukt (BNP).

Forslagene til behandling av naturressurser i SNA-oppdateringen er i stor grad basert på retningslinjene i SEEA CF. Det er verdt å merke seg at omfanget er begrenset til en markedsøkonomisk verdsetting av naturkapital som nyttes for energiproduksjon eller hentes ut til en salgsverdi. Det innebærer ikke en form for verdsetting av økosystemtjenester eller av naturen i seg selv (se også avsnitt 6.1 i denne rapporten).

Det er verdt å merke seg at forslagene har vært gjenstand for en del debatt, med protester fra mange land, deriblant Norge. Motstanden er ikke knyttet til at man ikke ønsker at denne typen beregninger utføres, tvert imot kan en bedre oversikt over verdien av naturkapital være nyttig i mange analytiske sammenhenger. Protestene bunner heller i en tvil om hvorvidt det vil være hensiktsmessig å utføre og publisere slike beregninger som del av en løpende publiserings- og revisjonssyklus av nasjonalregnskapet, noe som vil være nødvendig hvis hovedfokus ved publisering skal skifte fra BNP til NNP. Beregningene av nåverdi av formuen påvirkes av valg av diskonteringsrenten og forventninger om fremtidens priser av dagens priser, noe som kan innebære store revisjoner i formuesverdi fra en periode til en annen. Det kan være en vesentlig ulempe for viktige bruksområder av nasjonalregnskapet. Et annet moment som blir reist er hvorvidt det er konseptuelt rimelig korrekt å karakterisere naturkapital som produksjonskapital. Forslagene skal opp til debatt og godkjenning i FNs statistiske kommisjonen i månedsskiftet februar-mars 2024, mens planen er at revidert SNA skal godkjennes året etter.

Det er imidlertid relativt få land i verden som har gjennomført denne type beregninger foreløpig. OECD har derfor opprettet en uformell Expert Group on Natural Capital (EG NC) med mandat å utvikle metodisk veiledning som er praktisk, robust og gir internasjonalt sammenlignbare estimater på markedsverdien av ulike typer naturkapital. Det gjelder både verdien av beholdningen på et gitt tidspunkt, og endringene fra en periode til neste. Målet er internasjonale anbefalinger lagt frem i form av en håndbok, planlagt publisert av OECD i februar 2025, samtidig med den reviderte utgaven av SNA.

EG NC skal utarbeide veiledning for verdsetting av både fornybare og ikke-fornybare naturressurser. I denne boksen er fokuset på de foreløpige resultatene for biologiske ressurser som skog og fisk, samt fornybar energi.

Den viktigste verdsettingsmetoden for naturressurser er netto nåverdi av forventet fremtidig ressursrente. Anslagene på denne bør bygge på fysiske data om ressursen. Det må gjøres forutsetninger om inntekter og kostnader i fremtiden, avkastningsrate og rentesats til bruk i nåverdiberegningene, som diskuteres i EG NC. I noen tilfeller kan det også være mulig å basere verdsetting direkte på transaksjoner relatert til ressursen, som salg av skogeiendommer, stående tømmer, fiskekvoter og lignende i velfungerende markeder.

Skog

Når det gjelder skog ønsker man å skille mellom verdien av stående tømmer og verdien på selve grunnen. Utgangspunktet er fysiske data om disse størrelsene. Det er to hovedtyper av verdsettingsmetoder, transaksjonsverdi og netto nåverdi av forventede fremtidige inntekter. Transaksjonsverdimetodene bruker en pris utledet fra observerte transaksjoner av en eiendel. Det kan være hele skogeiendommer, stående tømmer eller barmark. For stående tømmer kan man bruke tømmerprisen på bestandene eller strømmene, enten gjennomsnittlig for hele hugsten eller klassifisert etter ulike tømmerkategorier når det gjelder art og alder eller diameter.

Nåverdien av forventet fremtidig ressursrente kan brukes til å beregne en verdi på skogeiendommene. Ved å trekke fra et anslag på verdien av stående tømmer (for eksempel basert på stubbprisen) kan man så beregne verdien på skogbevokst mark.

Fisk

Verdien av fiskeriressursene bør baseres på fysiske data om bestand og naturlig vekst. Det er fiskebestandene som er innenfor et lands økonomiske sone som verdsettes, i tillegg til eventuelle bestander utenfor sonen som landet har rettigheter til å fiske på. Bestanden kan verdsettes basert på nåverdien av fremtidig ressursrenten, som bygger på informasjon fra nasjonalregnskapet etter restverdimetoden. Hvis det er årlige betalinger for konsesjonen under markedsmessige betingelser kan disse også brukes som et anslag på ressursrenten. Hvis det er langsiktige kvoter som omsettes i et marked kan det også brukes til å verdsette bestanden direkte.

For fiskeressurser som ikke forvaltes bærekraftig kan det være vanskelig å lage anslag på fremtidig ressursrente. Forskjellige scenarier kan tenkes, slik som: fortsettelse av dagens fangst fører til kollaps av fisket om X år; fangstnivåer som gradvis reduserer overtid inntil en lavere likevekt er nådd; en gjenoppretting av fisket etter flere år med lavere fangst. Disse scenariene kan deretter brukes i nåverdimetoden for å estimere verdi av bestanden og hvordan den endres over tid.

Fornybar energi

I SNA oppdateringen foreslås det å skille mellom vindenergi, solenergi, vannenergi, geotermisk energi og andre fornybare ressurser. Bare energi som er utbygd eller der det finnes konkrete planer om utbygging skal verdsettes. To verdsettingsmetoder er diskutert. Nåverdi av fremtidig ressursrente er hovedalternativet, men i situasjoner der subsidier fortsatt er betydelige og markedet sannsynligvis fortsatt er langt fra langsiktig likevekt kan man vurdere erstatningskostnadsmetoden. Et eksempel vil være å estimere verdien av for eksempel en vindressurs basert på kostnadene ved å importere samme mengde elektrisitet fra et nærliggende område.

7.1.4. Eierskap og fordeling av forringelse og forbedring av økosystemer

I økosystemregnskap er det ikke noe krav om eierskap av økosystemene for at de skal ligge innen produksjonsgrensen. Økosystemene sees på som egne økologiske enheter. Det at regnskapet er nøytralt når det gjelder eierskap muliggjør at økosystemregnskap kan gi beslutningstøtte i flere sammenhenger. SEEA CF stiller heller ikke krav om eierskap til ressursen for at en naturressurs skal kunne regnes med i regnskapet—men stiller heller krav relatert til ressursens biofysiske miljø og at ressursen potensielt kan levere nytteverdier gjennom menneskelig inngrep.

Dersom en skal koble økosystemregnskapet på nasjonalregnskapet må en bruke en riktig tilnærming for å koble økosystemregnskapet opp mot økonomiske enheter. Dette må gjøres for inntekt, inntektsfordeling, kapital- og finansregnskap i nasjonalregnskapet som alle er strukturert etter institusjonelle sektorer og undersektorer inkludert næringer, husholdninger, og det offentlige. Integrering med disse regnskapene, som også utleder mål på inntekt og sparing som er justert for økosystemforringelse, krever at økosystemenheter blir tilknyttet en institusjonell sektor.

Nasjonalregnskapet skiller mellom økonomisk og rettslig/juridisk eierskap. En rettslig eier har rett etter loven til eierskapet, mens en økonomisk eier har rett til nytteverdiene som oppstår fra bruken av enheten i forbindelse med økonomisk aktivitet. Økonomisk eieren må også bære risikoen forbundet med dette. Mesteparten av all produsert og ikke-produsert kapital innenfor en nasjons grense er tilskrevet en nasjonal eier. Dersom det er utenlandske eiere tilskrives kapitalen en fiktiv eier. Dette gjør det mulig å holde regnskap over import og eksport av økosystemtjenester og også sikre at all kapital i kapitalregnskapet er tilskrevet en eier. Ofte er den rettslige/juridiske og den økonomiske eieren den samme enheten, men dette gjelder ikke for mange offentlige goder slik som offentlige veier, nasjonalparker og naturressurser, situasjoner der det er leasing, eller kapitalverdier finansiert av private initiativer (11.54).²⁷

Basert på nasjonalregnskapsprinsipper anbefaler SEEA EA at eierskap til økosystemenheter deles opp basert på de ulike brukerne av økosystemtjenestene. Dersom en økosystemenhet forsyner

²⁷ I slike omstendigheter gjelder «The Framework of Effective Land Administration».

nytteverdier som er inkludert i nasjonalregnskapet vil disse verdiene tilskrives den som bruker økosystemtjenestene. Vanligvis er dette rettslige og økonomiske eiere av økosystemenheten. For de økosystemtjenestene som gir nytteverdier som ikke inngår i nasjonalregnskapet tilskrives eierskapet en «ecosystem trustee» som kan oversettes til en økosystemforvalter som fungerer på samme måte som institusjonelle enheter—merk at en økosystemforvalter er ikke det samme som økosystemet. Dersom et økosystem ikke gir økosystemtjenester med nytteverdier som inngår i nasjonalregnskapet vil all nytteverdi tilskrives økosystemforvalteren.

Når eierskap er tilskrevet, kan økosystemforringelse og økosystemforbedring (restaurering) også tilskrives den økonomiske enheten som eier en økosystemenhet. I SEEA generelt, brukes en kostnadstilnærming hvor naturforringelse blir en kapitalkostnad som tilskrives eieren av økosystemenheten. En utfordring med dette er at det ikke alltid er eieren av økosystemenheten som er ansvarlig for den aktuelle naturforringelsen, men dette diskuteres videre i kapittel 12 av SEEA EA manualen.

Det helhetlige nasjonalregnskapet viser koblingene mellom inntekter, investeringer og kapitalbeholdninger. I nasjonalregnskapet tilskrives kapitalslit til økonomiske aktiviteter og institusjonelle sektorer som en kostnad som trekkes fra inntekten. I økosystemregnskap vil en tilskrive økosystemforringelse som en kostnad som trekkes fra inntekten for institusjonelle sektorer. Et utvidet nasjonalregnskap vil inkludere de relevante regnskapspostene for å kunne utlede et mål på bruttoprodukt, nasjonalprodukt, nasjonalinntekt, og formuesverdi (net worth) justert for økosystemforringelse. SEEA EA manualen viser i tabell 11.3 et eksempel på hvordan en kan utlede nasjonalregnskapstall for økosystemforringelse. Eksemplet er enkelt og inneholder en vare (hvete) og to økosystemtjenester (forsyning av avlinger og forsyning av rekreasjonstjenester).

7.2. Utfordringer, ressursbehov og forvaltningsnytte

Institusjonelle forhold vil påvirke hva ressursrenten er. Dette skyldes at nasjonalregnskap og økosystemregnskap fører regnskap over hva som er og ikke hva som «burde» være. Institusjonelle forhold kan være slik at ressursrenten blir lav, for eksempel på grunn av store kostnader for staten gjennom subsidier, på grunn av markedsforhold som gir lave salgspriser, eller på grunn av manglende regulering av adgang til å høste ressursen. Det er mangel på data over fysiske økosystemtjenester. Så langt har de økosystemkapitalregnskapene som finnes i Norge i form av beregning av nettonåverdi av ressursrenten fra naturressursnæringer kun regnet på en og en økosystemtjeneste slik som biomasse fra tømmer eller fisk, noe som samsvarer godt med SEEA CF regnskapet, mens en i økosystemkapitalregnskap summerer opp over alle økosystemtjenestene en får fra et økosystem. For eksempel vil en fra skog få flere økosystemtjenester enn tømmer, slik som rekreasjonsverdier og karbonlagring. Det er en mangel på verdiestimer for økosystemtjenester. For forsynende tjenester finnes det markedspriser, men det kan være utfordrende å få gode anslag på kostnadene forbundet med å få økosystemtjenesten til markedet, dvs. innhøstningskostnader. Det er også mange økosystemtjenester der en ikke har markedspris og for disse vil må en utlede slike for at de skal kunne inkluderes i kapitalregnskapet, eventuelt kan disse inkluderes gjennom andre tilnærminger som beskrevet i kapittel 8 i denne rapporten.

Mange økosystemtjenester samproduseres eller er avhengig av en rekke mellomliggende økosystemtjenester fra økosystemenheten eller andre økosystemenheter. Økosystemmodellering er en av tilnærmingerne som brukes i slike tilfeller.

En viktig utfordring er å kommunisere hva økosystemkapitalregnskap er og hva det ikke er slik at tallene ikke blir misbrukt eller feiltolket, jfr. NCAVES og MAIA (2022), avsnitt 6.5.

Ressursbehov

Utvikling av økosystemkapitalregnskap er et arbeid som vil måtte gå over flere år, og må følge forskningen på feltet. Mange av utfordringene som er nevnt over vil det nok også bli utviklet løsninger på i det videre forskningsarbeidet på SEEA EA. Noen av utfordringene kan også bli løst i forbindelse med arbeidet med «Beyond GDP» og det internasjonale arbeidet med revidering av nasjonalregnskapsrammeverket der det legges større vekt på regnskaper for en rekke typer naturkapital.

Forvaltningsnytte

Forvaltningsnytte av å utvide *kryssløpstabellen* for økosystemtjenester er muligheten til å synliggjøre verdien av økosystemtjenester for produksjon og bruttoprodukt for ulike sektorer og næringer og for samfunnet som helhet. Dette gjør det mulig med estimering av andelen av verdiskapingen i økonomien som er avhengig av økosystemtjenester, noe som har vært brukt til å synliggjøre naturrisiko (Pelle et al. 2022). OECD foreslår at SEEA EA kan brukes til å måle naturrisiko (OECD 2021). En kan også bruke en slik kryssløpstabell til å få oversikt over hvem som er hovedbruker av de ulike økosystemtjenestene og si noe om de relative bidraget av økosystemtjenester til husholdninger og offentlig sektors konsum (SEEA EA, avsnitt, 11.8). Kryssløpstabellen kan videre vise hvordan økosystemtjenester er innsatsfaktor i ulike verdikjeder og gi bedre kunnskap om næringer som er avhengig av økosystemtjenester. En utvidet kryssløpstabell kan også muliggjøre at data for økosystemtjenester blir inkludert i modellverktøy som bruker kryssløpstabeller som en primær data kilde slik som for eksempel i input-output modeller og CGE (computable general equilibrium) modeller.

