

RAPPORT

HVA GJØR KULTURLANDSKAPET FOR OSS?

Forstudie til å vurdere jordbrukets bidrag til kulturlandskap og økosystemtjenester



MENON-PUBLIKASJON NR. 36/2018

Av Øyvind N. Handberg, Siri Voll Dombu og Henrik Lindhjem



Forord

Denne utredningen av Menon Economics er skrevet med støtte fra Forskningsmidlene for jordbruk og matindustri, ved Landsbruksdirektoratet. Utredningen klassifiserer og viser hvilke økosystemtjenester kulturlandskapet leverer i Norge og skisserer en verdsettingsstudie for å kvantifisere disse bidragene. Hovedmålet med prosjektet har vært å styrke Norges evne til å ta i bruk metoder for å kvantifisere, verdsette og synliggjøre den samfunnsøkonomiske nytteverdien av jordbrukets økosystemtjenestebidrag gjennom kulturlandskapet.

Henrik Lindhjem ved Menon Senter for Miljø- og Ressursøkonomi har vært prosjekteier, Øyvind Nystad Handberg har vært operativprosjektleder og Siri Voll Dombu har vært prosjektmedarbeider. Kristin Magnussen har vært kvalitetssikrer. Wenche Dramstad, Grete Stokstad og Wendy Fjellstad (alle NIBIO) har kommet med nyttige innspill og databidrag.

Menon Economics er et forskningsbasert analyse- og rådgivningsselskap med 40 økonomer i staben. Gjennom etableringen av Menon Senter for Miljø- og Ressursøkonomi (MERE) har Menon utvidet og styrket sin kompetanse på samfunnsøkonomiske analyser og bruk av metoder for å kvantifisere, vurdere og verdsette hvilken betydning fellesgoder har for folks velferd. MERE jobber også med evaluering og utforming av virkemidler.

Forfatterne står ansvarlige for alt innhold i rapporten.

April 2018

Henrik Lindhjem
Prosjekteier
Menon Senter for Miljø- og Ressursøkonomi

Innhold

SAMMENDRAG	3
1. INNLEDNING	4
1.1. Bakgrunn og motivasjon	4
1.2. Mål, avgrensninger og begreper	5
1.3. Disposisjon	6
2. JORDBRUKETS BIDRAG TIL KULTURLANDSKAP I NORGE	7
2.1. Status	7
2.2. Utvikling	9
2.3. Kulturlandskapets elementer	12
3. KULTURLANDSKAPETS BIDRAG TIL ØKOSYSTEMTJENESTER	15
3.1. Klassifisering av økosystemtjenester og jordbrukets bidrag	15
3.2. Økosystemtjenester fra kulturlandskapet	16
4. METODER OG ANSLAG – KULTURLANDSKAPETS FELLESGODER	19
4.1. Metoder	19
4.2. Kvantifisering av verdien av kulturlandskapselementer	22
4.3. Grovanslag for verdien av kulturlandskapet i Norge	25
4.4. Verdioverføring eller ny studie	27
5. FORSLAG TIL NY VERDSETTINGSSTUDIE FOR NORSKE FORHOLD	28
5.1. Kartlegge areal og kulturlandskapselementer	29
5.2. Mindre (marginale) endringer	31
5.3. Avslørte preferanser	32
5.4. Oppgitte preferanser	35
6. KONKLUSJON OG ANBEFALINGER	38
REFERANSELISTE	39

Sammendrag

Jordbrukets kulturlandskap produserer årlig store ikke-prissatte verdier for den norske befolkning. Denne utredningen diskuterer disse bidragene og vurderer relevant litteratur og relevante metoder for å verdsette dem. Utredningen skisserer også en større verdsettingsstudie som kan danne et viktig beslutningsgrunnlag for virkemiddelutformingen i sektoren.

I tillegg til å produsere mat, fiber og energi, leverer jordbruket en rekke goder og tjenester til nytte for befolkningen. Kulturlandskapet kan for eksempel skape rekreasjons- og opplevelsesmuligheter og forbedre landskapsestetikken. Jordbruksarealene kan også bidra med regulerende tjenester, som karbonlagring og vannregulering. Selv om slike eksterne goder er sentrale argumenter i politiske landbruksdiskusjoner, er de i mindre grad kvantifisert, sammenlignet med markedsgoder og enkelte eksterne kostnader (som for eksempel klimagassutslipp). Mangelfullt beslutningsgrunnlag om den samfunnsøkonomiske nytten kan føre til sub-optimale løsninger i samfunnsplanleggingen. God virkemiddel-utforming krever kunnskap om jordbrukets totale velferdsbidrag, og denne rapporten ser de positive bidragene til kulturlandskapet.

Denne utredningen belyser kulturlandskapets bidrag til økosystemtjenester. Hovedmålet er å vise til og vurdere metoder for å kvantifisere, verdsette og synliggjøre den samfunnsøkonomiske nytteverdien av jordbrukets bidrag til viktige fellesgoder. Rapporten sikter på å gjøre dette gjennom tre delmål:

- Delmål 1:** Grovkartlegge jordbrukets bidrag til kulturlandskap og økosystemtjenester i Norge.
- Delmål 2:** Vurdere metoder og litteratur for å kvantifisere og verdsette jordbrukets bidrag, og gi grovanslag for størrelsesorden.
- Delmål 3:** Utforme forslag til ny, større verdsettingsstudie for norske forhold – den første i sitt slag – for å kvantifisere og verdsette sektorens bidrag til kulturlandskap og økosystemtjenester, som grunnlag for videre samfunnsøkonomiske prioriteringer og virkemiddelutforming innenfor sektoren.

Det er store regionale forskjeller på kulturlandskap i Norge. For eksempel er steingjerder et viktig element langs deler av kysten, mens trekkerer er viktig i deler av Sør- og Østlandet. Dette betyr at kulturlandskapets økosystemtjenester varierer på tvers av regioner. Det betyr også at lokalbefolkningen kan vurdere endringer i ulike kulturlandskapselementer ulikt: det kan være avtagende nytte av mer av samme elementer, og det kan være knyttet lokal identitet til stedsspesifikke elementer. Nedbygging og gjengroing som trusler mot kulturlandskapet varierer også på tvers av landet. I kapittel 2 og 3 av besvarer vi Delmål 1 i mer detalj.

Det eksisterer en rekke velprøvde metoder for å verdsette ikke-prissatte verdier. Studier fra inn- og utland viser at man verdsetter kulturlandskapet og elementene i det. Gjennom en svært enkel overføring illustrerer vi i kapittel 4 hvordan studiene kan brukes for å gi et grovanslag på verdien av det norske kulturlandskapet. Med en rekke variabler som påvirker resultatene og få studier gjennomført i Norge er det imidlertid utfordrende å overføre resultatene til (unike) norske forhold. Vi mener derfor at det er behov for en norsk verdsettingsstudie som kartlegger befolkningens bruks- og ikke-bruksverdier av kulturlandskapet.

Rapporten skisserer til slutt hvordan en slik verdsettingsstudie kan gjennomføres i Norge, og viser at ulike former for verdsetting har ulike bruksområder. En overordnet, nasjonal verdsettingsstudie av kulturlandskapets totale verdi kan brukes for å bevisstgjøre politikktutformere, forvaltere og befolkningen, mens mer nøyaktige og spesifikke studier kan brukes til å internalisere kulturlandskapskostnadene i prioriteringer og beslutninger, eller til å estimere avgifter. Vi skisserer både det overordnede, hvor kartlegging av areal, elementer og bruk er viktig, og viser til eksempler på mer presis (og lokalspesifikk) verdsetting.

1. Innledning

1.1. Bakgrunn og motivasjon

Jordbrukets hovedfunksjoner er å produsere mat, fiber og energi. Sektoren leverer imidlertid også en rekke andre goder og tjenester til nytte for befolkningen. Flere av disse skapes gjennom forvaltning av kulturlandskapet. Kulturlandskapet kan for eksempel skape rekreasjons- og opplevelsesmuligheter og forbedre landskapsestetikken. Kulturlandskapet leverer derfor økosystemtjenester, som direkte eller indirekte bidrar til menneskelig velferd.¹ Mange av tjenestene og godene kulturlandskapet leverer er ikke-tilsiktete resultater (eksternaliteter) som følge av for eksempel matproduksjon. Å overse disse undervurderer jordbrukets totale velferdsbidrag. Spesielt interessant er velferdsbidragene som kan nyttes fritt av alle, også kalt fellesgoder.

I takt med at befolkningens velstand øker og preferansene endrer seg, synes fellesgodebidragene å bli relativt viktigere i mange sektorer som forvalter og påvirker store arealer, inkludert jordbruket (NOU 2012:16). Samfunnsøkonomiske vurderinger er også blitt viktigere for de fleste politiske valg og prioriteringer. Slike vurderinger krever altså kunnskap om sektorens totale velferdsbidrag, inkludert fellesgodene.

De siste 20-30 årene har det vært lagt vekt på landbrukssektorens² «multifunksjonelle» rolle og bidrag (Meld. St. 19 1999-2000; Rønningen m.fl. 2005). Denne diskusjonen har i liten grad blitt støttet av gode, kvantitative studier og analyser av hvor stort dette bidraget faktisk er (se for eksempel Spissøy m.fl. 2012, som etterlyser dette). Multifunksjonaliteten har dermed ikke blitt relevant nok til å bli «tatt på alvor» i tilstrekkelig grad. Det handler ikke primært om jordbrukets og sektorstøttens legitimitet i befolkningen, men, som vi ser det, å oppnå et godt samfunnsøkonomisk beslutningsgrunnlag for prioriteringer og virkemiddelutforming, her som i andre sektorer.

I senere tid har det både nasjonalt og internasjonalt blitt utviklet et rammeverk for såkalte økosystemtjenester, som er godt egnet til å systematisere, kvantifisere og verdsette landbrukets «multifunksjonelle» bidrag til folks velferd. Det gjelder hele spennet fra de forsyvende tjenestene (mat og andre produkter) til opplevelses- og kunnskapstjenester, for eksempel knyttet til forvaltning av kulturlandskap. En slik tilnærming til produksjon av goder og tjenester kan være med på å sikre en optimal utforming av virkemidlene for et bærekraftig jordbruk.

De økonomiske metodene for å verdsette særlig fellesgodene, inkludert landskapsverdier, er blitt videreutviklet, raffinert og testet ut i flere land (Lindhjem m.fl. 2015, Zandersen m.fl. 2017). Flere studier diskutert i Lindhjem m.fl. (2015), dokumenterer, gjennom nøye utformede spørreundersøkelser av betalingsvillighet hos påvirket befolkning, at verdier knyttet til landskapsopplevelser trolig er undervurdert i mange sektorbeslutninger i Norge, og andre nordiske land. Det er helt sentralt å ta slike verdier med i beslutningsprosessene.

Bevissthet om at jordbruket produserer goder utover mat, fiber og energi er ikke noe nytt. Jordbruket tilføres betydelige midler over statsbudsjettet hvert år, ofte begrunnet med de positive bidragene til resten av samfunnet. Bidragene står også sentralt i de fleste stortingsmeldinger om landbrukssektoren, blant annet i Meld. St. 11 (2016–2017, s. 45): «Landbruket produserer ikke bare mat og fôr, men også fellesgoder som matsikkerhet,

¹ Et økosystem kan defineres som et dynamisk kompleks av levende organismer og det ikke-levende miljø rundt, som gjennom et samspill utgjør en funksjonell enhet (NOU 2013:10). Økosystemtjenester omfatter både fysiske goder (som mat, vann og ved) og tjenester (som karbonlagring, rekreasjon og estetiske opplevelser). Med velferd (eller samfunnsøkonomisk nytte) mener vi tilfredstillelse av behov eller livskvalitet. Dette kan være objektivt (som å dekke næringsbehov) eller subjektivt (som opplevelsen av et estetisk landskap).