Å utvide *kapitalbalanseregnskapet* til å inkludere økosystemkapital kan være nyttig for å se hvordan nasjonalformuen er sammensatt, identifisere ubalanse mellom ulike kapitalformer, for å analysere produktivitet og for å vurdere avkasting på investering. Selv om, en fullstendig ubalanse mellom kapitalformer kan være mulig på avgrensede områder, slik som for eksempel øystaten Nauru i Stillehavet som omdannet all sin økosystemkapital til finansiell kapital (et fond) ved å eksportere fosfat (Gowdy og McDaniel, 1999), er dette noe som ikke ville være mulig for alle nasjoner å gjøre.

En utfordring med å presentere de ulike kapitalformene side ved side er at det kan gi inntrykk av at kapitalformene er substituerbare. Selv om prismekanismen i økonomien i teorien skal signalisere mangel på kritiske ressurser, har vi ingen garanti for at dette vil skje på grunn av usikkerhet om framtidig produksjon og hva slags samspill som finnes mellom ulike kapitalformer. Priser vil derfor i begrenset grad reflektere ubalanse mellom kapitalformene eller at kapitalform er i ferd med å bli uttømt.

Selv om det ikke er krav til eierskap av økosystemenheter, er det allikevel en forvaltningsnytte å koble økosystemregnskapsdata med data for økonomisk og rettslig eierskap. For eksempel kan en bruke matrikkeldata til å se sammenhenger mellom tilstand i økosystemer og de økonomiske enhetene som forvalter disse økosystemene. En kan også bruke matrikkeldata til å se forsyningen av økosystemtjenester i sammenheng med eierskap til de ulike økosystemenhetene.

Ved integrering av økosystemregnskap med nasjonalregnskapet er det viktig at en bruker riktige konvensjoner for forholdet mellom økosystemkapitalenheter og økonomiske enheter. Dette gjelder spesielt for de statistiske indikatorene for inntekt, inntektsfordeling, kapital- og finansregnskap som er strukturert etter institusjonelle sektorer og undersektorer inkludert næringer, husholdninger, og det offentlige. For å integreres med disse regnskapene og får å utlede mål på inntekt og sparing som er justert for naturforringelse må økosystemenheter bli tilknyttet en institusjonell sektor.

8. Andre verdsettingsmetoder utover nasjonalregnskapet

8.1. Hovedtrekk i SEEA EA kapittel 12

Kapittel 12 tar som utgangspunkt at bytteverdier, som utelater konsumentoverskudd, er nyttige for sammenstilling av økosystemregnskap med nasjonalregnskap og for å lage nasjonalregnskaps-indikatorer som innarbeider påvirkning på økosystemer og natur fra økonomisk aktivitet, slik som bruttonasjonalprodukt justert for naturforringelse. Kravet om å bruke bytteverdier har imidlertid noen konsekvenser.

- 1) De monetære verdianslagene i økosystemregnskapet kan ikke brukes i samfunnsøkonomisk analyse eller i analyser av politikk. Samfunnsøkonomi-faget tar utgangspunkt i total økonomisk verdi (se vedlegg B). For å anslå komponenter av total økonomisk verdi, har det over flere tiår blitt utviklet verdsettingsmetoder for betalingsvillighet der verdiestimatet inkluderer konsumentoverskudd. Estimer som inkluderer konsumentoverskudd refereres også til som velferdsestimer.
- 2) Bytteverdien er avhengig dagens forvaltningsregime og institusjonelle forhold, slik som eierforhold og markedsstruktur, som igjen bestemmer forsyning og bruk av økosystem-tjenesten. Bytteverdiene i økosystemregnskap kan ikke brukes til å analysere internalisering av eksterne effekter fordi dette innebærer endrede institusjonelle forhold.

Kapittel 12 beskriver hvordan SEEA EAs monetære regnskap kan relateres til eller støtte andre tilnærminger til og bruk av monetære verdiestimer.

Koblinger mellom økosystemregnskap og velferdsestimer

Nasjonalregnskapet måler ikke velferd, men er et mål på produksjonen i økonomien. I utviklingen av SEEA regnskapene har flere tilnærminger til verdsetting av ikke-prissatte effekter blitt vurdert, men kommet fram til at bytteverdier vil fungere best siden dette gjør at SEEA er kompatibelt med nasjonalregnskapsverdier. Velferdsestimer kan for eksempel brukes til å vise betalingsvillighet for en dag på ski i naturen eller fritidsfiske. Men en utfordring ved bruk av velferdsestimer er at de ikke skiller ut økosystemets bidrag til nytteverdien—noe som kan føre til dobbelttelling.

Samtidig anerkjennes det i kapittel 12 at det er nyttig å synliggjøre flere verdier enn bytteverdier. Dette kan gjøres gjennom brotabeller (se avsnitt 12.2.2 i SEEA EA manualen). SEEA EA manualen gir et eksempel i tabell 12.1 på en brotabell for et areal som produserer to økosystemtjenester i form av avling og rekreasjon. Her er rekreasjon en positiv eksternalitet fra kulturlandskapet. Samtidig må det understrekes at det på et nasjonalt nivå er svært vanskelig å bestemme velferdsverdien av all økosystemkapital, eller velferdsverdien av den totale forsyningen av økosystemtjenester, siden velferdsestimer framkommer fra studier av marginale endringer i forsyningen av økosystemtjenester.

Tabell 8.1 Eksempel på brotabell fra SEEA EA manualen

	Økosystem- tjeneste 1 Biomasse	Økosystem- tjeneste 2 Rekreasjon	Verdi i regnskaps- perioden	Kapitalverdi 5% diskonterings- rente, uendelig tidshorison
Regnskaps-verdi (bytteverdi)	10 (ressursrente)	5 (reisekostnad)	15	$15/0,05 = 300$
Konsument-overskudd: (betalingsvillig over bytteverdi)	0	20		
Velferdsverdi av bruk	10	25	35	$35/0,05 = 700$
Velferdsverdi ikke-bruk (for eksempel eksistensverdi, opsjonsverdi og arveverdi for et naturområde for folk som ikke bruker området)				300
Total velferdsverdi				$300 + 700 = 1000$

Kilde: Tabell 12.1 i SEEA EA manualen.

I Norge viser rapporten «Verdier i Oslofjorden» en brotabell som viser både bytteverdier, i form av markedspriser, ulike kostnadsanslag og velferdsverdier, målt i form av betalingsvillighet (Chen et al., 2019), se figur 8.1.

Figur 8.1 Eksempel på en brotabell som synliggjør ulike monetære verdianslag

Verdsettings- tilnærming	Interesser	Indre Oslofjord	Ytre Oslofjord	Omsetning Markedspris (mill. kr./år)	Tidsverdi (mill. kr./år)	Drifts- kostnad (mill. kr./år)	Kapital- kostnad (mill. kr./år)	Betalings- villighet (mill. kr./år)	Tiltaks- kostnad (mill. kr./år)	Betalings- villighet (mill. kr.)	Tiltaks- kostnad (mill. kr.)
Forsynende	Fiske	ja		25							
Regulerende	Karbonlagring tare, sjøgress	ubetydelig	ja	13							
Kunnskaps- og opplevelses- tjenester	Turisme	ja	ja	209							
	Bading & gåtur, substitusjonsverdi	ja	ja	10657							
	Bading, gåtur & båt, fritidsverdi	ja	ja		25718						
	Båttbruk	ja	ja			2595					
	Båt - fjord-tilgang	ja	ja				2104				
	Utsikt & strand-tilgang (boliger)	ja	ikke vurd.				1500				
	Fritidsfiske		ja					312			
Tiltaks- effekter	Vannkvalitet for friluftsliv	ja	ja					4350			
	Avløpsrensing	ja	ja						2730		
	Sedimentkvalitet for økosystemtj.	ja	ja							1279	
	Oljevern av strandsone	ikke vurd.	ja							1546	
	Sedimentopprydding	ja	ja								406

Kilde: Chen et al. (2019).

Siden noen verdier er compatible med økosystemregnskap og andre ikke, kan disse verdiene ikke nødvendigvis summeres opp. En brotabell er en måte å synliggjøre disse verdiene og samtidig vise hva slags type verdianslag det er.

Når det gjelder å fylle inn tall i brotabellen, kan en ofte kunne finne markedsverdier for forsynende økosystemtjenester selv om det kan være vanskelig å anslå nøyaktig produksjonskostnaden relatert til arbeid og kapital slik at en kan isolere verdien av selve økosystemtjenesten. For kunnskaps- og opplevelsestjenester er noen av verdiene i tabellen ikke regnskapskompatible for eksempel fordi det er betalingsvillighetstall eller tidsverdi. Ikke-bruksverdier for økosystemer kan være betydelige for mange økosystemer og kan settes inn i en brotabell slik som vist i figur 8.1.

Vurderinger av eksternaliteter, økosystem ulemper og helse

Miljøøkonomi tar utgangspunkt i miljørelaterte eksternaliteter²⁸ og vurderer hvordan disse kan internaliseres i økonomien, gjennom tilnærminger som verdsetting, prising og oppretting av nye markeder. Regnskapstilnærmingen fokuserer isteden på transaksjoner mellom enheter og fører derfor ikke direkte regnskap for eksternaliteter siden eksternaliteter er en konsekvens av andre aktiviteter, men ikke i seg selv en transaksjon som kan regnskapsføres. I nasjonalregnskap og økosystemregnskap føres det regnskap over strømmer av varer og tjenester og kapitalbeholdninger slik de observeres også i en verden der det er eksternaliteter. Håndtering av eksternaliteter, både positive og negative, er fokus i nytte-kostnadsanalyser hvor det brukes velferdsestimater for både konsumenter og produsenter og hvor en vurderer hvordan en beslutning påvirker den totale velferden til begge grupper. Det er sammenheng mellom bytteverdier som brukes i regnskap og velferdsv verdier som brukes i nyttekostnadsanalyse, men tallene er ikke like. Dette diskuteres i appendiks 12.1 i SEEA EA manualen.

Positive eksternaliteter kan inkluderes i brotabeller som kan være et tillegg til tabeller med kun bytteverdier. Tabell 8.1 og Figur 8.1 viser brotabeller som inkluderer positive eksternaliteter fra rekreasjon.

I den grad negative eksternaliteter ligger innenfor produksjonsgrensen vil effektene av de negative eksternalitetene være bakt inn i regnskapstallene. Det kreves derfor ekstraarbeid for å synliggjøre eksternalitetene. En kan også regnskapsføre endringer i økosystemtilstand og strømmen av økosystemtjenester for individuelle økosystemheter som kan indikere at økosystemet er påvirket av eksternaliteter. For eksempel, dersom vannkvaliteten og fiskefangsten faller over tid kan dette indikere at økosystemet er påvirket av negative eksternaliteter. Videre vil negative eksternaliteter gi endringer i inntektstrømmer i regnskapet for påvirket økonomisk aktør. Regnskapet vil også bake inn tall for kostnader og effekter av tiltak for å redusere den negative eksternaliteten. Men regnskapet vil ikke gi informasjon om årsaken til endringer i regnskapstall som følge av negative eksternaliteter og regnskapet vil heller ikke gi tall for hva som kunne ha vært utkommet dersom eksternaliteten ble redusert eller økt. Men regnskapet kan brukes som nullscenario i analyser av hva som kunne være effekten av økninger eller reduksjoner av eksternaliteten.

Økosystemer kan også gi økosystemulempes slik som pollenallergi, hjortelus og flått. Økosystemulempes kan behandles på samme måte som negative eksternaliteter i regnskapssammenheng, selv om eksternaliteter forårsakes av økonomiske enheter, mens økosystemulempes produseres av økosystemer, og selv om det kan være en sammenheng mellom den negative eksternaliteten (klimagassutslipp) og økosystemulempen (mer flått som følge av varmere temperaturer). Kapittel 12 viser hvordan kryssløpstabeller kan se ut dersom en legger inn en økosystemulempes og en negativ eksternalitet.²⁹

Negative eksternaliteter og økosystemulempes har ofte konsekvenser for folkehelsen. Nasjonalregnskapet måler kun produksjon av helserelaterte goder og inkluderer ikke helserelaterte mål. Tall fra økosystemareal- og økosystemtilstandsregnskap sammen med biofysisk modellering som kreves for å måle mange økosystemtjenester kan brukes til å utlede helserelaterte måleindikatorer.

Alternative mål på inntekt, formue og forringelse

SEEA EA benytter økosystemtjenestekonseptet, kryssløpstabeller og økosystemkapitalregnskap til å utlede mål på naturforringelse. En tidligere versjon, SEEA 1993 anbefalte å måle naturforringelse

²⁸ Eksternaliteter oppstår når handlingene til et individ, firma eller et samfunn påvirker velferden til et annet individ, firma eller samfunn og den som er ansvarlig for handlingen ikke tar alle konsekvensene av handlingen (oversatt etter definisjonen av Markandya et al. 2011 angitt i SEEA EA manualen i avsnitt 12.14).

²⁹ Dessverre noen summeringsfeil i Tabell 12.3 i høyre kolonne.

ved hjelp av restaureringskostnader eller vedlikeholdskostnader, som er kostnadene som kreves for å restaurere miljøet tilbake til en på forhånd bestemt tilstand. Tanken bak dette, beskrevet i SEEA 2003, er at luft, vann og jord finnes i bestemte mengder og fokuset skulle rettes mot å beholde en viss kvalitet på disse verdiene. Denne tilnærmingen innebærer at dersom kvaliteten er god nok, er det ingen forringelseskostnader. Siden denne tilnærmingen ikke innebærer en strøm av goder fra natur til samfunnet gir denne tilnærmingen ikke noen begrunnelse for å utvide produksjonsgrensen til regnskapet slik at regnskapet kan inkludere strømmen av ikke-prissatte goder fra natur til samfunn. Restaureringskostnadstilnærmingen uttrykker ikke bidragene naturen gir til samfunnet og som bidrar til økt livskvalitet, men heller på å vise hva de direkte kostnadene for samfunnet er av å redusere økosystemtilstanden under akseptable grenseverdier. Videre finnes det ingen institusjonell mekanisme som setter restaureringskostnaden opp mot nytten av å redusere skadene som følge av endret miljøkvalitet. Dette resulterte i at SEEA 2003 beskrev både kostnadsbaserte tilnærminger og skadebaserte tilnærminger for å estimere pengeverdien av naturforringelse. De skadebaserte metodene beskrevet i SEEA 2003 har mye til felles med hvordan en måler velferdsverdier som brukt i måling av negative eksternaliteter og er derfor ikke diskutert videre her. I en miljøregnskaps-sammenheng, har en heller videreført diskusjonen av de kostnadsbaserte tilnærmingene.

I følge SEEA 2003 kan kostnaden relatert til naturforringelse enten være forebyggende – kostnader relatert til å unngå eller redusere, eller restaureringskostnader. I følge 2003, kap 10, kan i noen tilfeller slike kostnader allerede ha blitt betalt, noe som betyr at naturforringelsen har blitt redusert og kostnadene er regnskapsført. Disse kan da sees på som utgifter til miljøvern (environmental protection expenditures). SEEA CF kapittel 4 beskriver hvordan slike kostnader kan identifiseres og regnskapføres.

Derfor, om en skal sette pengeverdi på faktisk endring i miljøkvalitet må fokuset være på restaureringskostnader som er utgiftene knyttet til å tilbakeføre miljøet til en viss tilstand. Denne tilstanden kan være en tidligere (eller bærekraftig) tilstand eller tilstanden kan defineres basert på hva som er samfunnets mål, for eksempel uttrykt gjennom multilaterale miljøavtaler slik som naturavtalen. Denne tilnærmingen vil fange opp naturforringelse som ikke er inkludert i faktiske unngåelseskostnader og kostnader for å redusere naturforringelse.

Å måle restaureringskostnader kan være utfordrende av to grunner. For det første må en estimere hva framtidige kostnader vil være basert på gode antagelser om hva framtidige priser vil være og antagelser for hva som kreves i form av type og mengde innsatsfaktorer for restaureringen. En vil gjerne anta at en skal foreta restaureringen til lavest mulig kostnad og at kostnadene kan rettfærdig-gjøres/være påkrevet. Videre kan det være at restaureringen vil ta noe tid. I visse tilfeller må økonomiske aktører sette av midler til å restaurere naturområder som er forringet etter økonomisk aktivitet. Regnskapsføring av avsetninger til framtidige utgifter er et utviklingsområde for nasjonal-regnskap.

For det andre må en gjøre antagelser om hva som skal være den «riktige» miljøkvaliteten som man skal restaurere økosystemtilstanden til. For å kunne bestemme hva som er den riktige eller ønskede miljøkvaliteten burde en ideelt ha en god forståelse av nytteverdiene en får fra økosystemet, hva som er de relevante økologiske terskelverdiene og grenseverdiene, hva som er samfunnet ønskede økosystemtilstand, og hva som er relevante miljøregler, -standarter og -politikk som kan brukes som indikatorer på samfunnets preferanser for økosystemtilstand. I mange tilfeller kan økosystemer ikke restaureres til sin naturlige tilstand. Dersom man finner hva som er den samfunnets ønskede økosystemtilstand vil de estimerte restaureringskostnadene gjenspeile samfunnets betalingsvillighet for en viss miljøkvalitet.

En forenklet versjon kan være å måle hva det koster å opprettholde økosystemkvalitet over en regnskapsperiode, og det kan være at dette blir lettere forstått enn en scenarioanalyse.

Ellers kan pengeverdien av naturforringelse brukes til å foreta makroøkonomiske justeringer. Dette diskuteres av Vanoli (2017) som betegnet dette som ubetalte økonomiske kostnader. Dersom disse økonomiske kostnadene forblir ubetalt og må betales av framtidige generasjoner, kan en se på slike kostnader som «økonomiens økologiske gjeld». Dette konseptet er vanskelig å kombinere med en del av regnskapskonseptene i SEEA EA, slik som økosystemtjenester og betalingsvillighet, men denne tilnærmingen kan muligens brukes i tilfeller der en økosystemregnskapsenhet er vanskelig å definere slik som for internasjonale havområder og for atmosfære. Kervinio et al (2022) utforsker konseptet økologisk gjeld i forbindelse med SEEA EA.

Andre tema som kort diskuteres i kapittel 12 er forurensere betaler for framstilling av naturforringelse, defensive utgifter, alternative inntektsmål, alternative tilnærminger til å verdsette økosystemenheter, utvidet modellering/modellering av en grønnere økonomi. Til slutt tar kapittel 12 for seg naturkapitalvurderinger i næringslivet.

8.2. Utfordringer, ressursbehov og forvaltningsnytte

Det er en utfordring å finne, samle og systematisere velferdsverdier for alle økosystemtjenester slik at de blir lett tilgjengelig for bruk i regnskapssammenheng. Men det gjøres internasjonalt arbeid med å etablere databaser for verdsettingsestimater. Dette har det vært arbeidet med tidligere internasjonalt og det arbeides med det i Capitals Coalition³⁰. En mulig løsning er å lage en norsk eller nordisk verdidatabase. En utfordring er at det er et begrenset antall verdsettingsstudier fra Norge å ta av for å finne andre verdiestimater, som velferdsestimater, selv om det har vært en økning i antall studier over tid. Det kan også vurderes om en skal bedre skille ut negative eksternaliteter (forurensninger) fra produksjon i regnskapet for ulike økosystemregnskapsenheter, for eksempel et nedslagsfelt, slik at en får bedre synliggjøring og beslutningsgrunnlag. Dette vil bidra til at en får en bedre kobling mot indikatorer som måles i SEEA CF og i SEEA EA, fordi eksternalitetene inkluderes i regnskapet på en geografisk eksplisitt måte. Utfordringer ved dette kan være å fastslå hvor stor eksternaliteten er.³¹ Et siste punkt er at bytteverdier eller markedspriser ikke alltid reflekterer skyggeprisen av å bruke et knapt naturgode. Verdensbankens formuestilnærming bruker flere verdier, inkludert markedspriser, skyggepriser og velferdsverdier.

En vil trenge ressurser til å sette opp en verdidatabase over norske studier, kvalitetssikre disse og gjøre disse lett tilgjengelige, og en trenger ressurser til å innarbeide skyggepris- og velferdsestimattallene inn til verdensbanken for det norske formuesregnskapet.

Siden økosystemregnskap bruker bytteverdier for å være compatible med nasjonalregnskapet vil det være mange verdier som ikke blir synliggjort i regnskapet. Bruk av bytteverdi er ofte vanskelig å utlede for ikke prissatte goder, og de fleste verdiestimatene fra den miljøøkonomiske litteraturen er velferdsestimater. Velferdsestimattall kan inngå i Verdensbankens formuesregnskap og dermed bidra til å forbedre tallene som brukes for Norge. Å synliggjøre flere verdier gjennom bruk av brotabeller kan bidra til et mer helhetlig bilde av samfunnets verdsetting av natur og økosystemtjenester. Det kan også være av interesse å bedre synliggjøre negative eksternaliteter fra produksjon i regnskapet, slik som for eksempel vannforurensning og luftforurensning. Å koble produksjon og klimagassutslipp har vist seg svært nyttig. På nasjonalt nivå kan arbeid der en inkluderer velferdsverdier også bidra til synliggjøring på prosjektnivå. Forskjellen mellom bytteverdi og velferdsestimat kan være nyttig for forvaltning og politikk for synliggjøring av verdier, særlig fordi det angir eller gir en indikasjon på en ikke-realisert verdi for et valgt område. For eksempel vil et areal nær sjøen som er regulert til friluftslivsformål ha lav bytteverdi, men høy velferdsverdi, noe som indikerer at det kan

³⁰ <https://capitalscoalition.org/>

³¹ En metode for å løse dette kan å sette opp gode overvåkingsprogram over vann og luftkvalitet, eventuelt med selvrapportering fra produsent for forurensning som har sitt utspring fra mange kilder. Slik selvrapportering om påvirkning på økosystemer kan inngå som del av produsenters naturrisikorapportering som da videre kan regnskapsføres.

være en stor ikke-realisert verdi. Dersom området blir omregulert til bolig- eller hytteformål blir bytteverdien stor og denne bytteverdien kan realiseres i markedet. Situasjoner der det er stor forskjell mellom bytteverdi og velferdsestimat kan være et tegn på at det kan være nødvendig med politikktiltak. På prosjektnivå kan det basert på plandata og matrikkeldata være mulig å samle informasjon over den gevinsten en grunneiere har hatt ved omregulering av arealer til hytte- eller boligformål i et visst område. Dette kan da si noe om verdien av områdene som ikke har blitt omregulert, men som kan bli det i framtiden dersom det ikke besluttes at slik omregulering ikke vil være mulig. Til nyttekostnadsanalyser kan det være nyttig å benytte seg av økosystemregnskaps biofysiske regnskapsføringer av endringer i økosystemtilstand og endringer i strømmer i økosystemtjenester som følge av en aktivitet. Den biofysiske delen av økosystemregnskap kan derfor tilføre informasjon til nyttekostnadsanalysens nullscenario som videre kan brukes for å derivere mål på totalvelferd. Siden økosystemregnskap gir monetære verdier i form av bytteverdier, og ikke velferdsverdier, kan økosystemregnskapets monetære verdier ikke brukes direkte i nyttekostnadsanalyse for verdier som skal inkludere konsumentoverskudd.

9. Oppsummering

Hver av de tre hovedgruppene for økosystemtjenester ble oppsummert og gitt en foreløpig vurdering i kapittel 5. Det ble også gitt en status fra A til D, hvor A var det beste med tilgjengelig data for estimering av den monetære verdien av økosystemtjenesten, mens D var lavest med svært manglende datagrunnlag eller metoder. Oppsummert var det kun tre økosystemtjenester som fikk status A, 8 som fikk status B, 6 som fikk status C og 9 som fikk status D. Det er ulike årsaker til dette, hvor de enkelte økosystemtjenestene bør vurderes videre for mulig datagrunnlag for det biofysiske og monetære parallelt.

I kapittel 4 presenterte vi de verdsettingsmetodene som er compatible med nasjonalregnskapet og som anbefales av SEEA EA hvor metoden var rangert etter tilgjengelige data og metoder. I tabell 9.1 har vi inkludert en oppsummering av fordelingen av tilgjengelige metoder, for de tre hovedkategoriene av økosystemtjenester. Vi har oppsummert de metodene foreslått i avsnitt 5.1.7, 5.2.13 og 5.3.8 for hver økosystemtjeneste i Norge (f.eks. fem av de ti forsynende tjenestene kan måles med en metode på nivå 1, tre på nivå 2 osv.).

Tabell 9.1 Fordeling av økosystemtjenester på rangerte metoder

Rangering	Kategori av metode	Eksempel på metoder	Forsynende	Regulerende	Kulturelle
i	Metoder hvor prisen av en økosystemtjeneste er direkte observerbar	Direkte observerte verdier	50 %		
ii	Metoder hvor prisen for en økosystemtjeneste er hentet fra markeder for lignende varer og tjenester	Lignende markeder	30 %	10 %	
iii	Metoder hvor prisen for en økosystemtjeneste er innlemmet i en markedstransaksjon	Residualbestemt verdi; ressursrente; hedonisk prising; produktivitetsendring	10 %	20 %	20 %
iv	Metoder hvor prisen for en økosystemtjeneste er basert på kostnader/utgifter for relaterte varer og tjenester	Avvergende atferd; reisekostnad; Konsumentutgifter			40 %
v	Metoder hvor prisen for en økosystemtjeneste er basert på forventede utgifter eller markeder	Erstatningskostnad; unngått skadekostnader; simulert bytteverdi (SEV)	10 %	50 %	
N/A	Egnet metode ikke tilgjengelig			20 %	40 %
Sum			100 %	100 %	100 %

Som man kan se, finnes det metoder på nivå i, dvs. det beste nivået, for halvparten av forsynings-tjenestene. Resten av forsynings-tjenestene er fordelt på nivå ii, iii og v. For regulerings-tjenestene er halvparten av dem på nivå v, dvs. at de eneste tilgjengelige metodene er de minst foretrukne metodene. Én tjeneste har en metode i nivå ii, og to i nivå iii. To regulerende tjenester har ingen metode som er kompatibel med nasjonalregnskapet. For kulturelle tjenester har 40 % metoder i nivå iv, 40 % har ikke en metode som er kompatibel med nasjonalregnskapet, og 20 % har en metode i nivå iii.

Dette innebærer at verdsettingen av forsynende tjenester til en viss grad vil være mer nøyaktig og enklere å gjennomføre, siden markedspriser er tilgjengelige for mange av metodene. Dette er ikke tilfelle for regulerende og kulturelle tjenester, som både vil kreve mer tid og mer omfattende metoder for å finne bytteverdier.

Verdsetting av økosystemtjenester er i mange tilfeller krevende og ikke alle metoder er kompatible med nasjonalregnskapet. Derfor kan antall inkluderte økosystemtjenester være færre i monetære regnskapet enn i det fysiske. Det er viktig at slike avgrensninger kommer tydelig frem. I forvaltningen og for politikktutvikling vil de fysiske regnskapene fortsatt være viktig.