² Denne rapporten fokuserer på jordbruk, men drar også på litteratur som omhandler landbruk (jordbruk, skogbruk, hagebruk og gartneri).

kulturlandskap, naturmangfold, vannmiljøer, bosetting og karbonfangst i jord.» Bidragene er imidlertid sjeldent verdsatt eller vurdert kvantitativt opp mot hverandre, slik at virkemiddelbeslutninger ofte i større grad er et resultat av politiske vurderinger og diskusjoner, enn de faktiske bidragene. Størrelse og innretning på overføringene til landbruket er for eksempel en stor politisk drakamp hvert år.

1.2. Mål, avgrensninger og begreper

Denne rapporten belyser kulturlandskapets bidrag til økosystemtjenester. Hovedmålet er å vise til og vurdere metoder for å kvantifisere, verdsette og synliggjøre den samfunnsøkonomiske nytteverdien av jordbrukets bidrag til viktige fellesgoder. Dette oppnås gjennom tre delmål:

- Delmål 1:** Grovkartlegge jordbrukets bidrag til kulturlandskap og økosystemtjenester i Norge.
- Delmål 2:** Vurdere metoder og litteratur for å kvantifisere og verdsette jordbrukets bidrag, og gi grovanslag for størrelsesorden.
- Delmål 3:** Utforme forslag til ny, større verdsettingsstudie for norske forhold – den første i sitt slag – for å kvantifisere og verdsette sektorens bidrag til kulturlandskap og økosystemtjenester, som grunnlag for videre samfunnsøkonomiske prioriteringer og virkemiddelutforming innenfor sektoren.

Rapporten er resultatet av en eksplorerende studie, hovedsakelig fundert på internasjonale studier og norske og internasjonale bidrag innen verdsettingsmetoder. Rapporten betrakter jordbrukets verdiskaping bredt i samfunnsøkonomisk forstand, inkluderer både markeds- og ikke-markedsverdier og gjør en bred grovkartlegging av verdiskapningen utover produksjon av mat, fiber og energi. Fokuset er likevel på kulturlandskapet, med særlig fokus på de kulturelle økosystemtjenestene, som rekreasjon, estetikk og bevaring av natur- og kulturarv.

Med kulturlandskap mener vi dagens og det historiske produksjonslandskapet i jordbruket.³ Dette inkluderer både utmark for høsting, som seterlandskap og kystheilandskap, og innmark, som dyrket mark, innmarksbeite og hager. Økosystemtjenester er «økosystemenes direkte og indirekte bidrag til menneskelig velferd» (NOU 2013, s. 10). Dette er videre definert og beskrevet i delkapittel 3.1.

Rapporten fokuserer på nyttesiden av kulturlandskapets økosystemtjenester og vurderer derfor ikke dette opp mot kostnadene, for eksempel i form av lavere produktivitet i matproduksjonen. For eksempel viser Stokstad (2014) til at en utvikling mot mindre oppstyking av jordbruksareal gir mer effektiv drift, på bekostning av biologisk mangfold og et variert kulturlandskap. Rapporten vurderer heller ikke hvordan virkemidler eller tiltak i jordbrukspolitikken påvirker kulturlandskapet og økosystemtjenestene (se for eksempel Nersten m.fl. 1999 og Tenge m.fl. 2016).

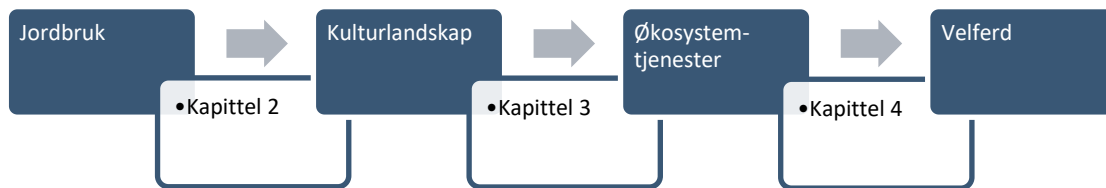
En siste viktig avgrensning er at utredningen ikke vurderer de eksterne kostnadene jordbruket produserer, for eksempel avrenninger til vann og vassdrag, klimagassutslipp og oppdyrking av natur. Dette kan ha negativ påvirkning på en rekke økosystemtjenester. Det er derfor viktig at denne rapporten ikke leses som et forsøk på netto verdsetting av jordbruket i Norge, men sees i sammenheng med jordbrukets eksterne kostnader, utredet andre steder. Miljødirektoratet har for eksempel oversikter over klimagassutslipp fra jordbruket.⁴

³ <http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Kulturlandskap/Hva-er-kulturlandskap/> [09.01.18].

⁴ <http://www.miljostatus.no/tema/klima/norske-klimagassutslipp/klimagassutslipp-jordbruk/> [16.04.18]

1.3. Disposisjon

Figur 1-1 illustrerer hvordan rapportens kapitler adresserer de ulike kausale sammenhengene i å vurdere kulturlandskapets rolle i jordbrukets velferdsbidrag.



Figur 1-1 Rapportens disposisjon

Kapittel 2 beskriver jordbrukets bidrag til kulturlandskapet, regionale forskjeller og hvordan dette bidraget har endret seg de siste ti årene. Kapitlet beskriver også de ulike elementene av kulturlandskapet som er relevante for denne rapporten. Kapittel 3 presenterer relevant litteratur for kulturlandskapets bidrag til økosystemtjenester, og oppsummerer disse i en skjønnsmessig vurdering av bidragenes betydning. Kapittel 4 diskuterer relevante metoder for å kvantifisere og verdsette økosystemtjenestenes bidrag til samfunnsnytt (velferd). Kapitlet presenterer også relevante verdsettingsestimater fra ulike studier i Norge og EU, og gir et grovanslag for totalverdien av kulturlandskapet i Norge. Kapittel 5 skisserer et helhetlig forskningsdesign av Figur 1-1, for å kvantifisere og verdsette norsk jordbruks velferdsbidrag gjennom kulturlandskapets økosystemtjenester.

2. Jordbrukets bidrag til kulturlandskap i Norge

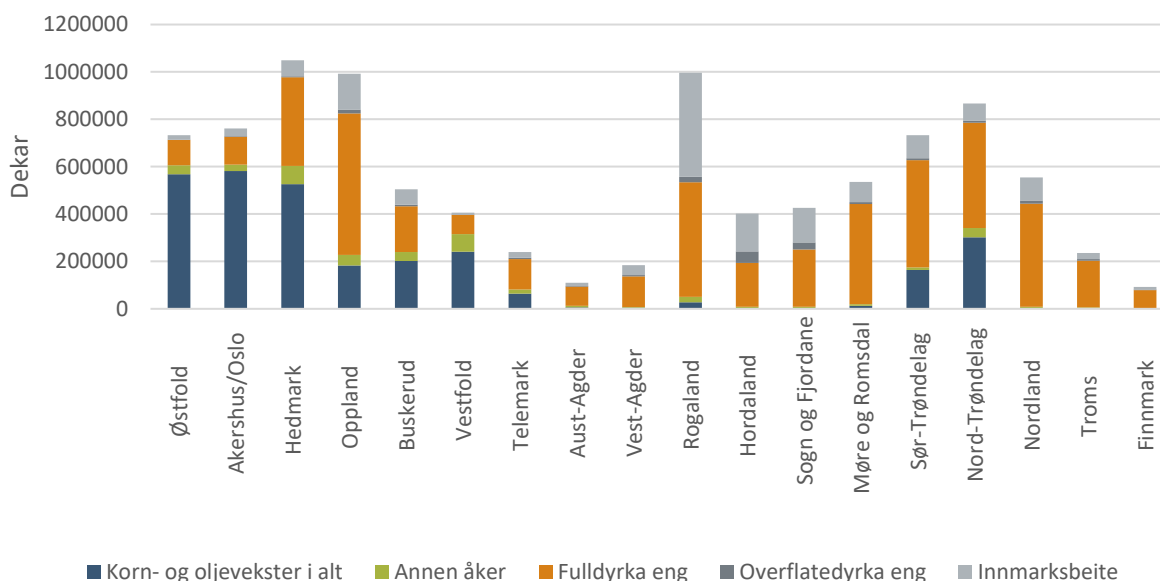
Dette kapittelet beskriver status og utvikling for norsk kulturlandskap, og hvordan jordbruket bidrar til relevante elementer av kulturlandskapet.

2.1. Status

Jordbruksarealet utgjør i dag 3,7 prosent av Norge (hovedlandet) sitt totale landareal (Gundersen m.fl. 2017). Jordbruksarealet inkluderer fulldyrket og overflatedyrket jord, samt innmarksbeite,⁵ mens utmarksbeite ikke er inkludert i tallet. NIBIO anslår at omtrent 35 prosent av landarealet blir brukt av organiserte beitelag, mens reindriften regner 40 prosent av landarealet som driftsareal.⁶

I 2015 var det 41 800 jordbruksbedrifter i Norge (Rognstad m.fl. 2016). Jordbruket utgjorde i 2015 1,7 prosent av Norges totale sysselsettingen og 0,5 prosent av brutto nasjonalprodukt. Omtrent 70 prosent av inntektene i jordbruket kom fra husdyrprodukter.

Strukturen i jordbruket og jordbruksproduksjonen i Norge varierer på tvers av landsdeler og fylker. Den fylkesvise fordelingen av arealbruk i jordbruket i Figur 2-1 illustrerer dette. Figuren viser fylkesvis fordeling av arealer til korn og oljevekster, annen åker, samt eng til slått og innmarksbeite.



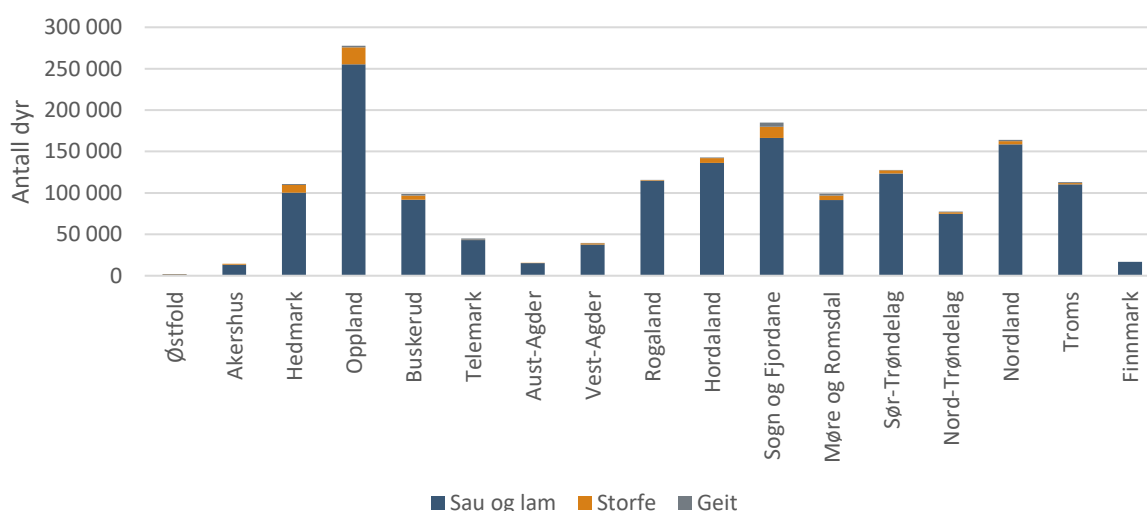
Figur 2-1 Jordbrukets arealbruk i 2016, fordelt på fylker. Kilde: SSB, kildetabell 11506

Mest jordbruksareal finner vi på Østlandet, i Rogaland og i Trøndelag. Minst jordbruksareal er det i landets sørligste, vestligste og nordligste fylker. Korn- og oljevekster finner vi i hovedsak i østlands- og trøndelagsfylkene, mens Rogaland preges av innmarksbeite.