Erfaringer fra andre land som UK og Nederland viser at de monetære verdiene fra økosystemtjenester er relativt lave i forhold til andre økonomiske verdier i nasjonalregnskapet. Selv nivået av den økonomiske verdsettingen er relativt lav ved bruk av bytteverdi kan det bidra til å se utviklingen over tid, bevisstgjøre med tanke på bærekraftig bruk av natur og arealer og forvaltning av knappe ressurser.

I andre sammenhenger kan bruk av velferdsverdier være mer aktuelt for i avveining mot økonomiske verdier som i prosjektspesifikke eller lokale utredninger. På lokalt nivå kan velferdsverdier gi et bedre bilde av verdiene knyttet til natur da de kan inngå i kost-nytteanalyser.

Et regnskap med tilgang- og anvendelsestabeller av økosystemtjenester gir en oversikt over total tilgang av tjenester. Det viser hvor tjenestene produseres og hvor de anvendes. Det gir en helhetlig beskrivelse av de ulike delene i regnskapet og flyten mellom de ulike delene av naturen og økonomien, mellom økosystemregnskapsområdet og utlandet.

Regnskapet kan benyttes som grunnlag til sammenligninger av betydningen og avhengigheten av økosystemtjenester for økonomiske aktører som næringer og husholdninger og mellom land.

Avhengig av grad av usikkerhet i tallene og hva som finnes av prosjektspesifikk tilleggsinformasjon kan økosystemregnskap også bli et viktig kunnskapsgrunnlag for økonomisk kompensasjon for skade på naturmiljø, dvs. økologisk kompensasjon (miljøkompensasjon), omtalt i den nordiske rapporten "Environmental Compensation" (Enetjärn et al. 2015). Økologisk kompensasjon omfatter tiltak for å verne, forbedre og restaurere økosystemer, eller andre tiltak for å ivareta økosystemene, som erstatning for tap av økosystemer og tap av økosystemtjenester, dvs. menneskers bruk av natur.

Et økosystemregnskap i monetære verdier vil kunne brukes til bevisstgjøring, overvåkning og analyse av naturens bidrag til økonomien sammenlignet med i dag, for eksempel når det gjelder ulike næringer og sektors avhengighet av økosystemtjenester som innsatsfaktorer i produksjonen, til verdiskaping og endringer i disse over tid. I dag har mange av disse økosystemtjenestene ingen synlig verdi i nasjonalregnskapet. Siden en ikke kan bruke velferdsverdier, men må holde seg til bytteverdier, vil økosystemregnskap i monetære verdier ikke synliggjøre alle naturens verdier for samfunnet, men kun en viss del av verdien (se også figur 3.2). Det vil være viktig å formidle hva de monetære verdiene måler, og hva det ikke måler, samt hvilke verdier som kan benyttes for å komplementere de monetære verdiene.

Regnskapets tallgrunnlag vil kunne benyttes for å utarbeide planer, forvaltningsarbeid og måle status. Det vil også være et viktig grunnlag for å analysere strukturen og bruken av tjenester og har derfor en bred brukergruppe fra «folk flest» som ønsker informasjon om naturens bidrag, endringer og status, til offentlige og private institusjoner til forvaltning som kunnskapsgrunnlag. Andre viktige brukere vil være departementer, forsknings- og utredningsinstitusjoner og internasjonale institusjoner som FN, Eurostat osv.

10. Kunnskapsbehov og veien videre

Denne rapporten er en første utredning av monetær verdsetting av økosystemtjenester i Norge. Overordnet viser den at det vil være behov for ytterligere arbeid for å avklare videre prioriteringer, utvikling av datagrunnlag og utprøve metoder.

I denne rapporten har vi løftet fram problemstillinger som bør avklares videre, som del av Miljødirektoratet og SSBs prioriteringer for utvikling av økosystemregnskap, og den videre fagutviklingen. Dette vil omfatte betraktninger om hvordan ulike ambisjoner for utvikling av økosystemregnskap vil ha ulike konsekvenser for metodevalg og datagrunnlag, og dermed ulike behov for ressurser til det videre arbeidet.

Hvordan økosystemregnskapet utformes, ut fra kunnskapsbehov på ulike forvaltningsnivå, nasjonalt og kommunalt, og for ulike sektorer og på tvers av sektorer, har stor betydning for faglige utfordringer, ressursbehov og forvaltningsnytte. Denne rapporten gir en oversikt over hva som kan være mulig, innen tidshorizonten fram til 2026, for å verdsette økosystemtjenester i et økosystemregnskap, gitt et ambisjonsnivå som skal presentere og sammenlikne ulike økosystemtjenester i et helhetlig perspektiv. Å utvikle et økosystemregnskap som direkte kan anvendes i lokal naturforvaltning vil kreve en mer omfattende forskningsinnsats for utvikling av metoder og datagrunnlag.

Viktige hensyn som må være med i betraktningene om videre arbeid med økosystemtjenester og økosystemregnskap i sin helhet er som følger:

- Bidra til at økosystemregnskapet blir et kunnskapsgrunnlag for mål 14 i naturavtalen om at naturhensyn skal inngå i alle beslutninger.
 - Identifisere og ivareta brukerbehov gjennom dialog med relevante brukere på kommunenivå, noe som muligens samordnes av Kommunenes sentralforbund (KS). Det kan være nyttig for videre arbeid å få kartlagt kommunenes interesse for og kapasitet til å ta i bruk økosystemregnskap. I tillegg kan det være av nytte å kartlegge kommunenes behov for oversikt over arealbruk i fysisk planlegging, gjennom kartfestede arealregnskap som kan settes i sammenheng med et mer fullstendig økosystemregnskap som også kan inkludere monetære verdianslag.
- Sikre dialog med mange brukergrupper slik som sektormyndigheter med ansvar for forvaltning av uttak av naturressurser eller med aktivitet som påvirker økosystemareal eller -tilstand. Dette kan gjelde energi, mineraluttak, fiskeri, landbruk og skogsdrift. Her er det behov for å kartlegge og bidra til at økosystemregnskap kan en del av kunnskapsgrunnlaget for konsekvensutredninger og annen beslutningstaking.
 - Både i konsekvensutredninger og forslag til planer med store naturinngrep bør en vurdere krav om kvaliteten på datagrunnlaget. Et mulig krav kan være data skal være like gode og omfatte data som tilsvarer det man vil kreve i et økosystemregnskap, endringer i økosystemene, økosystemtjenester, endringer i tjenester og brukere og om mulig grunnlag for verdsetting. Slike krav vil kreve endringer i lov og forskrifter.
 - Økosystemregnskap kan også være del av kunnskapsgrunnlaget for næringslivets bærekraftsarbeid inkludert naturrisikovurderinger. Det er også betydelig interesse fra finansnæringen for kvalitetssikrede data om natur når det for eksempel gjelder vurderingen av prosjekter som vil ha store naturinngrep.

- Undersøke hvordan økosystemregnskap kan bidra til kunnskapsgrunnlaget for politikk-utforming på nasjonalt nivå. Dette kan for eksempel gjelde utredning av grunnlaget for naturavgift, kunnskapsgrunnlag for implementering av naturavtalen og for sikre overholdelse av naturmangfoldloven.
- Utvikling av regnskap for økosystemtjenester både fysisk og monetært vil avhenge av ambisjonsnivå og må sees i sammenheng med de andre delregnskapene i økosystemregnskapet. Det er viktig å knytte ambisjonsnivå til allerede uttrykt interesse fra kommuner og fylkeskommuner for å ta i bruk økosystemregnskap.
- Sikre åpen tilgjengelig informasjon om natur- og arealbruk. Det er et sentralt formål med økosystemregnskap at det skal bidra til å utjevne ulikhet i informasjonstilgang, ved å etablere et felles kunnskapsgrunnlag tilgjengelig for ulike forvaltningsnivå og brukergrupper.

10.1. Etablering av kartgrunnlag

Som framhevet i NINA-rapporten, er det særlig viktig å utvikle et godt kartgrunnlag for å kunne utvikle økosystemregnskap som verktøy for arealplanlegging på lokalt nivå: «Siden økosystemregnskap er romlig eksplisitte, er datagrunnlaget regnskapene bygger på særlig relevant i de tilfeller der man tar beslutninger om arealbruk som f.eks. i regionale- og kommuneplaner. Hvis avgrensningen av økosystemene har tilstrekkelig høy oppløsning, kan de biofysiske modellene for økosystemtjenester være et svært nyttig informasjonsgrunnlag for beslutninger om arealbruk og arealplanlegging på regionalt og lokalt nivå» (s. 3). Et av hovedpunktene for å videreutvikle økosystemregnskapet bør derfor være investeringer i et godt kartgrunnlag. Her viser vi til kostnadsanslagene gjort av NINA, se tabell 8.1.

Videre vil vi trekke frem arbeidet med grunnkart for arealregnskap (tidligere kalt sektorovergripende grunnkart) som NIBIO, SSB, Kartverket, Miljødirektoratet og andre samarbeider om. Kartet vil kunne gi et felles kartgrunnlag for arealregnskap, hvor ulike temadata etter behov, blant annet naturdata og økosystemtyper skal kunne legges på. En stor utfordring er å fastslå statistisk når en arealbruksendring skjer, i prosessen fra en utbygging starter til et ferdig utbygd område er registrert i matrikkel og arealstatistikk. Her vil arbeidet til SSB med utbyggingsregnskapet være viktig. Det arbeides også med å få med informasjon om økosystemer fra Miljødirektoratet og data fra NINA, som nå f.eks. har nye nasjonale kart for myr. Det er tall på kommunenivå som er mest relevant, da erfaring har vist at data på fylkesnivå brukes i mindre grad. Det gjenstår å klarlegge hvor ofte slike kart kan oppdateres, f.eks. hvert tredje år, og med hvilken oppløsning og hvilket statistikknivå, og deretter utarbeide en plan for hvordan NINA som dataleverandør vil levere data til SSBs videre utarbeiding av verdianslag i økosystemregnskapet. Det vil også være viktig å fortsette arbeidet med å etablere et brukerforum for å identifisere brukerbehov i utvikling av økosystemregnskap. Det nære samarbeidet med Miljødirektoratet, NINA og NIBIO må følges opp for å sikre felles forståelse av prioriteringer og at utvikling av nye datagrunnlag for én del av økosystemregnskapet enkelt kan anvendes i andre deler av økosystemregnskapet. Det videre arbeidet med økosystemregnskap bør også trekke på utredningsarbeidet som foregår ved NINA i Bergen, på oppdrag av Miljødirektoratet, når det gjelder modellering av utbredelse av arter for utvalgte artsgrupper og sannsynlighetskart for forekomst av rødlistearter.

10.2. Ressursanslag og behov for videre utredning

Et av områdene som SSB har jobbet med og hvor det eksisterer statistikk er for turisme og rekreasjon. For disse områdene foreslår vi tre mulige spor som kan følges på kort sikt (2-4 år):

- a. *Bearbeide eksisterende statistikk.* Levekårsundersøkelsen gir en meget god oversikt over gjelder utviklingen i folks bruk av natur til friluftsliv. Vi trenger en gjennomgang av mulige konkrete verdsettingsmuligheter, kanskje også tilleggsspørsmål i en kommende undersøkelse. Turer og skiturer er i stor majoritet blant aktiviteter i naturen. Det vil være aktuelt å undersøke tidsbruk til aktiviteter i naturen, ved hjelp av de store friluftsforskningsorganisasjonene, som Den norske turistforening. Dette sporet bør bli undersøkt nærmere i samarbeid med statistikkavdelingen. Vi må også kunne se på tidsbruksundersøkelser og turist-undersøkelser. Det er vanskelig å anslå omfanget av turistenes bruk av natur. En mulig metode for å anslå turistenes bruk av natur, er å velge et aktuelt område og sammenlikne bruk av området i lav-sesong og høy-sesong. Dette vil kunne gi et anslag på bruk av natur per se, dvs. ikke knyttet til aktiviteter som fiske. Antatt kostnad 6-8 månedsverk.
- b. *Gjennomføre en hedonisk kartlegging.* Kartleggingen vil bli basert på priser av hus, og trolig også hytter, for å bestemme verdien av nærhet til natur og friområder. Dette innebærer å anslå hvor mye høyere prisen på hus og hytter blir når det er natur og grønne områder i nærheten. England gjennomførte en slik undersøkelse for alle byer for tre år siden og fikk dermed både nasjonale og regionale tall. Antatt kostnad 12-24 månedsverk.
- c. *Gjennomføre en landsomfattende undersøkelse.* SSB har to prosjekter som følger dette sporet, bl.a. et pilotprosjekt finansiert av Eurostat om utprøving av befolkningens verdsetting av rekreasjonstjenester. Det kan trenge noe mer ressurser for å sikre gjennomføringen av en landsomfattende undersøkelse. Anslag 1 mill. kroner. Problemet er at dette bare vil gi tall for ett år.

Hvilke(t) spor som følges må videre avklares med tanke på blant annet ressurser og ambisjonsnivå. Anslagene i månedsverk som er gitt kan regnes som minimumsnivå.

Ved andre økosystemtjenester er det mer utfordrende å komme med ressursanslag. Ved flere økosystemtjenester må det også ses i sammenheng med datagrunnlaget på det biofysiske, samt ambisjonsnivået til verdsetting av økosystemtjenester.

Et økosystemregnskap generelt, og monetær verdsetting spesielt, kan utføres på ulike måter og i settes opp med ulik kontekst eller for ulike regnskapsområder. Som illustrert i figur 4.3 kan dette vurderes over fire dimensjoner/skalaer; (i) nøyaktighet og pålitelighet, (ii) geografisk/administrativ, (iii) romlig oppløsning og (iv) kostnader.

Dette betyr at kostnadene for monetær verdsetting øker når man går fra bevisstgjøring til mer virkemiddel- og politikk utforming. Dette viser at formålet og ambisjonene med regnskapet må tydeliggjøres for å sikre riktig nivå av pålitelighet, eller sagt på en annen måte, riktig nivå av usikkerhet. Hvis hovedformålet med regnskapet er bevisstgjøring er det mer rom for usikkerhet enn hvis det skal brukes til politikkutforming.

Hvis formålet med regnskapet er på nasjonalt nivå for f.eks. å overvåke utbredelsen av ulike økosystemtyper, vil det være mindre behov for detaljer enn hvis regnskapet skal lages for f.eks. kommuner og inngå i arealplanlegging eller konsekvensutredninger. Dette henger også sammen med den romlige oppløsningen; ved utvikling av økosystemregnskap ned på kommunenivå vil det være behov for mer nøyaktig romlig oppløsning.

Ulike formål med økosystemregnskap vil ha et visst spenn og ulik bruk i forvaltningen til blant annet virkemiddelbruk. Kommuneforvaltningen og privat sektor handler ofte innenfor en klar geografisk avgrensning; man regulerer og bygger ut et hyttefelt, setter i gang gruvedrift eller oljeboring eller annen arealdisponering. Statsforvaltningen har i større grad virkemidler på nasjonalt nivå (avgifter,

ulike reguleringer), men har også noen tiltak som virker på et avgrenset område (f.eks. tillatelser til å starte oljeboring utenfor Lofoten og verneområder).

På grunn av den nåværende statusen til datagrunnlaget for verdsetting av økosystemtjenester vil det på kort sikt kunne bidra til bevisstgjøring av rollene som økosystemtjenestene spiller i økonomien og samfunnet. For eksempel vil verdien av økosystemtjenester inn i økonomisk produksjon i næringslivet og offentlig sektor bedre synliggjøres i kryssløpstabeller med monetær verdsetting. Samtidig vil mulig bevisstgjøring på et mer overordnet samfunnsnivå bli begrenset dersom kun bytteverdier brukes siden slike verdier ikke inkluderer alle elementene i total økonomisk verdi, eller andre verdier som også ligger utenfor total økonomisk verdi rammeverket (jf. figur 3.2). For at regnskapet skal kunne brukes inn i mer konkrete sammenhenger enten på lokalt nivå eller for politikkutforming vil det være store kostnadskrav. Det vil kreve videre utredning for å konkretisere nærmere disse kostnadsbehovene som også må ses i sammenheng med den mer helhetlige utviklingen av økosystemregnskapene med de andre delregnskapene og brukerbehovene.

Referanser

- Aarrestad, P. A., Bjerke, J. W., Follestad, A., Jepsen, J. U., Nybø, S., Rusch, G. M., Schartau, A. K. (2005). Naturtyper i klimatilpasningsarbeid. *NINA rapport 1157*.
<https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2015/juni-2015/naturtyper-i-klimatilpasningsarbeid/>
- Aasetre, J., Hagen, D., & Bye, K. (2022). Ecosystem restoration as a boundary object, demonstrated in a large-scale landscape restoration project in the Dovre Mountains, Norway. *Ambio*, 51(3), 586-597.
- Armstrong, C. W., Foley, N. S., & Viktoria Kahui. (2016). A Production Function Analysis of Fisheries and Habitat: Open Access versus Optimal Management. *Land Economics*, 92(4), 760-771.
<https://doi.org/10.3368/le.92.4.760>
- Aryal, K., Maraseni, T., & Apan, A. (2021). How much do we know about trade-offs in ecosystem services? A systematic review of empirical research observations. *Science of the Total Environment*, 151229. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151229>
- Bagstad, K. J., Ingram, J. C., Shapiro, C. D., La Notte, A., Maes, J., Vallecillo, S., Casey, C. F., Glynn, P. D., Heris, M. P., Johnson, J. A., Lauer, C., Matuszak, J., Oleson, K. L. L., Posner, S. M., Rhodes, C., & Voigt, B. (2021). Lessons learned from development of natural capital accounts in the United States and European Union. *Ecosystem Services*, 52, 101359.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101359>
- Banzhaf, S. og J. Boyd (2012). The architecture and measurement of an ecosystem services index. *Sustainability*, 4:430-461
- Barbier, E.B. (2012). Ecosystem services and wealth accounting, in IHDP-UNU/UNEP Inclusive Wealth Report 2012, Cambridge University Press.
- Barbier, E. B. (2015). Valuing the storm protection service of estuarine and coastal ecosystems. *Ecosystem Services*, 11, 32-38. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.06.010>
- Barton, D., Grimsrud, K., Greaker, M., Heyman, A., Chen, X., Garnåsjordet, A., & Aslaksen, I. (2017). Monetary valuation methods in urban ecosystem accounting -examples of their relevance for municipal policy and planning in the Oslo metropolitan area.
https://seea.un.org/sites/seea.un.org/files/files/documents/2020/jan/lg23_barton_et_al._2017_-_urban_eea_-_valuation_v3.pdf
- Barton, D., Kelemen, E., Dick, J., Martin-Lopez, B., Gómez-Baggethun, E., Jacobs, S., Hendriks, C. M. A., Termansen, M., García-Llorente, M., Primmer, E., Dunford, R., Harrison, P. A., Turkelboom, F., Saarikoski, H., van Dijk, J., Rusch, G. M., Palomo, I., Yli-Pelkonen, V. J., Carvalho, L., & Baró, F. (2018). (Dis) integrated valuation – Assessing the information gaps in ecosystem service appraisals for governance support. *Ecosystem Services*, 29, 529-541.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.10.021>
- Barton, D., & Lindhjem, H. (2013). Naturens flomdemping – hva er den økonomiske verdien av økosystemtjenester fra et nedbørfelt? *Samfunnsøkonomen n. 4 2013*.
<https://www.cedren.no/Portals/Cedren/Pdf/EcoManage/Barton%20og%20Lindhjem%202013-Samfunns%C3%B8konomen%20nr%204%20s%2044-55%20farger.pdf?ver=2013-06-10-140448-123>
- Barton D.N., Obst C., Day B., Caparrós A., Dadvand P., Fenichel E., Havinga I., Hein L., McPhearson T., Randrup T., Zulian G. (2019). Discussion paper 10: Recreation services from ecosystems. Paper submitted to the Expert Meeting on Advancing the Measurement of Ecosystem Services for Ecosystem Accounting, New York, 22-24 January 2019 and subsequently revised.

- <https://seea.un.org/events/expert-meeting-advancing-measurement-ecosystem-services-ecosystem-accounting>
- Barton, D., Zander, S. V., Sælthun, N. R., Furuseth, I. S., Seifert-Dähnn, I. (2021). Brukerfinansiert klimaberedskap? En beregningsmodell for overvannsgebyr i Oslo (A stormwater fee for Oslo? A computational approach to user financed climate readiness.). NINA.
<https://www.nina.no/Portals/NINA/Bilder%20og%20dokumenter/PDF%202022/Barton.pdf?ver=FNZrmXe8QLhrdkADFN6mXw%3d%3d>
- Bateman, I. J., Harwood, A. R., Mace, G. M., Watson, R. T., Abson, D. J., Andrews, B., ... & Termansen, M. (2013). Bringing ecosystem services into economic decision-making: land use in the United Kingdom. *science*, 341(6141), 45-50.
<https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.1234379>
- Berge, J. (2019). Så mye koster et juletre i år - matgigant halverer prisene. *Nettavisen*.
<https://www.nettavisen.no/okonomi/sa-mye-koster-et-juletre-i-ar-matgigant-halverer-prisene/s/12-95-3423888041>
- Brander, L. (2013). Guidance Manual on Value Transfer Methods for Ecosystem Services. *UNEP*.
<https://lukebrander.com/wp-content/uploads/2013/07/UNEP-2013-Guidance-manual-on-value-transfer-methods-for-ecosystem-services.pdf>
- Brander, L. M., van Beukering, P., Balzan, M. V., Broekx, S., Liekens, I., Marta-Pedroso, C., Szkop, Z., Vause, J., Maes, J., Santos-Martin, F., & Potschin-Young, M. (2018). Report on Economic Mapping and Assessment Methods for Ecosystem Services: Deliverable D3.2. In *Vrije Universiteit Amsterdam*. <https://research.vu.nl/en/publications/report-on-economic-mapping-and-assessment-methods-for-ecosystem-s>
- Caparrós, A., Oviedo, J. L., Álvarez, A., & Campos, P. (2017). Simulated exchange values and ecosystem accounting: Theory and application to free access recreation. *Ecological Economics*, 139, 140–149. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.04.011>
- Chen, B., He, G., Yang, J., Zhang, J., Su, M., & Qi, J. (2012). Evaluating Ecological and Economic Benefits of a Low-Carbon Industrial Park Based on Millennium Ecosystem Assessment Framework. *The Scientific World Journal*, 2012, 1–5. <https://doi.org/10.1100/2012/909317>
- Chen, W., Barton, D. N., Magnussen, K., Navrud, S., Grimsrud, K., Garnåsjordet, P. A., Engelién, E., Syverhuset, A. O., Bekkby, T., & Rinde, E. (2019). Verdier i Oslofjorden: Økonomiske verdier tilknyttet økosystemtjenester fra fjorden og strandsonen. I niva.brage.unit.no. *Norsk institutt for vannforskning*. <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2627097>
- Christie, M., Hanley, N., Warren, J., Murphy, K., Wright, R., & Hyde, T. (2006). Valuing the diversity of biodiversity. *Ecological Economics*, 58(2), 304–317.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.07.034>
- Costanza, R., Anderson, S. J., Sutton, P., Mulder, K., Mulder, O., Kubiszewski, I., Wang, X., Liu, X., Pérez-Maqueo, O., Luisa Martinez, M., Jarvis, D., & Dee, G. (2021). The global value of coastal wetlands for storm protection. *Global Environmental Change*, 70, 102328.
<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102328>
- Dalen, H. M., Greaker, M. og Hagem, C. (2023). Ressursrenten i naturressursnæringene i Norge 1984-2022. Med eget kapittel om vindkraft. (*Rapporter 2023/34*). Statistisk sentralbyrå.
- Dalen, H. M., Lindholt, L., Garnåsjordet, P. A., Hillestad, M. E., Norderhaug, A. og Aslaksen, I. (2021). Valuing agricultural land: from resource rent and willingness to pay to values of ecosystem services. *IARIW 2021*. [Valuation of agriculture Paper.pdf \(iariw.org\)](https://www.iariw.org/Valuation_of_agriculture_Paper.pdf)
- Dalen, H. B., Oppøyen, M. S. (2023). Friluftsliv i Norge. *SSB rapport 2023/31*.
<https://www.ssb.no/kultur-og-fritid/idrett-og-friluftsliv/artikler/friluftsliv-i-norge.status-og->

- [historisk-utvikling/_/attachment/inline/9165579c-bbec-4b54-9639-574dd0f63398:1a569db021d2c7cba19d4eb7780871c6bc666ac7/RAPP2023-31.pdf](#)
- Dalmazzone, S., & La Notte, A. (2013). Multi-scale environmental accounting: Methodological lessons from the application of NAMEA at sub-national levels. *Journal of Environmental Management*, 130, 405–416. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.09.008>
- Dasgupta, P. (2021) The Economics of Biodiversity: The Dasgupta review (London: HM Treasury) https://assets.publishing.service.gov.uk/media/602e92b2e90e07660f807b47/The_Economics_of_Biodiversity_The_Dasgupta_Review_Full_Report.pdf
- de Groot, R., Brander, L., and Solomonides, S. (2020). Update of global ecosystem service valuation database (ESVD). *FSD report No 2020-06 Wageningen, The Netherlands*.
- de Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L. C., ten Brink, P., & van Beukering, P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1), 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>
- DEFRA (2018). Scoping UK Urban Natural Capital Account – Extending noise regulation estimates. <https://randd.defra.gov.uk/ProjectDetails?ProjectID=20027&FromSearch=Y&Publisher=1&SearchText=urban>
- Drucker, A. G., Gomez, V., & Anderson, S. (2001). The economic valuation of farm animal genetic resources: a survey of available methods. *Ecological Economics*, 36(1), 1–18. [https://doi.org/10.1016/s0921-8009\(00\)00242-1](https://doi.org/10.1016/s0921-8009(00)00242-1)
- Enetjärn, A., S. Cole, M. Kniivilä, S. E. Hårklau, L. Hasselström, T. Sigurdson and J. Lindberg. (2015). Environmental compensatio. Key conditions for increased and cost effective application. TemaNord 2015:572. Nordic Council of Ministers. <http://dx.doi.org/10.6027/TN2015-572>
- Eriksen, E., van der Meeren, G. I., Nilsen, B. M., von Quillfeldt, C. H. & Johnsen, H., (2021). Særlig verdifulle og sårbare områder (SVO) i norske havområder - Miljøverdi. En gjennomgang av miljøverdier og grenser i eksisterende SVO og forslag til nye områder. *Havforskningsinstitutt*
- Esen, S. E., Hein, L., & Cuceloglu, G. (2023). Accounting for the water related ecosystem services of forests in the Southern Aegean region of Turkey. *Ecological Indicators*, 154, 110553. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110553>
- European Commission. (2019). ENV - Accounting for natural capital - recognising the contribution of nature to human welfare and well-being. *Ec.europa.eu*. <https://ec.europa.eu/newsroom/env/items/661981>
- European Commission. (2022). Proposal for a REGULATION OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL amending Regulation (EU) No 691/2011 as regards introducing new environmental economic accounts modules. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52022PC0329>
- Finans Norge. (2024). Naturskader. <https://www.finansnorge.no/tema/statistikk-og-analyse/forsikring/natur--og-varskader/naturskader/>
- Finansdepartementet. (2021, Oktober 22). Karbonprisbaner for bruk i samfunnsøkonomiske analyser i 2023. *Regjeringen.no*. <https://www.regjeringen.no/no/tema/okonomi-og-budsjett/statlig-okonomistyring/karbonprisbaner-for-bruk-i-samfunnsokonomiske-analyser-i-2023/id2878113/>
- FN (2023). Biodiversity Loss | UNDRR. <https://www.undrr.org/understanding-disaster-risk/terminology/hips/en0008>