⁵ 90 prosent av dette er i drift. Areal ute av drift er areal som «uten nybrottslignende arbeid kan tas i bruk igjen som jordbruksareal. Areal av åpen åker som brakklegges for ett år (ettårig brakk) inngår ikke» (Gundersen m.fl. 2017, s. 15).

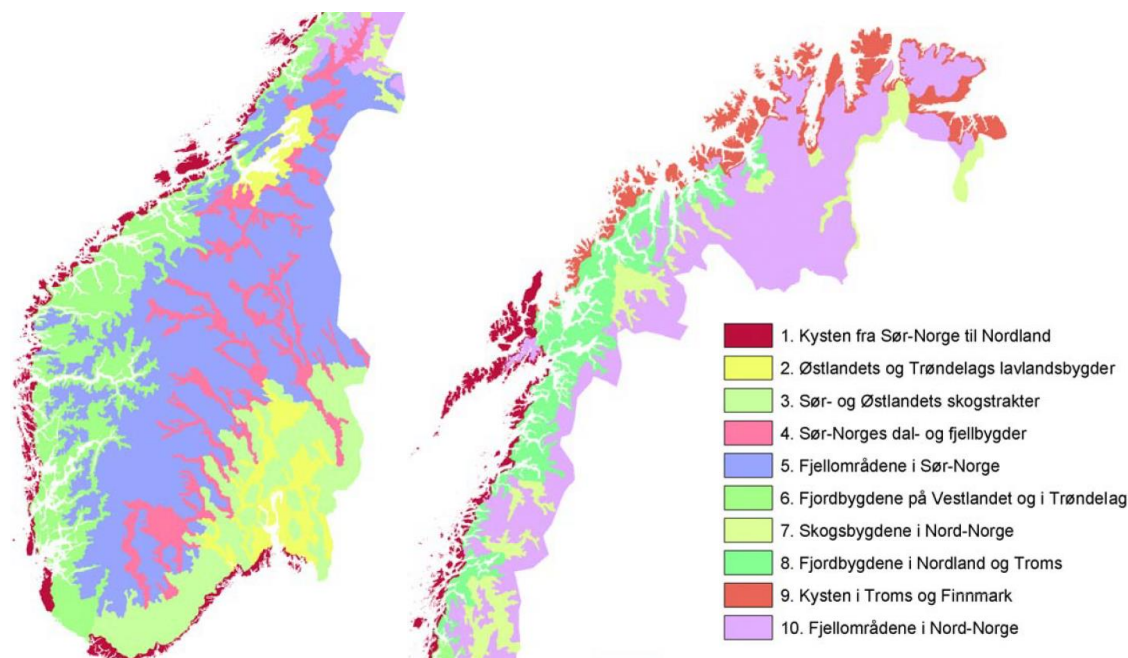
⁶ <https://www.nibio.no/nyheter/norge--et-utmarksland> [12.01.18].

Også for dyr på utmarksbeite er det store variasjoner på tvers av fylkene (Figur 2-2). Det er flest sau og lam som beiter i alle fylker, men fylkene Østfold, Finnmark og Aust-Agder (samt Vestfold og Oslo) har svært få dyr på utmarksbeite.⁷ Oversikten inkluderer kun dyr sluppet av organiserte beitelag, slik at totaltallene er større.



Figur 2-2 Antall dyr sluppet på beite i 2016, fordelt på fylker (Oslo og Vestfold utelatt). Kilde: NIBIO⁸

Med store forskjeller mellom landsdelene har NIJOS/Skog og landskap/NIBIO definert en inndeling av Norge i ti jordbruksregioner (Figur 2-3), der hver region har relativt like jordbruksbetingelser. Inndelingen bygger på en inndeling av 45 landskapsregioner, som NIBIO har utarbeidet sammen med representanter for sektorene landbruk, kultur og miljø i alle fylker. Naturlandskapet varierer noe innenfor hver jordbruksregion.



Figur 2-3 Norske jordbrukslandskap – en inndeling i ti jordbruksregioner. Kilde: Puschmann m.fl. (2004, side 4)

⁷ Reindrift er utelatt i oversikten. Det finnes omtrent 250 000 tamrein i Norge, hvorav 74 prosent er i Finnmark: <https://www.regjeringen.no/no/tema/mat-fiske-og-landbruk/reindrift/reindrift/id2339774/> [12.01.18].

⁸ <http://www.skogoglandskap.no/kart/beitestatistikk> [12.01.18].

Kartet illustrerer, ved hjelp av fargeinndelinger, hvordan Norge består av områder med ulike forutsetninger for jordbruksdrift. Ved å sammenlikne kartet med diagrammet i Figur 1-1, ser vi at de store kornfylkene i stor grad overlapper med områdene som er farget gult, nemlig jordbruksregionen som kalles Østlandets og Trøndelags lavlandsbygder. Ulike jordbrukskarakteristikker skaper ulik knapphet av de lokale fellesgodene produsert av jordbruket i de ulike regionene. Det er derfor sannsynlig at befolkningen i de ulike regionene har verdsetter fellesgodene ulikt. Vi kommer tilbake til dette i kapittel 4 og 5.

2.2. Utvikling

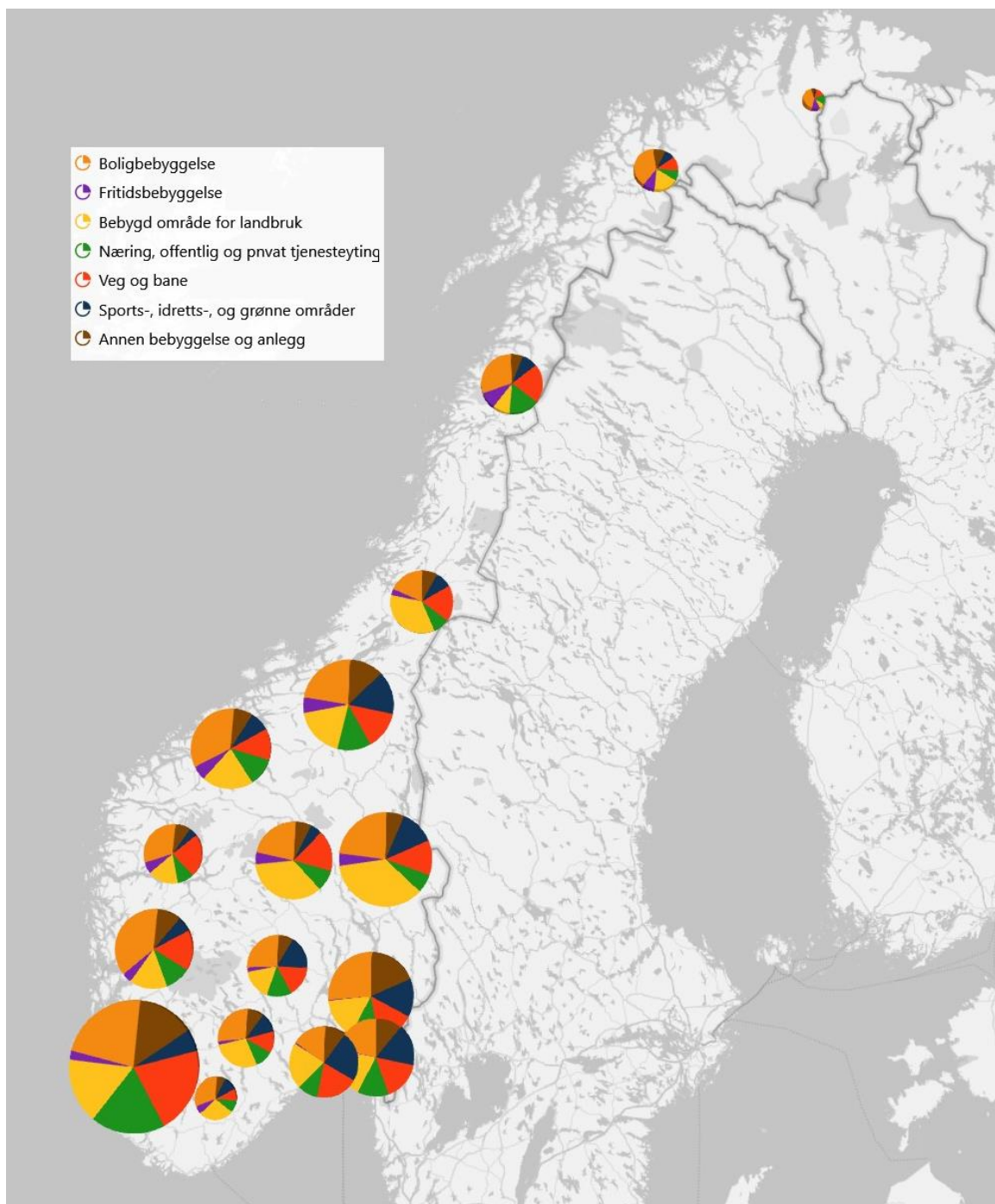
Jordbruket og arealbruken i Norge er i stadig endring. Grovt sett kan utviklingen i norsk jordbruk de siste tiårene oppsummeres med at det er blitt (Meld. St. 19 1999-2000; Meld. St. 11 2016–2017):

- Færre og større bruk
- Større jordstykker
- Mindre kornproduksjon
- Flere husdyr på Østlandet
- Nedbygging av jordbruksarealer i sentrale strøk
- Mindre beiting i utmark
- Gjengroing i utkantstrøk (henger sammen med punktet over)
- Mekanisering og robotisering

Figur 2-4 viser fylkesvis nedbygging av jordbruksareal i perioden 2004–2015. Ulike farger i sektordiagrammene viser hva jordbruksarealet er endret til, i form av andeler, mens størrelsene på kakene viser størrelsesorden på nedbyggingen, målt i dekar.

Kartet viser at den klart største nedbyggingen i absolutte tall i denne perioden har vært i Rogaland. Her har nesten 17 000 dekar blitt nedbygd mellom 2004 og 2015. Videre på lista følger Hedmark og Sør-Trøndelag, med henholdsvis 8 800 og 8 400 dekar nedbygd jordbruksareal. Nedgangene må sees i sammenheng med at disse fylkene har mest jordbruksareal i utgangspunktet (Figur 2-1).