- FN et al. (2014). United Nations, European Union, Food and Agricultural Organization of the United Nations, International Monetary Fund, Organisation for Economic Co-operation and Development, The World Bank. System of Environmental Economic Accounting 2012 – Experimental Ecosystem Accounting. *United Nations, New York*.
- FN et al. (2021). System of Environmental-Economic Accounting— Ecosystem Accounting (SEEA EA). White cover publication, pre-edited text subject to official editing. *United Nations*.
- FN, European Communities, IMF, Organisation for Economic Co-operation and Development, World Bank (2009). *System of national accounts: 2008*. United Nations.
- Gómez-Baggethun, E., & Barton, D. N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86, 235–245. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.019>
- Gottschalk, L., Krasovskaia, I. (1999). Economic risk of flooding – a case study for the flood-plain upstream Nor in the Glomma River, Norway, *HYDRA rapport nr. R01*. <https://publikasjoner.nve.no/hydra/rapport/r01.pdf>
- Grammatikopoulou, I. Badura, T., Johnston, R.J., Barton, D.N., Ferrini, S., & Schaafsma, M. (2023) Value transfer in ecosystem accounting applications. *Journal of Environmental Management* 326 (2023) 116784
- Greaker, M., Grimsrud, K., og Lindholt, L. (2017). The potential resource rent from Norwegian fisheries. *Marine Policy*, 84, 156-166.
- Greaker, M. og Lindholt, L. (2022). Ressursrenten i naturressursnæringene i Norge 1984-2021. SSB. [Ressursrenten i naturressursnæringene i Norge 1984-2021 \(unit.no\)](https://ressursrenten.naturressursnæringene.no)
- Grilli, G., Ferrini, S., Luisetti, T., & Kerry Turner, R. (2021). The role of choice experiments in natural capital accounting approaches: fast track versus simulated exchange value in the Deben Estuary saltmarshes. *Journal of Environmental Planning and Management*, 1–20. <https://doi.org/10.1080/09640568.2021.1957794>
- Grimsrud, K. M, Barton, D.N., Navrud, S. og Lindhjem, H. (2020) «Verdsetting av naturgoder i FNs naturregnskap» *Samfunnsøkonomen nr 5*,
- Gundersen, H., Bryan, T., Chen, W., Moy, F. E., Sandman, A. N., Sundblad, G., Schneider, S., Andersen, J. H., Langaas S., og Walday, M. G. (2016). Ecosystem Services in the Coastal Zone of the Nordic Countries. *Nordic Council of Ministers 2017. TemaNord 2016:552*. <https://doi.org/10.6027/TN2016-552>
- Guo, Z., Xiao, X., & Li, D. (2000). An assessment of ecosystem services: water flow regulation and hydroelectric power production. *Ecological Applications*, 10(3), 925–936. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0925:aaesw\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0925:aaesw]2.0.co;2)
- Halvorsen, B., & Grimsrud, K. (2021). Brannfare i norske kystlyngheier Statistisk analyse av risikofaktorer og nytte-kostnadsanalyse av tiltak. SSB, 2021/24. https://www.ssb.no/natur-og-miljo/miljoregnskap/artikler/brannfare-i-norske-kystlyngheier/_attachment/inline/bfb3c0ad-00d4-4028-9ca3-9f37d594b1b7:757e77e0039604266e53cc83cbf76f74e218335e/RAPP2021-24_web.pdf
- Hein, L., Remme, R.P., Schenau, S., Bogaart, P.W., Lof, M.E. & Horlings, E. (2020). Ecosystem accounting in the Netherlands. *Ecosystem Services* 44: 101118.
- Horlings, E., Schenau, S., Hein, L., Lof, M., & de Jongh, L., Polder, M. (2020). Experimental Monetary Valuation of Ecosystem Services and Assets in the Netherlands | System of Environmental Economic Accounting. *Seea.un.org*. <https://seea.un.org/content/experimental-monetary-valuation-ecosystem-services-and-assets-netherlands>

- Huizinga, J., Moel, H. de, Szewczyk, W. (2017). Global flood depth-damage functions. Methodology and the database with guidelines. *Joint Research Centre EUR 28552*. doi: 10.2760/16150
- Hutcheson, W., Hoagland, P., & Jin, D. (2018). Valuing environmental education as a cultural ecosystem service at Hudson River Park. *Ecosystem Services*, 31, 387–394. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.03.005>
- Hynes, S., Chen, W., Vondolia, K., Armstrong, C., & O'Connor, E. (2021). Valuing the ecosystem service benefits from kelp forest restoration: A choice experiment from Norway. *Ecological Economics*, 179, 106833. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106833>
- IPBES (2022): Summary for policymakers of the methodological assessment of the diverse values and valuation of nature of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. U. Pascual, P. Balvanera, M. Christie, B. Baptiste, D. González-Jiménez, C.B. Anderson, S. Athayde, R. Chaplin-Kramer, S. Jacobs, E. Kelemen, R. Kumar, E. Lazos, A. Martin, T.H. Mwampamba, B. Nakangu, P. O'Farrell, C.M. Raymond, S.M. Subramanian, M. Termansen, M. Van Noordwijk, A. Vatn (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6522392>
- Johnston, R. J., Rolfe, J., & Zawojka, E. (2018). Benefit Transfer of Environmental and Resource Values: Progress, Prospects and Challenges. *International Review of Environmental and Resource Economics*, 12(2-3), 177–266. <https://doi.org/10.1561/101.00000102>
- Johnston, R. J., & Rosenberger, R. S. (2010). Methods, trends and controversies in contemporary benefit transfer. *Journal of Economic Surveys*, 24(3), 479–510.
- Keith, H., Vardon, M., Obst, C., Young, V., Houghtone, R. A., & Mackey, B. (2021). Evaluating nature-based solutions for climate mitigation and conservation requires comprehensive carbon accounting. *Science of the Total Environment*, 769, 144341. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144341>
- Kervinio, Y., Surun, C., Comte, A., & Levrel H. (2023) Defining ecological liabilities and structuring ecosystem accounts to support the transition to sustainable societies. *One Ecosystem* 8: e98100. <https://doi.org/10.3897/oneeco.8.e98100>
- La Notte, A. (2012). Mapping and valuing habitat services: two applications at local scale. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 8(1-2), 80–92. <https://doi.org/10.1080/21513732.2012.668562>
- Landbruksdirektoratet. (2024). Produksjonstilskot og avløyartilskot i jordbruket. *Landbruksdirektoratet*. <https://www.landbruksdirektoratet.no/nn/ordningar/jordbruk/produksjonstilskot-og-avløyartilskot-i-jordbruket>
- Lang, Å. (2019). Ønsker seg flere norske juletrær. *Norges Skogeierforbund*. <https://skog.no/onsker-seg-flere-norske-juletraer/>
- Lindhjem, H., Dramstad, W., Berg, S. K., Grimsrud, K., Navrud, S. (2023). Kulturarv, naturmangfold og andre naturgoder i jordbrukslandskapet. *Menon-publikasjon nr. 87/2023*. <https://www.menon.no/publication/kulturarv-naturmangfold-og-andre-naturgoder-i-jordbrukslandskapet/>
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Conde, S., Vallecillo Rodriguez, S., Barredo Cano, J.I., Paracchini, M., Abdul Malak, D., Trombetti, M., Vigiak, O., Zulian, G., Addamo, A., Grizzetti, B., Somma, F., Hagyo, A., Vogt, P., Polce, C., Jones, A., Marin, A., Ivits, E., Mauri, A., Rega, C., Czucz, B., Ceccherini, G., Pisoni, E., Ceglar, A., De Palma, P., Cerrani, I., Meroni, M., Caudullo, G., Lugato, E., Vogt, J., Spinoni, J., Cammalleri, C., Bastrup-Birk, A., San-Miguel-Ayanz, J., San Román, S., Kristensen, P., Christiansen, T., Zal, N., De Roo, A., De Jesus Cardoso, A., Pistocchi, A., Del Barrio Alvarillos, I., Tsiamis, K., Gervasini, E., Deriu, I., La Notte, A., Abad Viñas, R., Vizzarri, M., Camia,

- A., Robert, N., Kakoulaki, G., Garcia Bendito, E., Panagos, P., Ballabio, C., Scarpa, S., Montanarella, L., Orgiazzi, A., Fernandez Ugalde, O. and Santos-Martín, F., Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An EU ecosystem assessment, EUR 30161 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2020, ISBN 978-92-76-17833-0, doi:10.2760/757183, JRC120383.
- Magnussen, K., Bølling, A. K., Låg, M., Refsnes, M., Aasvang, G. M., Rød, M., Navrud, S. (2019). Verdsetting av luftforurensningens kostnader for helse, miljø og materialer – et forprosjekt. *Menon-rapport*.
<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1573/m1573.pdf>
- Magnussen, K., V. Gundersen, D.N. Barton & S. Navrud. (2021). Overordnet samfunnsøkonomisk vurdering av å etablere nasjonalpark i deler av Østmarka. Menon-publikasjon 80/2021
<https://www.statsforvalteren.no/contentassets/4f347f53886a4ee3a8530af65f5dcd06/overordnet-samfunnsokonomisk-vurdering-av-a-etablere-nasjonalpark-i-deler-av-ostmarka.pdf>
- Mashayekhi, Z., Panahi, M., Karami, M., Shahram Khalighi, & Arash Malekian. (2010). Economic valuation of water storage function of forest ecosystems (case study: Zagros Forests, Iran). *Journal of Forestry Research*, 21(3), 293–300. <https://doi.org/10.1007/s11676-010-0074-3>
- Miljødirektoratet. (2023). Miljømål 3.2. *Miljøstatus*.
<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/miljomal/friluftsliv/miljomal-3.2>
- Morsa. (n.d.). Flom og erosjon | Morsa. Morsa. <https://morsa.org/vare-tiltak/flom-og-erosjon/>
- Natural England & Department for Environment, Food and Rural Affairs. (2020). The People and Nature Survey. GOV.UK. <https://www.gov.uk/government/collections/people-and-nature-survey-for-england>
- NCAVES og MAIA (2022). Monetary valuation of ecosystem services and ecosystem assets for ecosystem accounting: Interim version 1st edition. United Nations Department of Economic and Social Affairs, Statistics Division, New York. <https://seea.un.org/content/monetary-valuation-ecosystem-services-and-assets-ecosystem-accounting>.
- Nesheim, I., & Barkved, L. (2019). Bruk av indikatorer og verdielementer for å synliggjøre og vurdere nytte i regulerte vassdrag. *Vann 1019*. 52(4) s.115-130. <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2678147>
- NIBIO. (2024a). Beitestatistikk - talgrunnlag. NIBIO.
<https://www.nibio.no/tema/landskap/utmarksbeite/beitebruk/beitestatistikk>
- NIBIO. (2024b). Totalkalkylen – statistikk. NIBIO.
<https://www.nibio.no/tjenester/totalkalkylen-statistikk#groups>
- Nowak, D. J. (2020). Understanding i-Tree: summary of programs and methods.
<https://doi.org/10.2737/NRS-GTR-200>
- OECD. (2021). Biodiversity, Natural Capital and the Economy: A Policy Guide for Finance, Economic and Environment Ministers. Report prepared for the OECD for the G7 Presidency of the United Kingdom, 2021. <https://www.oecd.org/environment/biodiversity-natural-capital-and-the-economy-1a1ae114-en.htm>
- ONS. (2019). UK natural capital accounts methodology guide: October 2019 - Office for National Statistics.
<https://www.ons.gov.uk/economy/environmentalaccounts/methodologies/uknaturalcapitalaccountsmethodologyguideoctober2019>

- ONS. (2023). UK natural capital accounts - Office for National Statistics. *Www.ons.gov.uk*.
<https://www.ons.gov.uk/economy/environmentalaccounts/bulletins/uknaturalcapitalaccounts/2023#ecosystem-services>
- Pelle, N., C. Obst, D. Whitaker, A. Richman, L. Waterford, H. Crowley & J. Hutchinson. (2022). The nature-based economy: How Australia's prosperity depends on nature. En rapport fra The Australian Conservation Foundation.
https://assets.nationbuilder.com/auscon/pages/20826/attachments/original/1665019942/2208_Nature_NatureDependencyReport_FINAL-2.pdf?1665019942
- Pelletier, M.-C., Heagney, E., & Kovač, M. (2021). Valuing recreational services: A review of methods with application to New South Wales National Parks. *Ecosystem Services*, 50, 101315.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101315>
- Porto, R.G., de Almeida, R.F., Cruz-Neto, O. et al. (2020). Pollination ecosystem services: A comprehensive review of economic values, research funding and policy actions. *Food Sec.* 12, 1425–1442 (2020). <https://doi.org/10.1007/s12571-020-01043-w>
- Recuero Virto, L., Weber, J.-L., & Jeantil, M. (2018). Natural Capital Accounts and Public Policy Decisions: Findings From a Survey. *Ecological Economics*, 144, 244–259.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.08.011>
- Rosendahl, K. E. (2012). Helseeffekter av luftforurensning og virkninger på økonomisk aktivitet: generelle relasjoner med anvendelse på Oslo. *SSB rapport*. <https://ssb.brage.unit.no/ssb-xmlui/handle/11250/181195?show=full&locale-attribute=no>
- Rosendahl, K. E., Wangsness, P.B. (2023). Karbonpriser. *Samfunnsøkonomen*, nr. 3, 2023.
<https://www.samfunnsokonomen.no/asset/Utgaver/2023/03/Samf-2023-03.pdf>
- Ruijs, A., & van Egmond, P. (2017). Natural capital in practice: How to include its value in Dutch decision-making processes. *Ecosystem Services*, 25, 106–116.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.03.025>
- Rusch, G. M., Bartlett, J., Kyrkjeeide, M. O., Lein, U., Nordén, J., Sandvik, H., & Stokland, H. (2022). A joint climate and nature cure: A transformative change perspective. *Ambio*, 51(6), 1459–1473.
- Rusch, G.M., Engen, S., Friedrich, L., Hindar, K., Krøgli, S.O., Immerzeel, B., Solberg, E., Köhler, B., Dramstad, W., Venter, Z., Spielhofer, R., Stange, E. & Barton, D.N. (2024). Biofysisk regnskap av økosystemtjenester etter FN standard i Norge. *NINA-rapport*. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/3103351>
- Seifert-Dähnn, I., Furuseth, I. S., Riise, E. & Barton, D. N. (2022). Norge trenger et overvannsgebyr – muligheter og utfordringer. I S. Taubøll (red.), *Vann, juss og samfunn – Rettigheter og regulering i utvikling (Kap. 6, s. 143–171)*. Cappelen Damm Akademisk.
<https://doi.org/10.23865/noasp.176.ch6> Lisens: CC-BY 4.0
- SSB (2023) Statistisk sentralbyrå. Økonomiske analyser 1/2023: Økonomisk utsyn over året 2022. Kapittel 6.3.
- Statistics Netherlands. (2020). Monetary valuation of ecosystem services for the Netherlands. *Statistics Netherlands*. <https://www.cbs.nl/en-gb/background/2020/04/monetary-valuation-of-ecosystem-services-for-the-netherlands>
- Statistics Netherlands & WUR. (2022). Technical Report. *Statistics Netherlands*. <https://www.cbs.nl/en-gb/society/nature-and-environment/natural-capital/technical-report>
- Strand, G.-H., Svensson, A., Rekdal, Y., Stokstad, G., Mathiesen, H., & Bryn, A. (2021). Verdiskaping i utmark Status og muligheter. NIBIO, 7, 2021. https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/bitstream/handle/11250/2828238/NIBIO_RAPPORT_2021_7_175.pdf?sequence=4&isAlloved=y