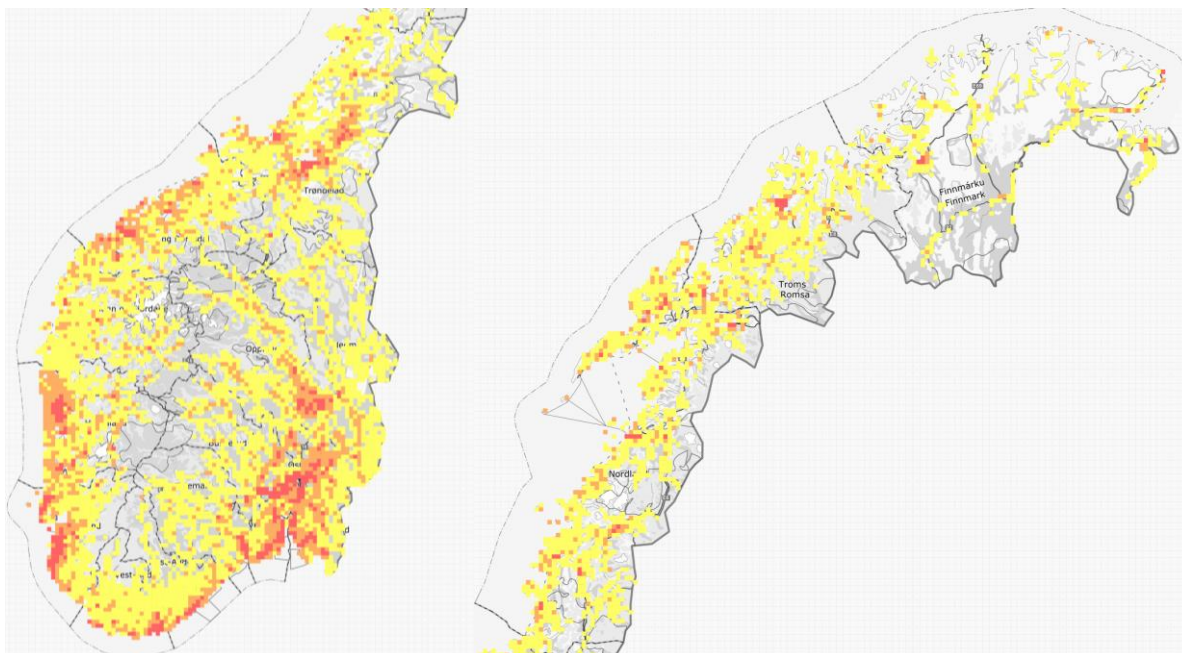
Vi ser at boligbebyggelse og bebygd område for landbruk står for en stor andel av nedbyggingene i alle fylkene. Mer har blitt nedbygd til fordel for bebygd område for landbruk enn for vei og bane. Nye driftsbygninger i tilknytning til gården bygges naturlig nok på jordbruksarealer. Denne andelen er høyest i Hedmark og Oppland. Rogaland, Vestfold og Nordland har de høyeste andelen jordbruksareal nedbygd til vei og bane i landet. Kystfylkene fra Hordaland til Finnmark, med unntak av Trøndelag, har en høy andel nedbygd til boligbebyggelse. Det er også interessant at andelen nedbygd jordbruksareal til sport, idrett og grønne områder er relativt store i fylkene rundt Oslofjorden og i Sør-Trøndelag.



Figur 2-4 Fylkesvis nedbygging av jordbruksareal til ulike formål i perioden 2004–2015. Kilde: Gundersen m.fl. (2017)

Det er to hovedårsaker til at jordbruksarealet reduseres (Meld. St. 11 2016–2017). I sentrale strøk er jordbruksarealene utsatt for sterkt nedbyggingspress. I distriktene blir arealer i større grad lagt brakk, og gror igjen, der jorda er tungdrevet og gir dårlig avkastning. En tendens er at matproduksjonen flyttes til Østlandet.

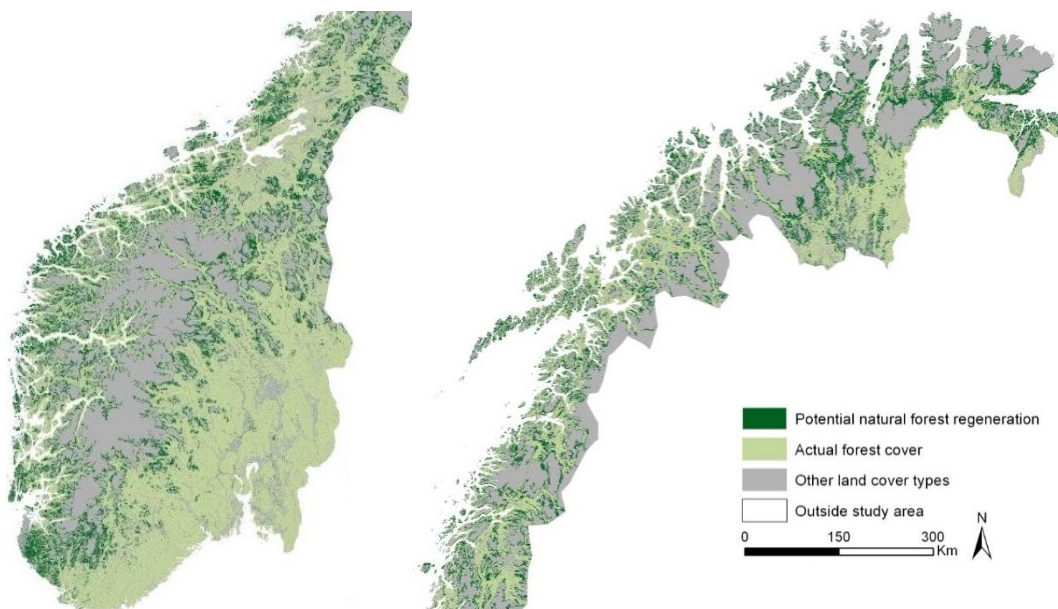
Kartet i Figur 2-5 illustrerer nedbyggingspresset i Norge. Ved å bruke antall innbyggere per km² som indikator på nedbyggingspress viser kartet hvilke jordarealer som er utsatt for framtidig nedbygging. Verdiene er inndelt i tre klasser med varierende grad av risiko for nedbygging: (i) **lav** med mindre enn 20 innbyggere per km² beboelig areal utenom jordbruksareal, markert i gult; (ii) **middels** med 20–200 innbyggere per km², markert i oransje; og (iii) **høy** med flere enn 200 innbyggere per km², markert i rødt.



Figur 2-5: Utsatte jordbruksareal i Norge. Kilde: NIBIO⁹

Figuren viser at områdene med mest utsatte arealer (i oransje og rødt) ligger rundt Oslofjorden, Mjøsa, Trondheimsfjorden, på Jæren og rundt byene Stavanger, Haugesund, Bergen, Ålesund og Tromsø. Det er også på det sentrale Østlandet og rundt byene Trondheim og Stavanger at de beste jordbruksarealene ligger.

Den andre hovedårsaken til reduksjon i jordbruksareal er gjengroing, hvor jordbruksareal ikke lenger driftes og vegetasjon vokser til. Dette er noe mer utfordrende å kartlegge. Gjennom en GIS-modell estimerer Bryn m.fl. (2013) at Norge har potensial til 16 prosent mer skogdekket landareal, og at dette potensialet er ulikt fordelt over landet (Figur 2-6). De viser til dette som areal for potensiell gjengroing, for eksempel grunnet fraflytting gårder.



Figur 2-6 Områder for potensiell gjengroing i Norge (Bryn m.fl. 2013, side 89)

⁹ <https://kilden.nibio.no> [12.01.18]

Kartet viser at områdene rundt fjellkjedene og kysten er utsatt for gjengroing, med unntak av kysten øst for Kristiansand og Trondheimsfjorden. Fylkene Finnmark, Rogaland og Nord-Trøndelag har spesielt stort potensial for gjengroing.

Disse endringene i jordbruksarealene indikerer hva som er sannsynlig alternativbruk av arealet. For å estimere jordbrukets fellesgodebidrag må dette bidraget vurderes opp mot fellesgodebidragene til et alternativscenario. Dette alternativet vil variere. For eksempel kan alternativet på det sentrale Østlandet være boligbebyggelse, mens alternativet i distriktene er gjengroing.

Endringer i mengde og plassering av jordbruksarealet samt måten vi driver jordbruk på, endrer kulturlandskapet. Gjengroing og nedbygging av jordbruksarealer vil kunne ha en negativ (brutto) påvirkning på flere økosystemtjenester. Netto påvirkning avhenger av økosystemtjeneste fra alternativene. Velferdseffektene avhenger av befolkningens vurdering av økosystemtjenestene. For eksempel kan økt husdyrproduksjon og økt beitebruk i områder med høy befolkningstetthet (som Østlandet) være positivt, dersom befolkningen verdsetter (synet av) dyr på beite høyere enn (synet av) kornproduksjon. Her er knapphet på ulike typer fellesgoder en viktig faktor. På den måten kan man si at det er avtagende grensenytte av fellesgodene. I det følgende bryter vi ned kulturlandskapet i elementer, slik at disse kan brukes for å vurdere konkrete fellesgodebidrag i kapittel 3.

2.3. Kulturlandskapets elementer

Et kulturlandskap består av ulike elementer, som hver bidrar med ulike fellesgoder. En tilnærming for å forstå kulturlandskapets fellesgodebidrag er å bryte det ned i sine elementer og vurdere hvert element. Dersom elementene er identifiserbare, muliggjør dette en kvantitativ undersøkelse hvor elementene er indikatorer for fellesgodene. Dette fordrer et godt datagrunnlag.

NIBIOs 3Q-program (Tilstandsovervåking og REsultatkontroll i jordbrukets KULTurlandskap) overvåker endringer i kulturlandskapet. Det fungerer som en utvalgsundersøkelse, hvor man kartlegger prøveflater på 1 x 1 km spredt utover det norske jordbrukslandskapet. Den viktigste metoden for å samle inn data er tolkning av flyfoto, som suppleres med tellinger av fugler og karplanter (karplanter er alle landplanter unntatt mose). Flyfotoene brukes til å kartlegge landskapselementer som har med arealstruktur å gjøre, det vil si arealdekke, arealbruk, arealenes fordeling og forekomst av ulike arealtyper. I kartleggingen skiller NIBIO mellom de overordnede arealklassene fulldyrka areal, beite, villeng, hogstflate, løvskog, blandingsskog, barskog, utbygd areal og vann. Det skilles ikke mellom fulldyrket areal til korn og eng. Programmet identifiserer indikatorer for arealstruktur, biologisk mangfold, kulturminner og kulturmiljøer, og tilgjengelighet i landskapet, med hensikt å overvåke utviklingen i Norge og være et beslutningsverktøy.

Stokstad (2014) bruker 3Q som grunnlag til å beskrive status og utvikling for utvalgte landskapselementer i jordbrukets kulturlandskap. Tabell 2-1 oppsummerer funnene i denne rapporten.

Tabell 2-1 Landskapselementer i jordbrukets kulturlandskap (Stokstad 2014)

Elementer	Status	Utvikling over 5 år
Trær	Trerekker og alleer: Akershus, Hedmark og Agder har høyest antall meter trerekker per 1000 dekar jordbruksareal. Antallet er lavest i Troms, Sogn og Fjordane og Østfold.	Økning med 2,5 meter trerekker og alléer per 1000 daa jordbruksareal på landsbasis (-2,8 %). Økning i 9 fylker, reduksjon i 6 fylker. Økningen er størst i Akershus, og reduksjonen størst i Østfold.
Steingjerder	Steingjerder finnes først og fremst i Agder-fylkene og på sørlige Vestlandet. Rogaland har nesten halvparten av antall km steingjerder i landet.	Marginal nedgang på -0,4 % på landsbasis. Lite fylkesvis variasjon, men marginal økning i noen fylker der steingjerder ikke er så vanlig.
Steinrøyser	Finnes i mange moreneområder. Noen fylker har mange steinrøyser og få steingjerder, mens andre har en del av begge deler.	Reduksjon på -3,4 % for hele landet. Størst nedgang i Buskerud og Hordaland.
Tun og bygninger	Gjennomsnitt på 3,8 dekar per tun. Stor fylkesvis variasjon i antall bygninger per tun.	Netto økning i tunareal på 3,3 %. Økning i antall bygninger på hhv. 6 % i jordbrukets kulturlandskap og 1,8 % på tun.
Stier og andre ferdsselsveier	Landsgjennomsnitt på ca. 13 km ferdsselsveier per 1000 dekar jordbruksareal. Bilvei utgjør 65 % av dette, mens gangveier utgjør 5 % og stier og traktorveier utgjør 30 %. Agder og Hordaland har størst andel ferdsselsveier i jordbrukets kulturlandskap, mens Trøndelag, Vestfold og Rogaland har færrest.	Økning i gangvei og bilvei, reduksjon i stier og traktorveier. Stor fylkesvis variasjon i endring i antall km sti-linjer per 1000 daa jordbruksareal.
Vann	Vannveier: Landsgjennomsnitt på ca. 5 km grøfter/kanaler og bekker/elver per 1000 daa jordbruksareal. Mest i Nordland, Troms og Finnmark, og minst i Akershus, Østfold, Vestfold og Rogaland. Gårdsdammer: Ca. 0,5 dammer per 1000 dekar fulldyrka areal i Norge. Flest i Hedmark, Østfold og Sør-Trøndelag. Færrest i Telemark, Finnmark og Nord-Trøndelag.	Vannveier: Økning totalt sett og i de fleste fylker. Størst økning i Telemark, størst reduksjon i Vestfold. Gårdsdammer: Økning totalt sett. Størst økning i Rogaland, størst reduksjon i Vestfold.
Oppstyking	Busk- og vegetasjonslinjer: Gjennomsnitt på ca. 150 meter busk- og vegetasjonslinje per 1000 daa jordbruksareal på landsbasis. Mest i Akershus og Østfold, minst i Vestfold og Finnmark. Åkerholmer: Landsgjennomsnitt på 17 åkerholmer per 1000 daa av korn-, eng- og hagebruksareal. Flest i Hordaland og Sogn og Fjordane. Færrest i Finnmark, Møre og Romsdal, Oppland og Telemark. Steinblokker og stolper: Flest stolper per 1000 daa i Sogn og Fjordane, Troms og Nordland. Flest steinblokker per 1000 daa i Sogn og Fjordane og Agder.	Busk- og vegetasjonslinjer: Reduksjon på ca. 25 % på landsbasis. Størst netto reduksjon på flatbygdene. Åkerholmer: Netto nedgang for landet som helhet på -2,5 %. Størst relativ reduksjon i Finnmark, og størst økning i Akershus. Steinblokker og stolper: Antall per 1000 dekar redusert med -13 % for landet som helhet. Steinblokker og stolper: Agder har hatt en svak økning i antall steinblokker, mens andre fylker har hatt reduksjoner. Antall stolper har økt med 1 prosent nasjonalt, men med store regionale forskjeller.

Landskapselementer, som forekomst av vann, smale vegetasjonslinjer og trerekker, har betydning for muligheter for rekreasjon og friluftsliv i jordbrukslandskapet, blant annet fordi det bidrar til økt fremkommelighet (Stokstad 2014). Gjengrodd landskap er mindre fremkommelig enn åpent landskap. Estetiske elementer i kulturlandskapet har påvirkning på kvaliteten av rekreasjons- og friluftslivsopplevelser. Foreløpig er det få norske studier som

studerer sammenhengen mellom attributter i jordbrukslandskapet og verdsetting av landskapsopplevelsen, også i forbindelse med rekreasjonsaktiviteter. Kapittel 4 presenterer og oppsummerer relevante studier.

Andre elementer, som steingjerder, steinrøyser, åkerholmer og trær, gir skjul og lager leveområder for ulike arter. Slike elementer bidrar også til den estetiske verdien av landskapet. Tun og bygninger kan også bidra til den estetiske verdien av landskapet og er i tillegg med på å bevare kulturarv.

Landskapselementene har nasjonale trender og regionale forskjeller. Det har vært svake nasjonale økninger i allé- og trerekkelengder, for gårdsammer og bekk-, grøft- og elvelengder, og for bilveier og gangveier. Stier og traktorveier, samt for steingjerder og steinrøyser, ser man svake nedganger. De regionale forskjellene er imidlertid store, spesielt blant tun og bygninger, hvor Østlandet har de største tunene. Tunarealene øker nasjonalt. Det er også en nasjonal trend at jordbrukslandskapet blir mindre oppstykket.

I tillegg til elementene presentert av Stokstad (2014), er de ulike jordbruksarealtypene gjennomgått i del 2.1 viktige elementer i et kulturlandskap. I tillegg til å produsere mat, bidrar for eksempel åker og eng med fellesgoder.

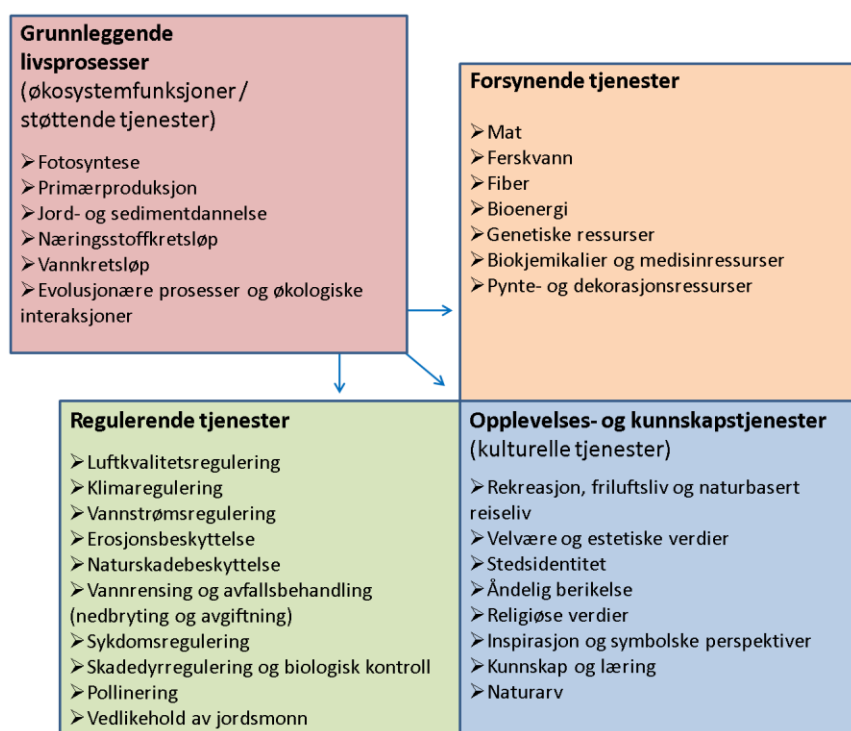
Elementene presentert over bidrar til et mer variert og oppstykket kulturlandskap, og som vil presenteres i del 3.2, bidrar de med ulike økosystemtjenester. Det er likevel verdt å diskutere kort om kulturlandskapet kan reduseres til dets elementer. Verdien av flere av elementene er avhengige av andre elementer. For eksempel avhenger rekreasjonsverdien til landskapet av både tilgjengeligheten (veier, stier, etc.) og av estetikken (utsikt mot flere andre elementer). Konseptuelt mener vi likevel at det er en nytte i å bryte det ned i elementer og se på elementenes bidrag. Vi vil senere vurdere interaksjoner og avtagende grensenytte av elementene. Som nevnt over, kan det være at verdien av beitelandskap avtar med mengde beitelandskap i et avgrenset område. I kapittel 4 og 5 vil vi videre skissere metoder som muliggjør verdsetting av landskapshelheter.

3. Kulturlandskapets bidrag til økosystemtjenester

Dette kapitlet beskriver økosystemtjenestetilnærmingen og presenterer økosystemtjenestene som kulturlandskapet bidrar med. Det siste oppsummeres i en skjønnsmessig vurdering og brytes ned blant kulturlandskapselementene.

3.1. Klassifisering av økosystemtjenester og jordbrukets bidrag

Økosystemtjenesteutvalget (NOU 2013:10) klassifiserer økosystemtjenestene i støttende, forsynende, regulerende og kulturelle tjenester (Figur 3-1). Støttende tjenester eller økosystemfunksjoner er grunnleggende livsprosesser for at de andre tjenestene skal kunne levere, med eksempler listet i Figur 3-1. Forsynende tjenester er hovedsakelig konkrete goder som produseres av økosystemene. Disse kan brukes direkte, slik som mat og bioenergi. Regulerende tjenester er regulering økosystemprosessene, med direkte eller indirekte påvirkning på mennesker. Et eksempel er klimaregulering gjennom lagring av karbon i biomasse og jordsmonn. Til slutt, kulturelle tjenester er opplevels- og kunnskapstjenester, som gir både bruks- og ikke-bruksverdier, til befolkningen. Dette kan være muligheter for rekreasjon, gi stedsidentitet eller bevare kultur- eller naturarv. Denne kategorien er den minst utviklede av de fire (NOU 2013:10), og den kategorien som denne rapporten fokuserer mest på.



Figur 3-1 Klassifisering av økosystemtjenester. Kilde: NOU (2013:10, s.134)

Jordbruket har både positive og negative bidrag til ulike økosystemtjenester. En tilnærming for å vurdere velferdskonsekvensene ved disse bidragene er gjennom fire steg. Tilnærmingen er blant annet beskrevet nærmere i (Lindhjem m.fl. 2018), men det følgende gir en kort oversikt.

Første steg er en kartlegging av relevante areal (og relevant befolkning). Andre steg er en grovsiling av hvilke økosystemtjenester som typisk vil kunne bli påvirket av endringer i kulturlandskapet. Steg tre er en videre siling og vurdering av de økosystemtjenestene som kan tenkes å bli påvirket, og vurdering av påvirkning på disse i fire trinn (lav, middels, høy og svært høy) for å komme fram til en mulig velferdskonsekvens for hver påvirkning.

Metoden vurderer «viktighet» (verdi for mennesker), «påvirkningsgrad» og «velferdskonsekvens». Til slutt vurderes det i steg fire om de økosystemtjenestene med sannsynlig høyest velferdskonsekvens kan verdsettes i kroner, eller analyseres/konkretiseres ytterligere på andre måter.

Denne utredningen nøyer seg med å skissere steg en og to, og gjør kvalitative, skjønnsmessige vurderinger av steg tre og fire, som presentert i neste delkapittel. Dette er kun ment å være indikativt, for å få en oversikt over hvilke tjenester jordbruket bidrar med. Vurderingene er basert på litteraturen presentert ellers i rapporten, samt egne vurderinger. Dette kapitlet viser også til to eksempler på økosystemtjenester levert av jordbruket.

Eksempel på økosystemtjenester fra jordbruket: Genetiske ressurser

Landskapet endres og gror igjen der beitingen reduseres, og 35 prosent av de trua artene i den nasjonale rødlista har levested i kulturlandskapet (NIBIO 2010). Når beitelandskap gror igjen, endres artssammensetningen

Menneskeskapte strukturer og abiotiske elementer, som kulturarv, er i en streng definisjon ikke bidrag til «økosystemtjenester», da det ikke er naturlige systemer (Hølleland m.fl. 2017; Potschin m.fl. 2016). De kulturelle og naturlige tjenestene er imidlertid sterkt relaterte, spesielt for kulturlandskap, slik at vi anser det som lite hensiktsmessig å skille mellom disse.

3.2. Økosystemtjenester fra kulturlandskapet

For å vurdere økosystemtjenestene fra de ulike elementene av kulturlandskapet, forenkler vi inndelingen av de kulturelle tjenestene. Zandersen m.fl. (2017) oppsummerer de kulturelle økosystemtjenestene relatert til landskapsopplevelser i fire kategorier:

- (i) **Rekreasjon:** muligheter for turisme og rekreasjonsaktiviteter som spaserturer, sportsaktiviteter, trening og andre turistaktiviteter;
- (ii) **Estetikk:** synet av landskapet har en verdi, for eksempel ved å være turistvei eller utsikten fra hjem eller hotell;
- (iii) **Naturarv:** landskapet kan brukes som ekskursjonsmål eller feltarbeid, spesielt relevant for landskap med religiøse eller spirituelle betydning eller som er inspirerende på andre måter;
- (iv) **Kulturarv og identitet:** landskap som kan framkalle stedsspesifikke følelser eller tilhørighet, både for besøkende eller for andre som vet det eksisterer.