- ten Brink, P. (2008). Measuring benefits from ecosystem services – Integrating monetary and non-monetary estimates. Presentation at the Workshop on “The Economics of The Global Loss of Biological Diversity”, Brussels March 5th-6th 2008. www.slideshare.net/Patricktenbrink/the-economics-of-the-global-loss-of-biological-diversity-brussels-workshop-march-2008-patrick-ten-brink-of-ieep
- U.S. Environmental Protection Agency. (2020). Metrics for national and regional assessment of aquatic, marine, and terrestrial final ecosystem goods and services. EPA645/R-20-002. U.S. Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/eco-research/national-ecosystemservices-classification-system-nescs-plus>
- Utdanningsdirektoratet. (2021). Barn, barnehager og ansatte. <https://www.udir.no/tall-og-forskning/statistikk/statistikk-barnehage/analyser/fakta-om-barnehager/tall-om-barnehagen/>
- Vanoli, A. (2017), The Future of the SNA in a Broad Information System Perspective. Review of Income and Wealth, 63: S238-S265. <https://doi.org/10.1111/roiw.12332>
- Venter, Z., Hassani, A., Stange, E., Schneider, P. og Castell, N. (2024). Reassessing the role of urban green space in air pollution control. <https://www.pnas.org/doi/10.1073/pnas.2306200121>
- Venter, Z. S., Krog, N. H., & Barton, D. N. (2020). Linking green infrastructure to urban heat and human health risk mitigation in Oslo, Norway. *Science of the Total Environment*, 709, 136193. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136193>
- Zinsstag, J., Schelling, E., Waltner-Toews, D. & Tanner, M. (2011). From “one medicine” to “one health” and systemic approaches to health and well-being. *Preventive veterinary medicine* 101(3-4): 148-156.

Vedlegg A: Tabell bakgrunnsdokument – TF Monetary valuation

Kilde: MONETARY VALUATION – Bakgrunnsnotat Task Force ecosystem accounting 8.-9. februar 2022. Dokumentet er en foreløpig vurdering av mulige verdsettingsmetoder for økosystemtjenester som i en tidlig fase var foreslått inkludert i fremtidig rapportering til Eurostat. Arbeidet ble satt i bero for å fokusere på de rapporteringspliktige delene av økosystemregnskapet, det vil si de biofysiske regnskapene.

Dokumentet er tilgjengelig ved denne nettsiden: <https://circabc.europa.eu/ui/group/922b4700-1c83-4099-b550-763badab3ec0/library/0fe04a6d-f209-492f-954c-a98fc5e0e289/details>

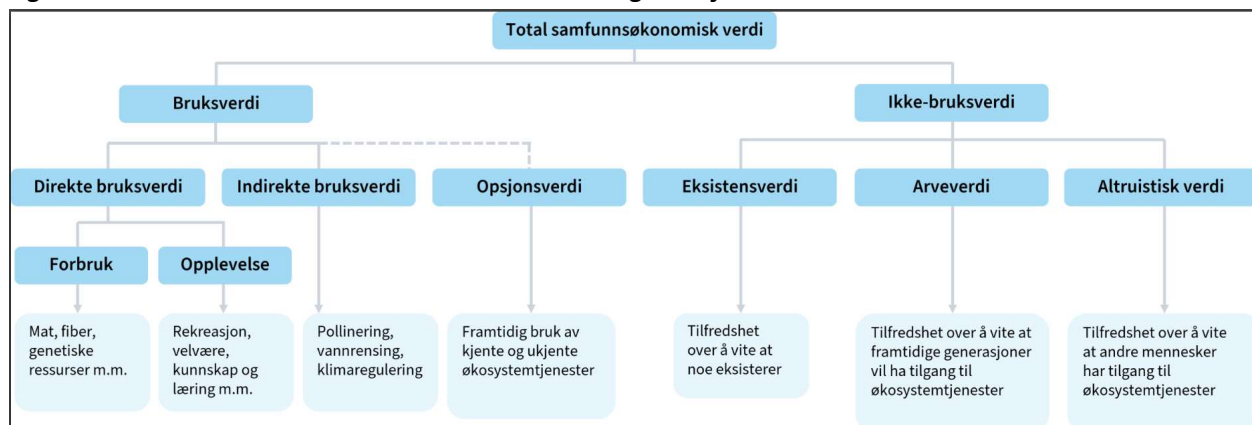
Table 1. Monetary Valuation of Selected Ecosystem Services

Services	Ecosystem contributions	Physical measurement	Potentially viable valuation options (non-exhaustive)
(i) Provisioning services:			
Crop provision	Growth of cultivated plants	Tonnes of agricultural crops, by type of crop	Resource rent: valuing the ES as the residual after all other costs/inputs are accounted for.
Pollination	Wild pollinators fertilising crops	Tonnes of pollinator-dependent crops attributed to wild pollinators, by type of crop	(1) Attributable resource rent (2) Replacement cost (using domesticated pollinators) <i>Note this service is intermediate not final – the final service is crop production – so this value should not be counted as additional to the crop production service.</i>
Timber provision	Growth of trees and other woody biomass for wood supply	Net increment in thousand m ³ overbark	Resource rent
(ii) Regulating and maintenance services			
Air filtration	Filtering of air-borne pollutants by ecosystem components, particularly trees. .	Tonnes of fine particulate matter (PM2.5) absorbed	Avoided (health) damage costs <i>Note (i) should relate to costs of healthcare, not welfare lost due to illness and (ii) different countries health systems have different structures.</i>
Soil erosion control	The stabilising effects of vegetation	Tonnes of soil retained.	Replacement cost for soil fertility <i>Note suggestion to delete this service from the legal module due to data limitations and high initial costs</i>
Global climate regulation	(1) Removal (net sequestration) of carbon from the atmosphere. (2) Retention (storage) of carbon in ecosystems.	Tonnes of net sequestration of carbon Tonnes of carbon stored in ecosystems (above ground and below ground in the first 2 meters of soil).	ETS - Traded price of carbon? Or Marginal Abatement Cost value? <i>Note: TBC in coordination with carbon accounting paper, and potential effects of including ecosystem carbon on these metrics.</i>
Local climate regulation	The regulation of ambient atmospheric conditions (including micro and mesoscale climates) in	Reduction of temperature in cities, as defined in Regulation (EU) 2017/2391, due to the effect of urban vegetation in	Avoided (economic) damage costs. Ideally these should include avoidance of: (i) lost output (ii) increased costs of healthcare

Services	Ecosystem contributions	Physical measurement	Potentially viable valuation options (non-exhaustive)
	urban areas through the presence of vegetation that improves the living conditions for people and supports economic production.	degrees Celsius on days exceeding 30 degrees Celsius.	(iii) increased cooling costs
Flood protection, which includes:	(i) linear vegetation elements providing physical barrier to floods o (ii) ecosystems absorbing and storing water, mitigating floods a.	Reduction of residential, industrial and commercial area, and infrastructure flooded within a-once-in-100-years flood category due to the presence of natural water retention measures, in 1000 ha	(1) damage costs avoided (2) replacement costs (costs of providing alternative flood defences) The choice should be guided by the more likely/cost-effective alternative, i.e. the lower of the two. <i>Note suggestion to delete this service from the legal module due to data limitations and high initial costs</i>
(iii) Cultural services:			
Recreation	The biophysical characteristics and qualities of ecosystems, that enable people to use and enjoy the environment through direct, in-situ, physical and experiential interactions with the environment	Number of visits primarily attributable to ecosystems. If possible, broken down by time spent (e.g. more than 3h, less than 3h)	Transfer of unit values per trip, ideally based on studies of exchange value estimated as a simulated exchange value assuming a profit maximising ecosystem trustee. <i>Note: the alternative of counting attributable daily expenditures measures expenditures connected to the service, and already included in SNA, but not the exchange value as defined above. See Appendix A.</i>
Tourism-related services	As above.	Number of overnight stays in hotels, hostels, camping grounds, etc., that can be attributed to visits to ecosystems	As above for recreation - attributable overnight expenditures could be included in complementary accounts but do not represent the exchange value of the service.

Vedlegg B: Total samfunnsøkonomisk verdi

Figur B1 Total samfunnsøkonomisk verdi ved vurdering av miljøtiltak



Kilde: DFØ sin veileder for samfunnsøkonomisk analyse.

Figur B1 viser de ulike verdiene som er knyttet til naturgoder og hvilke økonomiske verdier de er knyttet til. Oppdeling i verdikomponenter er omtalt i NOU 2013:10 og benyttes i samfunnsøkonomiske analyser for identifisering og vurdering av miljøvirkninger i DFØ sin veileder³².

Monetær verdsetting av økosystemtjenester under FNs rammeverk for økosystemregnskap inkluderer **direkte** og **indirekte bruksverdi**. Opsjonsverdier og ikke-bruksverdier er ikke inkludert i verdsetting av økosystemtjenester.

³² <https://dfo.no/fagomrader/utredning-og-analyse-av-statlige-tiltak/samfunnsokonomiske-analyser/veileder-i-samfunnsokonomiske-analyser>

Vedlegg C: Begrepsforklaringer

Tabell C1 Vedleggstabell. Begrepsforklaringer

Begrep	Forklaring
Abiotiske strømmer eller faktorer	Abiotiske strømmer er bidrag fra miljøet som ikke bygger på biologiske prosesser. Luft, vind, sollys, temperatur, og jordvarme er eksempler på abiotiske faktorer.
Betalingsvillighet	Betalingsvillighet, den høyeste pris en kjøper er villig til å betale for en ekstra enhet av et gode. Den gir uttrykk for den behovstilfredsstillelsen kjøperen vil ha av et gode (vare eller tjeneste). Betalingsvilligheten kan som regel ikke registreres i faktiske markeder fordi kjøperne ikke betaler det de er villig til, men betaler en fast pris som fastsettes i markedet. Mange konsumenter vil derfor betale mindre enn betalingsvilligheten sin for et gode, og de får da et konsumentoverskudd. Konsumentoverskuddet er forskjellen mellom betalingsvilligheten for en vare og den prisen en konsument faktisk betaler for varen.
Bytteverdi	Bytteverdi er den relative prisen en vare kan byttes i noe annet for (snl.no). Bytteverdien er så langt det er mulig basert på markedspriser. Der ikke markedspriser er tilgjengelig, kan verdien alternativt verdier beregnes og benyttes, blant annet med komponenter fra kostnadssiden.
Kryssløpstabeller	Kvadratiske kryssløpstabeller viser leveransene fra hver næring til andre næringer og til sluttanvendelse. Input-output på engelsk. Se også tilgangs- og anvendelsestabeller
Logisk kjede	En logiske kjede viser sekvensene der en økosystemenhet leverer en økosystemtjeneste til en økonomisk enhet, som videre bruker økosystemtjenesten som innsatsfaktor i en produksjons- eller forbruksaktivitet, noe som fører til nytte som inngår eller ikke i nasjonalregnskapet.
Mellomliggende økosystemtjenester vs. produktinnsats	Mellomliggende økosystemtjenester er definert i SEEA som «de økosystemtjenestene der brukeren av økosystemtjenestene er en økosystemenhet og hvor det er en forbindelse til leveransen av endelige økosystemtjenester» (SEEA EA 6.26). Pollinerings-tjenester er et eksempel på mellomliggende økosystemtjeneste.
Miljøregnskap	Miljøregnskap i lys av det internasjonale rammeverket for miljøregnskaper (The System of Environmental-Economic Accounting—SEEA Central Framework, 2012) omhandler interaksjonene mellom økonomien og naturen og beskriver fysiske og monetære strømmer, beholdninger og endringer i beholdninger av naturkapitalen. I tillegg inkluderer miljøregnskap fysiske regnskaper over utslipp til luft, energi, avfall og vann, monetære regnskaper som miljøskatter- og subsidier samt indikatorer og intensiteter.
Naturkapital	Naturkapital, slik det er definert av EU ¹ , inkluderer beholdningene av både ikke-fornybare og fornybare naturkapitalverdier der verdien av fornybar kapital utledes basert på strømmen av økosystemtjenestene som forsynes over tid. SSB definerer naturkapital som ikke-produsert kapital som forekommer i naturen, og som det knytter seg eiendomsrett til.
Naturressursenhet	Ulike enheter som samfunnet eller økonomien drar nytte av fra naturen eller miljøet, som mineral- og energiresurser, land, jord, akvatiske ressurser og andre biologiske ressurser. Omtales i SEEA CF.
Mikro- og mesoskala	Mikro- og mesoskala relatert til klima går på geografisk skala hvor mikroskala er arealer opp til 1000 meter, mens mesoskala går fra 1-1000km ² .
Tilgangs- og anvendelsestabeller	Rektangulære kryssløpstabeller- Disse gir en tallmessig oversikt over tilgang og anvendelse av varer og tjenester for hele økonomien. Tilgangstabellen viser tilgangen av varer og tjenester (produkter) fra innenlandsk produksjon i de respektive næringer og fra import. Anvendelsestabellen viser anvendelsen av produkter til produktinnsats i næringene og til sluttanvendelse (konsum, investering, eksport).
Verdioverføring	Verdioverføringer omfatter et sett med teknikker som bruker data fra spesifikke steder for å estimere pengeverdier på andre steder (de er også kjent som fordelsoverføringer).
Økosystemenhet	Økosystemenhet eller en økosystemforekomst er et sammenhengende område av en bestemt økosystemtype.
Økosystemtype	Økosystemtype («ecosystem type» på engelsk) er en fellesbetegnelse på økosystemenheter samlet over et helt økosystemregnskapsområde.