De kulturelle tjenestene har både bruks- og ikke-bruksverdier. Bruksverdi oppnås ved direkte eller indirekte bruk, for eksempel ved å bruke landskapet for trening (direkte), at tjenestene skaper et estetisk landskap å se på (indirekte), eller ved vissheten om at man i framtiden kan benytte seg av dette (opsjonsverdi). Ikke-bruksverdier uttrykker villigheten til å bevare tjenestene for seg selv og andre (eksistensverdi) og for fremtidige generasjoner (bevarings- eller arveverdi) uten tanke for eget bruk. Bevaring av natur- og kulturarv kan potensielt gi store ikke-bruksverdier.

Tabell 3-1 presenterer en oversikt over de viktigste økosystemtjenestene levert av kulturlandskapets elementer (jamfør Tabell 2-1). Oversikten er basert på Stokstad (2014), NOU (2013: 10) og Lindhjem m.fl. (2015), i tillegg til egne vurderinger. Den fokuserer på de kulturelle tjenestene, men regulerende og forsynende tjenester er i noen grad inkludert. En kort vurdering indikerer påvirkningsgrad og verdi av elementenes økosystemtjenester.

Vurderingene beskriver tjenestene kulturlandskapet kan levere med per nå. Vurderingene sees dermed ikke opp mot en alternativ bruk av arealet.

Tabell 3-1 Økosystemtjenester fra ulike kulturlandskapselementer

Element	Økosystemtjeneste	Vurdering
Trær (trerekker, alleer, og ruvende trær)	Estetikk	Er en viktig del av flere typer kulturlandskap, spesielt blant store gårder.
	Kulturarv	Er lite utbredt og kan dermed lokalt skape sterke stedsspesifikke følelser eller tilhørighet.
	Klimaregulering	Bidrar lite til karbonlagring i den store sammenhengen. Trerekker er mest utbredt i Hedmark, med totalt 170 kilometer.
Steingjerder	Estetikk	Er en svært viktig del av enkelte kulturlandskap.
	Kulturarv	Er noe stedsspesifikk og er en viktig del av jordbrukshistorien i enkelte regioner.
	Genetiske ressurser	Opprettholder i noen grad genetisk mangfold.
Steinrøyser	Estetikk	Er en viktig del av enkelte kulturlandskap.
	Kulturarv	Er noe stedsspesifikk og er en del av jordbrukshistorien i enkelte regioner.
	Genetiske ressurser	Opprettholder i noen grad genetisk mangfold.
Tun og bygninger	Estetikk	Kan være en viktig estetisk del av kulturlandskapet, men dette er spesielt kvalitetsavhengig.
	Kulturarv	Er en svært viktig del av kulturlandskapet og kan være stedsspesifikk, men også dette er spesielt avhengig av typene tun og bygninger.
Stier og andre ferdselsveier	Rekreasjon	Kan være viktig for ferdsel og friluftsliv i kulturlandskapet, og som fartsvei til utmark. Det er stor kvalitativ forskjell på ferdselsveiene. Stier kan være mindre framkommelige, mens traktor- og bilveier kan ha negativ estetisk påvirkning.
	Kulturarv	Kan i noen grad være en del av kulturarven.
Vann (vannveier og gårdsdammer)	Vannregulering	Kan skape naturlige vannveier og kan derfor bidra noe med regulerende tjenester.
	Estetikk	Kan være svært viktige estetiske innslag i kulturlandskapet, både ved å bidra til et variert landskap og være viktige innslag i seg selv.
	Rekreasjon	Kan i noen grad legge til rette for fritidsaktiviteter med eller på vann og is.
	Genetiske ressurser	Kan være svært viktig for å opprettholde genetisk mangfold lokalt (spesielt for amfibier).
Oppstyking (busk- og vegetasjonslinjer, åkerholmer, steinblokker og stolper)	Estetikk	Variasjon i landskapet kan forbedre det estetiske.
	Genetiske ressurser	Dersom permanent, kan det bidra til å opprettholde genetisk mangfold.
	Erosjonsbeskyttelse	Åkerholmer og busk- og vegetasjonslinjer kan ha en erosjonsdempende effekt.
Åker	Estetikk	Er blant de viktigste elementene i kulturlandskapet. Er her spesielt viktig å vurdere avtagende grensenytte. Kan også være relevant å skille mellom ulike typer åker.
	Kulturarv	Kan være viktige stedsspesifikke landskap.
Eng	Estetikk	Er blant de viktigste elementene i kulturlandskapet. Det er også her spesielt relevant å vurdere avtagende grensenytte. Verdien kan også variere om det er beitende dyr på enga, hvilke dyr og tettheten av dyrene.
	Kulturarv	Kan være viktige stedsspesifikke landskap.
Utmarksbeite	Estetikk	Er blant de viktigste elementene i kulturlandskapet, men også her er avtagende grensenytte noe relevant.
	Kulturarv	Er en viktig del av kulturarven, også den stedsspesifikke kulturarven.
	Genetiske ressurser	Kan bidra med å opprettholde genetisk mangfold.

Som presentert i tabellen, bidrar ulike elementer med ulike tjenester. Likevel er noen tjenester gjennomgående blant de fleste elementene. Estetikk er viktig for de fleste elementene, og reflekterer at dette er en viktig tjeneste

av kulturlandskapet. Her må elementene sees i sammenheng, da kulturlandskapet typisk kan oppfattes av mange som mer estetisk jo mer variert det er. Andre elementer har imidlertid klart definerte tjenester. I tillegg til å være viktig for gårdsdriften, skaper for eksempel ferdselsveier først og fremst rekreasjonsmuligheter.

Vurderingene i tabellen viser også i liten grad til alternativbruken av det samme arealet. Det er for eksempel hensiktsmessig å vurdere vannreguleringstjenestene til åker opp mot alternativet: åker håndterer overvann generelt bedre enn bebyggt areal, men sannsynligvis ikke bedre enn våtmark.

Det er en kvalitetsdimensjon ved elementene som ikke kommer fram i oversikten. Ulike vannelementer bidrar for eksempel med ulik bevaring av genetiske ressurser; fisk satt ut i gårdsdammene kan for eksempel være en trussel mot insekter og amfibier. Dette er imidlertid vanskelig å vurdere grundig uten å se på spesifikke eksempler av elementene. Elementenes tjenester vil også variere med sesongene, og flere er mindre viktige om vinteren enn resten av året.

Andre elementer som kan vurderes inkludert spesifikt er melkeramper, bautasteiner, historisk jordbruksutstyr, gårdshauger, gravminner, seterhus, sommerfjøs og jordkjellere (Stensgaard 2011). En del av dette er inkludert under tun og bygninger. Siden heterogeniteten i denne kategorien er spesielt stor, kan den vurderes splittet opp i flere ved en større studie.

Eksempel på økosystemtjenester fra jordbruket: Rekreasjon om vinteren

Kulturlandskapet legger i noen tilfeller til rette for ulike former for aktivitet og rekreasjon. Allemannsretten gjør at alle kan oppholde seg og ferdes i utmarka og på frosset innmark. Stier i jordbrukslandskapet kan brukes som turstier eller for å komme seg fram i landskapet. Om vinteren kjøres det ofte skiløyper over snødekte jorder, særlig i befolkningsrike områder. Private skogsbilveier kan også utgjøre en viktig del av skiløypenettet, for eksempel som i Nordmarka i Oslo.

Selv om jordbrukslandskapet også gir rekreasjonsmuligheter i sommerhalvåret, er mulighetene på dyrket mark mer begrenset. Dette illustrerer at det er viktig å både vurdere sesongvariasjoner og alternativbruk av samme areal i kvantifiseringen av økosystemtjenestene. Kapittel 5 går nærmere inn på dette.

4. Metoder og anslag – kulturlandskapets fellesgoder

Dette kapittelet gir en oversikt over metoder for å kvantifisere og verdsette fellesgodebidrag, og presenterer resultatene av europeiske verdsettingsstudier av kulturlandskapets fellesgoder.

4.1. Metoder

Litteraturen for å kvantifisere eller verdsette verdien av fellesgoder fokuserer på individers eller husholdningers preferanser for fellesgodene. Dette er en stor litteratur innenfor miljø- og landbruksøkonomi, som også i de senere år i økende grad har fokusert på verdien av kulturlandskap (se for eksempel Price 2017 og van der Heijde og Heijman 2013) og økosystemtjenester. Denne delen presenterer ulike metoder utviklet for å verdsette disse preferansene. Verdsettingen kan være monetær (i kroner og øre) eller ikke-monetær (for eksempel rangert etter utvalgets preferanser for ulike landskapstyper). Metodene i hovedsak kategoriseres som metoder for å samle inn nye data og metoder for å ekstrapolere eksisterende data over tid eller rom.

4.1.1. Verdsettingsmetoder

Nye data genereres ved å samle inn data på avslørte preferanser («revealed preferences»), hvor preferansene vises gjennom folks valg, eller gjennom oppgitte preferansene («stated preferences»), ved ulike former for spørreundersøkelser. Metodene kan videre være indirekte eller direkte, hvor de indirekte metodene estimerer verdien gjennom andre goder eller kostnader og de direkte metodene adresserer fellesgodet direkte. Metodene oppsummeres i Tabell 4-1.

Tabell 4-1 Klassifisering av vanlige verdsettingsmetoder (NOU 2013:10)

	Indirekte	Direkte
Avslørte preferanser	- Reisekostnadsmetoden - Hedonisk eiendomsprising - Kostnader ved forebyggende og reparerende tiltak	- Markedspriser - Kostnader ved å erstatte tapte goder eller tjenester
Oppgitte preferanser	Valgekspesimenter	Betinget verdsetting (Contingent valuation)

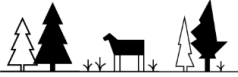
Ved å analysere priser som påvirkes av fellesgodene, kan man indirekte estimere verdsettingen av disse. Dette er som regel relatert til reisekostnader (tidsbruk, billettpriser, overnatting, etc. for å komme til for å bruke et rekreasjonsområde) eller til kjøp av bolig eller fritidsbolig (og evt. betydning av kulturlandskap, utsikt osv. for prisene). For reisekostmetoden vurderes kostnadene opp mot egenskapene til stedet som besøkes (inkludert fellesgodebidragene) og folks reisevaner (Riera m.fl. 2012). Ved å estimere etterspørselskurven til besøkende kan også betalingsvilligheten for å bruke området til rekreasjon estimeres. For hedonisk eiendomsprising er man avhengig av god nok variasjon i datagrunnlaget for fellesgodene eller at det er endringer over tid for å anslå hvilken effekt ulike naturelementer har for prisene. En tredje indirekte metode for å avsløre preferanser er kostnadene individer, husholdninger eller grupper påtar seg for å bevare fellesgodene.

Dersom fellesgodet er priset, er markedspriser den naturlige tilnærmingen for direkte å avsløre preferansene for godet. Den andre metoden for direkte avslørte preferanser er analyser av kostnadene individer er villig til å påta seg for å erstatte eller forbedre godet dersom det er redusert eller tapt.

For oppgitte preferanser er hovedsakelig to spørreundersøkelsesmetoder under bruk: valgekspesimenter og betinget verdsetting (Riera m.fl. 2012). I et valgekspesiment presenteres ulike alternativer som varierer i fellesgodebidrag, kostnader/pris og andre karakteristikk for respondenten. Den nåværende situasjonen er som

regel et av alternativene. Respondenten velger så sitt foretrukne alternativ, slik at preferansen eller betalingsvilligheten for godet kan estimeres indirekte. Respondenten kan også bes om å rangere, vurdere eller klassifisere disse alternativene.

Figur 4-1 viser et eksempel på et valgeksperiment fra en pågående pilotundersøkelse der vi bl.a. vurderer folks preferanser for beitelandskap, sammenlignet med gjengroing eller planting av klimaskog. Respondentene får flere slike valgsett, der verdiene for de ulike egenskapene (attributtene) varieres, og respondentene velger hvilket forvaltningsprogram de foretrekker.

Prosent av areal som brukes til: - Gjengroing - Beite - Plantet gran	Uten tiltak	Tiltak A	Tiltak B
	Gjengrodd skog  100%	Plantet gran, beite og gjengrodd  25% 50% 25%	Plantet gran og gjengrodd skog  50% 50%
Truede arter:	550 arter truet 	550 arter truet 	400 arter truet 
Klimagassopptak på arealene:	1,0-1,3 millioner tonn CO ² 	1,0-1,3 millioner tonn CO ² 	1,3-1,6 millioner tonn CO ² 
Ekstra inntektskatt per person per år omerket tiltak i beitemark:	0 kr 	1800 kr 	1200 kr 
Velg ett tiltak med et kryss	☐	☐	☐

Figur 4-1 Eksempel på valgsett i et valgeksperiment basert på et pågående Forskningsrådsprosjekt forfatterne er med på¹⁰

Ved betinget verdsetting får respondenten presentert en hypotetisk endring i fellesgodebidraget og oppgir så sin betalingsvillighet for denne endringen (eller for å unngå endringen) (Riera m.fl. 2012).

Resultatene av begge metodene er sensitive for designet av spørreundersøkelsen. Vi presenterer her kort fire av disse designelementene: (i) betalingsmekanismen, (ii) «scope-effekter», (iii) nullalternativet, og (iv) beslutningsenheten. (i) Den presenterte betalingsmekanismen betalingsvilligheten oppgis i er relevant og kan påvirke resultatet. Skatt er for eksempel en lite relevant mekanisme for den hypotetiske betalingen dersom respondenten er en del av en økonomi med en stor uformell del, mens for eksempel inngangspenger eller donasjoner har andre utfordringer knyttet til seg (Riera m.fl. 2012). Betalingsmåten må være realistisk. En annen beslutning som kan påvirke resultatet, er hyppigheten av betalingen (engangsbetaling, årlig betaling, ukentlig betaling, etc.).

(ii) «Scope-effekter» oppstår når respondentene ikke er konsekvente i vurderingene sine på tvers av størrelse eller endringer, for eksempel dersom en respondent oppgir samme betalingsvillighet for 1 km² og 10 km²

¹⁰ CLIMATE-LAND: Consequences of climate policies for the multiple ecosystem services of semi-natural grassland areas of the cultural landscape.

blomstereng (Riera m.fl. 2012). Relatert til dette er skjevheten at respondentene kan oppgi høyere betalingsvillighet enn de faktisk har, da denne kun er hypotetisk og ikke vil få konsekvenser for dem. Godt design hvor respondentene får en god forståelse for problemstillingene kan redusere disse effektene. Fokusgrupper er nyttige for å teste ut spørreundersøkelsen og forsikre seg om at den er forståelig for respondentene (Riera m.fl. 2012).

(iii) for å estimere betalingsvillighet er det viktig med et tydelig nullalternativ, hvorpå respondenten vurderer alternativene og endringene fra (Riera m.fl. 2012). Dette kan for eksempel være en situasjon uten fellesgodet, med begrenset fellesgode eller med bedre fellesgodebidrag. Uten et tydelig nullalternativ vil hver respondent tenke med utgangspunkt i sitt eget alternativ, på bekostning av forskerens kontroll.

(iv) Respondenten oppgir som regel enten sin egen individuelle betalingsvillighet eller betalingsvillighet på vegne av husholdningen sin. Disse resultatene er ikke nødvendigvis identiske (også om man aggregerer dem til samme nivå), slik at designet bør ha et bevisst forhold til beslutningsenheten det adresserer (Strand 2007; Lindhjem og Navrud 2009).

Flere av utfordringene med verdsettingsmetodikken kan løses ved godt, gjennomarbeidet og testet design av undersøkelsene. Det finnes nyere retningslinjer for hvordan man bør gå fram for å gjennomføre gode verdsettingsstudier (se for eksempel Bateman m.fl. 2002, Johnston m.fl. 2017, Champ m.fl. 2017).

En siste og litt annerledes verdsettingsmetode, som ikke er presentert i Tabell 4-1, er Delphi-metoden (Navrud og Strand 2017). Dette er en strukturert kommunikasjonsform hvor relevante eksperter gir sin vurdering av hva de tror utfallet av en tenkt verdsettingsstudie blir. Ekspertenes estimer kan da brukes i stedet for å gjennomføre studien.

4.1.2. Verdioverføringsmetoder

Et alternativ til å samle inn egne verdsettingsestimater er å bruke estimer fra andre eller tidligere studier og ekstrapolere over rom eller tid (Navrud & Ready 2007; Johnston m.fl. 2015). Dette er normalt mindre ressurskrevende, men fordrer nok kjennskap til verdiene og hvordan de er overførbare. Det er hovedsakelig to tilnærminger for dette: enhetsverdioverføring og funksjonsoverføring.

Den enkleste enhetsverdioverføringsmetoden er å bruke samme estimat fra en studie i en annen setting, altså en 1:1 overføring (Riera m.fl. 2012). Alternativt så kan estimatene justeres for forskjeller mellom de ulike studiekontekstene, slik som inntekt- og levekostnadsforskjeller.

Funksjonsoverføring kan bruke mer informasjon i ekstrapolasjonen. Metoden krever en parametrisk funksjon med observerbare variabler som predikterer variasjonen i estimatene, samt informasjon om disse variablene (Johnston m.fl. 2015).

Ved å identifisere hvordan disse variablene påvirker estimatene kan man generalisere estimatene til andre situasjoner. For eksempel kan man gjennom informasjon om hvordan antallet unike arter i en eng påvirker betalingsvilligheten for et dekar av engen estimere betalingsvilligheten til enger med andre antall unike arter. Gitt at kravene er møtt og antagelsene holder, er metoden konseptuelt mer presis enn enhetsoverføring.

Både enhetsverdioverføring og funksjonsoverføring kan ta i bruk én eller flere studier for overføringen av estimer. Ved å bruke flere studier kan man også gjennomføre metastudier, som kan gå mer i dybden av hvilke faktorer hos respondenten (eksempelvis alder, kjønn og inntekt) og landskapselementene (eksempelvis åkerstørrelse, vannveier og stier) som påvirker anslagene i studiene (se for eksempel Lindhjem og Navrud 2008).

4.2. Kvantifisering av verdien av kulturlandskapselementer

Det er gjennomført flere europeiske studier hvis mål er å kvantifisere kulturlandskapselementers velferdsbidrag eller rangere viktigheten disse. Det følgende presenterer kort funnene fra enkelte relevante studier både monetære og ikke-monetære. Tabellen mot slutten av dette delkapitlet presenterer funn fra monetære studier, da disse er mer sammenlignbare på tvers av studier. Dette er ikke en fullverdig liste av all relevant litteratur, men viser fram og peker på relevante studier og funn.

Zandersen m.fl. (2017) presenterer eksempler som belyser hvordan naturlige landskaps betydning som kulturelle økosystemtjenester for befolkningen i Norden kan kvantifiseres. For eksempel viser Magnussen og Navrud (2016) at de totale kostnadene ved økosystempåvirkningen av mulige jernbanetraseer ved en eventuell Grenlandsbane kan være mellom 100 og 400 millioner kroner, avhengig av trasé og antagelser. Kostnadene påløper gjennom reduserte muligheter for eller verdi av rekreasjon, estetikk, naturarv og kulturarv. Hovedmetoden brukt er verdioverføring.

En relativt tidlig studie av Drake (1992) brukte betinget verdsetting for å kvantifisere ulike ikke-markedsgoder produsert av det svenske kulturlandskapet. Verdsettingsestimatene er inkludert i Tabell 4-2. Drake rapporterer at respondentene begrunner betalingsvilligheten sin med at dyr og planter avhenger av jordbrukslandskapet og at «landskapet er vakkert». Den første begrunnelsen refererer altså til forsynende tjenester (eller at dyre- og plantelivet har en eksistensverdi) og den andre begrunnelsen refererer til den estetiske verdien av kulturlandskapet.

Gjennom datagenerte bilder, gjennomførte Ode m.fl. (2009) en spørreundersøkelse på internett, med hovedsakelig engelsk- og franskspråklige respondenter, om preferanser for «naturlighet» i landskapet (suksessjonsnivå, antall skogteiger og formen på kantsoner). De fant signifikant positive sammenhenger mellom disse attributtene og preferanser for landskapene, og argumenterer derfor for at folk foretrekker «naturlige» landskap over kultiverte landskap. Bildene er imidlertid lite spesifikke på kulturlandskapskvalitetene, slik at det er uklart hvilke elementer respondentene avveier for kulturlandskapsiden (nullalternativet).

Van Zanten m.fl. (2014) oppsummerer 51 case-studier av preferanser for ulike elementer i europeiske jordbrukslandskap i en metaanalyse. Analysen finner at historiske bygninger, mosaikklandskap (oppdelt landskap med teiger av jordbruk og skog) og synlige husdyr i landskapet er relativt høyt verdsatt i forhold til andre landskapselementer i jordbruket. Studiene oppgir verdien av ulike de landskapsformer i en standardisert preferanseindeks. I tillegg til å være interessant i seg selv og være en kilde for verdioverføring, kan slike metastudier være verdifulle ved å identifisere årsakene til at jordbrukslandskapet verdsettes forskjellig av ulike grupper og i ulike regioner.

Van Zanten m.fl. (2014) mener å finne støtte for at personer som selv ikke bor rundt kulturlandskap har lavere preferanse for dette landskapet enn de som selv bor nær det. De førstnevnte personene kan derimot ha høyere preferanse for landskap dominert av skog og natur enn hva de lokale gjorde, men dette resultatet var ikke statistisk signifikant. Videre fant studien en signifikant negativ sammenheng mellom prosentandel jordbruksareal og preferanser for landskap dominert av jordbruk.

I en metastudie undersøker Hall m.fl. (2004) folks oppfatning om støtte til jordbruket produksjon av ulike goder, hovedsakelig i Storbritannia. De oppsummerer at det er begrenset litteratur om temaet, men de antyder at folk anerkjenner jordbruket som en produsent av fellesgoder, som kulturarv, naturmangfoldbevaring, og andre miljøgoder.

I en litteraturgjennomgang av nordamerikanske verdsettingsstudier av jordbruket, oppsummerer Bergstrom og Ready (2009) at folks preferanser og verdsetting av jordbruket avhenger sterkt av størrelsen på jordbruksområdet, regional knapphet på jordbrukslandskap, alternativkostnaden til landet, tilgjengelighet og produktivitet. De fant også en preferanse for jordbruk i drift og for ikke-industrielt jordbruk.

Det er også gjennomført enkelte studier med norske respondenter. Gjennom en spørreundersøkelse hvor respondentene oppgir preferanser gjennom Lickert-skalaer, undersøkte Kaltenborn og Bjerke (2002) preferanser for ulike landskapstyper blant beboere i Røros. Respondentene tok stilling til ulike typer av både natur- og kulturlandskap. Villmark med rennende vann ble i snitt rangert høyest, foran tradisjonelt jordbrukslandskap. Landskaper dominert av moderne landbruk ble rangert lavest.