Begrep	Forklaring
Økosystemregnskap	Registrerer beholdninger og strømmer vedrørende økosystemer og økosystemtjenester.
Økosystemkapital	Økosystemkapital er den delen av naturkapital som inkluderer biotiske faktorer og som er avhengig av økosystemer og strømmen av økosystemtjenester.
Økosystemregnskapsområde	Det geografiske området som økosystemregnskapet er utarbeidet for.
Økosystemulempe (ecosystem disservice)	Oppstår i kontekster der utfallet av interaksjoner mellom økonomiske enheter og økosystemverdier er negative fra de økonomiske enhetenes perspektiv.

¹ <https://ec.europa.eu/newsroom/env/items/661981>

² <https://www.mmm.ucar.edu/>

Se også ssb.no for mer om begreper i nasjonalregnskapet³³.

³³ <https://www.ssb.no/nasjonalregnskap-og-konjunkturer/metoder-og-dokumentasjon/begreper-i-nasjonalregnskapet>

Vedlegg D: Økosystemtjenester inkludert i økonomisk verdsetting i Nederland og UK

Basert på erfaring fra andre land som Nederland og UK er det ofte et utvalg av økosystemtjenester som utvikles i førsteomgang, og senere suppleres når data, verktøy og/eller metoder foreligger.

Tabell D1 Vedleggstabell. Økosystemtjenester inkl. i Nederland, biofysisk og monetære verdier

Ecosystem services included	
Provisioning services	
Crop provisioning services	physical and monetary
Fodder and grazed biomass provisioning services	physical and monetary
Wood provisioning services	physical and monetary
Regulating services	
Water purification services	monetary
Carbon sequestration	physical and monetary
Pollination	physical and monetary
Air filtration	physical and monetary
Coastal protection	physical and monetary
Protection against flooding due to heavy rainfall	physical
Local climate regulation	physical
Cultural services	
Nature recreation	physical and monetary
Nature tourism	physical and monetary
Amenity services	monetary

Tabell D2 Vedleggstabell. Økosystemtjenester inkl. i UK

Ecosystem services included ¹	
Provisioning services	
Agricultural biomass provisioning	
Water provisioning	
Fish provisioning	
Wood provisioning services	
Regulating services	
Water purification services	
Greenhouse gas regulating	
Air pollution regulating	
Noise regulating	
Urban heat regulating	
Cultural services	
Recreation (health benefits)	
Recreation and aesthetics (house prices)	
Recreation and tourism (expenditure)	

¹ I naturkapitalregnskaper er også andre forsyningstjenester som fornybar energi og mineraler inkludert. De er ikke tatt med i denne tabellen.

Vedlegg E: Anvendelsestabell

Tabellen viser i en fremstilling av mulige anvendelser av økosystemtjenester.

Tabell E1 Vedleggstabell. Fremstilling av anvendelsestabell

Økosystemtjenester	Økonomiske aktører										Økosystemer																	
	Jordbruk	Skogbruk	Fiske, fangst og akvakultur	Industri	Turisme	Andre næringer	Konsum i offentlig	Konsum i husholdninger	Sum innland	Eksport	Sum økonomiske aktører	Bebyggelse/Samferdsel	Dyrket mark	Grasmark	Skog	Heier og åpen vegetasjon	Lite vegetert mark	Våtmark	Elver/bekker	Innsjøer/tjern	Innaskjærs kystfarvann	Svaberg, kyststrender og	Åpent hav	Sum anv. økosystemer	Eksport	Sum anvendelse av økosystemenheter	Sum anvendelse	
Forsynende tjenester																												
Forsyning av avlinger*	x							x			x																	x
Forsyning av tømmer*		x						x			x																	x
Forsyning fra husdyrhold	x							x			x																	x
Forsyning fra akvakultur			x					x			x																	x
Forsyning av biomasse fra beiting	x							x			x		x											X				X
Forsyning av vill fisk og annen naturlig akvatisk biomasse			x					x		x	x																	X
Forsyning av vill flora og fauna og andre biomasser	x			x		x		x		x	x																	X
Forsyning av genetiske materiale	x	x	x	x			x				x																	X
Vannforsyning	x			x				x	x		x																	X
Andre forsyningstjenester																												
Regulerende og vedlikeholdstjenester																												
Global klimaregulering *							x		x	x	x																	x
Lokal klimaregulering *								x	x		x	x												x				x
Luftrensningstjenester*								x	x	x	x																	x
Tjenester koblet til nedbørsmønster	x	x	x	x		x	x	x	x		x																	x
Regulering av jordkvalitet	x	x	x	x		x	x	x	x		x		x	x	x	x	x	x							x			x
Jorderosjonskontroll	x	x	x	x		x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x							x				x
Sanering av fast avfall	x	x	x	x		x	x	x	x		x																	x
Vannrensningstjenester	x	x	x	x		x	x	x	x		x																	x
Regulering av vannføringstjenester	x	x	x	x		x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	(x)	(x)					x			x
Kystbeskyttelsestjenester	x	x	x	x		x	x	x	x		x																	x
Flomkontrolltjenester	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x																	x
Stormdempende tjenester	x	x	x	x		x	x	x	x		x																	x
Støydempingstjenester	x	x	x	x		x	x	x	x		x																	x
Pollineringstjenester*	x							x	x		x	x	x												x	x		x
Biologisk kontroll av sykdommer								x				x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
Biologisk kontroll av skadedyr												x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
Formering og opprettholdelse av habitat for nytteplanter og dyr	x	x	x	x		x	x	x	x		x	x	x	x	x							x			x			x
Andre regulerende tjenester																												
Kulturelle tjenester																												
Rekreasjonsrelaterte tjenester *					x			x	x		x																	x
Visuelle opplevelsestjenester					x			x		x																		x
Utdannings-, vitenskapelige og forskningstjenester						x	x		x		x																	x
Åndelige, kunstneriske og symbolske tjenester								x	x		x																	x
Andre kulturelle tjenester								x	x		x																	x
Flows related to non-use values																												
Opplevelsesverdi av økosystem og arter																												

Vedlegg F: Brukere av økosystemtjenester – Eksempel fra USA

Table 2. Beneficiary Classifications from NESCS Plus

These are used to systematically identify beneficiaries who directly use, interact with, or directly perceive nature. Ecosystem teams used this classification to identify ecosystem-specific beneficiaries.

Beneficiary Class and Description	Beneficiary Subclasses
Agricultural <i>Beneficiaries who use the environment for agricultural or forest production activities</i>	Livestock Grazers; Agricultural Processors; Aquaculturists; Farmers; Foresters; Other Agricultural Beneficiaries
Commercial/Industrial <i>Beneficiaries who directly use the environment for industrial or commercial production activities not included in the other categories</i>	Food Extractors; Timber, Fiber, and Ornamental Extractors; Industrial Processors; Private Energy Generators; Pharmaceutical and Food Supplement Suppliers; Fur/Hide Trappers and Hunters; Private Drinking Water Plant Operators; Commercial/Industrial Property Owners
Government, Municipal, Residential <i>Governmental, military, and residential beneficiaries who make direct use of the environment in ways not included in the other categories</i>	Municipal Drinking Water Plant Operators; Residential Property Owners; Public Sector Property Owners; Military/Coast Guard; Public Energy Generators
Transportation <i>Military and commercial beneficiaries who use the environment as a medium to transport goods or people</i>	Transporters of Goods; Transporters of People
Subsistence <i>Beneficiaries who use the environment to support subsistence activities</i>	Water Subsisters; Food and Medical Subsisters; Timber, Fiber, and Fur/Hide Subsisters; Building Material Subsisters; Other Subsisters
Recreational <i>Beneficiaries who use the environment to support recreational activities</i>	Experiencers and Viewers; Food Pickers and Gatherers; Hunters; Anglers; Waders, Swimmers, and Divers; Boaters; Other Recreational
Inspirational <i>Beneficiaries who use or appreciate the environment as a source of inspiration</i>	Spiritual and Ceremonial Participants and Participants of Celebration; Artists; Other Inspirational
Learning <i>Beneficiaries who directly rely on the environment for educational or scientific research activities</i>	Educators and Students; Researchers
Non-Use <i>Individuals who benefit from the environment in ways that do not require or are not associated with direct use of or contact with a final ecosystem good</i>	People Who Care (Existence); People Who Care (Option /Bequest)
Humanity <i>Everyone, regardless of whether they actively recognize or appreciate the final ecosystem good, because they are available to everyone and used by everyone to live (e.g., air for breathing)</i>	All Humans

Kilde: USA Environmental Protection Agency (2020).

Figurregister

Figur 1.1	Inndeling av naturkapital	9
Figur 2.1	Utvikling i bruttonasjonalprodukt, nettonasjonalinntekt og grønn nasjonalinntekt for Danmark.....	14
Figur 2.2	Utvikling i global formue per innbygger	15
Figur 3.1	Illustrasjon av forholdet mellom begrepene økosystemregnskapsområde (ØRO), økosystemtype (ØT) og økosystemenhet (ØE).....	17
Figur 3.2	Illustrasjon av hvilke økonomiske verdier som vises ved bruk av transaksjonsverdier av økosystemtjenester	19
Figur 3.3	Måling av nytte ved økosystemtjenester: nyttepyramiden. Sammenheng mellom økosystemtjenester (ØT) og monetær verdsetting	22
Figur 3.4	Tilgangs- og anvendelsessiden i økosystemregnskapsområde	25
Figur 4.1	Utleddning av ressursrente	32
Figur 4.2	Ulike typer bruk av originale verdsettingsstudier og krav til nøyaktighet	38
Figur 4.3	Økonomisk verdsetting i ulike kontekst.....	39
Figur 5.1	Logisk kjede for forsyning av avlinger.....	40
Figur 5.2	Logisk kjede for forsyning av tømmer	43
Figur 5.3	Logisk kjede for lokal klimaregulering	51
Figur 5.4	Logisk kjede for global klimaregulering.....	52
Figur 5.5	Logisk kjede for luftrensing.....	53
Figur 5.6	Logisk kjede for pollinering	55
Figur 5.7	Overlappende definisjoner av opplevelse-, rekreasjon- og turismerelaterte tjenester og dobbel telling. Hentet og oversatt fra Barton et al. (2019)	66
Figur 5.8	Logisk kjede for rekreasjonsrelaterte tjenester.....	67
Figur 6.1	Sammenheng mellom arealutbredelse og økosystemtilstand og kapasitet til å produsere økosystemtjenester.....	84
Figur 8.1	Eksempel på en brotabell som synliggjør ulike monetære verdianslag.....	96
Figur B1	Total samfunnsøkonomisk verdi ved vurdering av miljøtiltak.....	117

Tabellregister

Tabell 1.1	Delregnskapene i økosystemregnskap	9
Tabell 3.1	Illustrasjon av en generisk logisk kjede: nøkkelementer for monetærverdsetting i SEEA EA.....	21
Tabell 3.2	Fra SEEA EA – tabell 6.3 – oversatt til norsk.....	22
Tabell 3.3	Tilgang av økosystemtjenester.....	26
Tabell 3.4	Anvendelse av økosystemtjenester.....	26
Tabell 4.1	Verdsettingsmetoder i SEEA EA.....	30
Tabell 5.1	Foreløpig vurdering – forsynende tjenester.....	49
Tabell 5.2	Beskrivelse status A-D.....	49
Tabell 5.3	Foreløpig vurdering – regulerende tjenester	64
Tabell 5.4	Beskrivelse status A-D.....	64
Tabell 5.5	Verdi av rekreasjonsrelaterte økosystemtjenester i Oslofjorden	69
Tabell 5.6	Foreløpig vurdering kulturelle tjenester	72
Tabell 5.7	Beskrivelse status A-D.....	72
Tabell 5.8	Verdsetting av økosystemtjenester ved Eurostat-rapportering	75
Tabell 6.1	Illustrasjon av hvordan et økosystemkapitalregnskap kan se ut.....	79
Tabell 6.2	Valg av kalkulasjonsrente for statlige tiltak. Tall i prosent	82
Tabell 7.1	Forenklet utvidet kryssløpstabell.....	87
Tabell 8.1	Eksempel på brotabell fra SEEA EA manualen.....	96
Tabell 9.1	Fordeling av økosystemtjenester på rangerte metoder.....	101
Tabell C1	Vedleggstabell. Begrepsforklaringer	118
Tabell D1	Vedleggstabell. Økosystemtjenester inkl. i Nederland, biofysisk og monetære verdier	120
Tabell D2	Vedleggstabell. Økosystemtjenester inkl. i UK.....	120
Tabell E1	Vedleggstabell. Fremstilling av anvendelsestabell	121