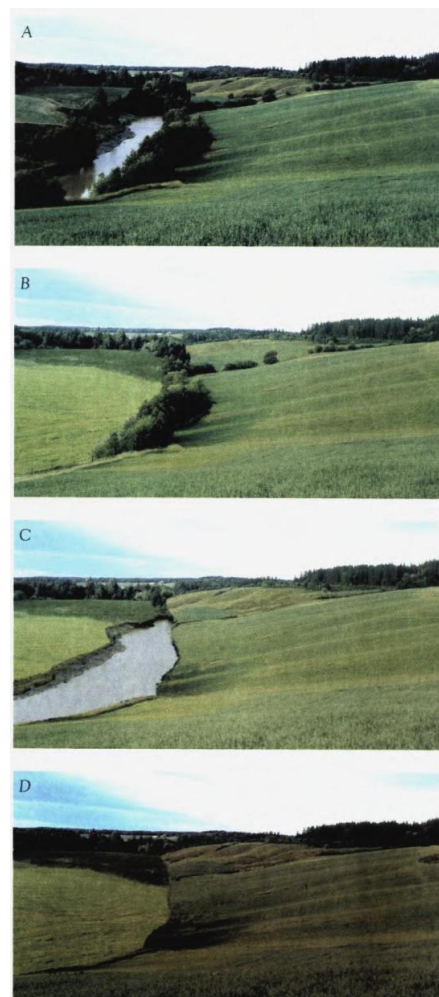
Dramstad m.fl. (2001) tar utgangspunkt i 3Q-data, og undersøker både vanlige folks og eksperters preferanser for landskap. De fant høyere preferansescore for heterogene enn homogene landskap. Dramstad m.fl. (2006) undersøkte lokale innbyggere og ikke-lokale studenter preferanser for jordbrukslandskap, og fant en signifikant positiv sammenheng mellom folks preferanser for landskap, og romlige størrelser som antall arealtyper, antall jordstykker og diversitet i arealtyper. De fant også at ulike grupper mennesker foretrekker ulike typer landskap.

Bergland (1998) brukte datagenererte bilder i en betinget verdsetting-studie for å verdsette kulturlandskapselementer, spesielt knyttet til vegetasjon og bekkedrag. Bildene er på et spesifikt sted (på Romerike), men spesifiserer ikke omfanget av kulturlandskapselementene. Bildene (Figur 4-2) viser likevel at omfanget er begrenset. Betalingsvilligheten er oppsummert i tabellen på neste side.

Spissøy m. fl. (2012) refererer til flere andre studier som empirisk forsøker å kvantifisere fellesgodebidragene fra jordbruket. De viser til at det er stort mangfold i verdsettingsmetoder og -studier, og at resultatene av disse studiene sannsynligvis har begrenset levetid og begrenset generaliserbarhet. De konkluderer med at det er behov for flere studier på dette i Norge.

På bakgrunn av en jordbruksmodell som inkluderer enkelte fellesgodebidrag fra jordbruket, konkluderer Brunstad m.fl. (2005) at jordbruket trenger støtte for å kunne produsere disse bidragene, men at de nåværende nivåene for denne støtten er langt høyere enn de behøver å være (altså at en kunne fått mer av fellesgodene ved en mer optimal utforming av støtten). Det skal også nevnes at de jordbruksøkonomiske modellene har liten informasjon om verdien av landskap og økosystemtjenester fra norske forhold og har dermed ikke kunne vurdere dette på en grundig måte i modellberegningene. Et bedre datagrunnlag ville åpenbart forbedret estimatene.

Studiene presentert over kvantifiserer individers eller husholdningers preferanser for ulike goder produsert av ulike kulturlandskap. Resultatene av studiene som estimerer betalingsvillighet er presentert i Tabell 4-2, sammen med andre relevante betalingsvillighetsstudier. Det er viktig å påpeke at tabellen kun illustrerer bredden av betalingsvillighetsstudier, hvilke kulturlandskapselementer som er undersøkt, og gir indikasjoner på



Figur 4-2 Eksempler på landskapsbilder fra Bergland (1998, s. 174)

ulike betalingsvillighet-estimer. Studiene er ikke sammenlignbare, av flere grunner. Studiene presenterer elementer av ulikt omfang og kvalitet og i ulike kontekster. Noen elementer er spesifisert i omfang (for eksempel 1 prosent økning i permanent eng), mens i mange er elementene mer abstrakte (for eksempel åpent landskap). I tillegg er studiene foretatt i ulike land, har ulike formuleringer, ulike verdsettingsmetoder og ulike foreslåtte betalingsverktøy. Tabellen oppgir også kun punkttestimatene til studiene (ikke variansen). Oversikten er basert på tilsvarende oversikt fra MULTAGRI-prosjektet (Madureira m.fl. 2007), og supplert med nyere studier. For referanser til studiene tidligere enn 2007 (med unntak av Drake 1992 og Bergland 1998), se Madureira m.fl. (2007). Vi har ikke gått inn i kildereferansene til Madureira m.fl. (2007), da flere av studiene er på fransk, portugisisk eller tysk.

Tabell 4-2 Estimert betalingsvillighet per person eller husholdning for ulike goder (og størrelser) eller ulike egenskaper ved goder relatert til kulturlandskap

Studie	Verdsatt gode	Land	Estimat (2016-Euro)
Dachary-Bernard (2004)	Hekk	Frankrike/Portugal	30 per år ^h
		Frankrike/Tyskland/Portugal	1 per dag
	Gårdsbygg	Frankrike/Portugal	50 per år ^h
		Frankrike/Tyskland/Portugal	5 per dag
Siriex (2004)	Åpent landskap	Frankrike/Portugal	20 per år ^h
		Frankrike/Tyskland/Portugal	20 per år
Noublanche (1998)	Kastanjelund	Frankrike/Portugal	43 per år ^h
		Frankrike/Tyskland/Portugal	27 per måned ferie
Bonnieux og Le Goffe (1997)	Hekk	Frankrike/Portugal	46 per år ^h
Colson og Stenger-Letheux (1996)	Hekk	Frankrike/Portugal	24 per år ^h
Madureira (2001)	Mandellund	Frankrike/Portugal	0-184 per år ^h
		Frankrike/Tyskland/Portugal	0-228 per år
	Forvaltet skog (woodland)	Frankrike/Portugal	0-78 per år ^h
		Frankrike/Tyskland/Portugal	0-80 per år
Fischer m.fl. (2003)	Ulike egenskaper ved hekk	Tyskland	48-78, avhengig av scenario (engangsbetaling) ^h
Schmitz m.fl. (2003)	Landskap- og vannkvalitet (artsantall, jordestørrelse, arealbruksandel, nitratkonsentrat)	Tyskland	79-130, per år, avhengig av scenario ^h
Meyerhoff og Dehnhardt (2002)	Habitatbevaring	Tyskland	9-20 per år ^h
Wronka (2001)	Naturmangfold og vannkvalitet	Tyskland	91-102 per år ^h
Rommel (1998)	Habitatbevaring	Tyskland	35 per år ^h
		Frankrike/Tyskland/Portugal	2 per overnatting
Mollard m.fl. (2006)	1% økning i permanent eng	Frankrike/Tyskland/Portugal	0-1 per turistbesøk
	1% økning i fôrvekster		0-0,1 per turistbesøk
	1% økning i kornavlinger		0 per turistbesøk
Le Goffe (2000)	1% økning i permanent eng	Frankrike	1 per turistbesøk
	1% økning i fôrvekster		-1 per turistbesøk
	1% økning i kornavlinger		0 per turistbesøk
	Økt tetthet av gårdsdyr		-27 per turistbesøk

Studie	Verdsatt gode	Land	Estimat (2016-Euro)
Degenhardt og Gronemann (1998)	Utrydningstruede arter og eng	Frankrike/Tyskland/Portugal	0,7-2 per overnatting
	Fjelleng		0,7-1 per overnatting
Santos (1997)	Jordbruksterrasse	Frankrike/Tyskland/Portugal	46 per år ^h
	Eng		24 per år ^h
	Forvaltet skog (woodland)		51 per år ^h
	Eng, forvaltet skog og jordbruksterrasse		109 per år ^h
Drake (1992)	Bevaring av kulturlandskapet i Sverige	Sverige	117 per år
Bernués m.fl. (2015)	Økt jordbrukslandskap	Norge	201 per år
	Lokalt artsmangfold i eng		194 per år
	Økt jordfruktbarhet		234 per år
	Mangfold i kvalitetsprodukter		240 per år
Borresch m.fl. (2009)	Mer multifunksjonelt jordbruk	Tyskland	103 per år ^h
Dachary-Bernard og Rambonilaza (2012)	Hekk	Frankrike	91-96 per år ^h
	Gårdsbygg		26 per år ^h
	Hekk og gårdsbygg		93-103 per år ^h
Campbell (2007)	«Mye mer» steinmur	Irland	Ca. 93 per år
	«Mye mer» fjellandskap		Ca. 95 per år
	«Mye mer» ryddig gård		Ca. 81 per år
	«Mye mer» kulturarv		Ca. 64 per år
Fredman m.fl. (2008)	Rekreasjon i skog	Sverige	23 per dag
	Rekreasjon i fjell		204-406 per besøk
	Rekreasjon i kulturlandskap		8 per besøk
Bergland (1998)	Vegetasjon langs bekk	Norge	35 ^h (engangsbetaling)
	Bekk		20 ^h (engangsbetaling)
	Bekk med vegetasjon		98 ^h (engangsbetaling)
	Åkerholme		17 ^h (engangsbetaling)
	Gjerde langs sti		-8 ^h (engangsbetaling)

Estimatene er omgjort til Euro, 2016-priser. Eurostat er brukt for inflasjonsjusteringer og ECB er brukt for kursomregninger. ^h indikerer at estimatet er på husholdningsnivå (i motsetning til individnivå).

4.3. Grovanslag for verdien av kulturlandskapet i Norge

Verdsettingsestimatene fra Drake (1992) er blitt brukt i norske modellkjøringer for å inkludere kulturlandskapsverdier (Brunstad m.fl. 2005). Respondentene i Drake (1992) ble spurt om betalingsvillighet per år for tre ulike typer landbruksareal: åker, innmarksbeite og hagemark (åpne beiteområder med trær), sammenlignet med at det samme arealet dekkes av granskog. Drake beregnet hva disse oppgitte verdiene tilsvarer per hektar. Respondentene i studien blir stilt et overordnet spørsmål om forhindring av at halvparten av landbruksarealet i Sverige blir tilplantet. Dette er ulikt flere av studiene presentert over, hvor mer marginale endringer blir vurdert. Foruten å være prinsipielt ulike, kan spørsmål om (små) marginale endringer produsere

andre resultater enn overordnede spørsmål. Verdsettingen av gjennomsnittlige endringer er ikke nødvendigvis det samme som for marginale endringer, da det kan være avtagende (eller økende) grensenytte.¹¹

Det er problematisk å overføre disse anslagene direkte til Norge i dag. Landskapene i de svenske jordbrukskategoriene er antagelig ikke identiske med de norske, og det er stor heterogenitet innad i kategoriene. I tillegg til forskjeller i landbruksregioner og sosioøkonomiske forskjeller mellom landene, kan preferansene også ha endret seg over tid, med endringer i jordbruket og andre samfunnstrender. At studien er 26 år gammel betyr også at metodene brukt er eldre, og disse har forbedret seg betraktelig på disse årene.

I Drakes verdsettingstall er det også uklart hvilke verdier respondentene legger til grunn. Svarene reflekterer trolig både bruksverdier, som at respondentene bruker arealene som tuområder og at planting vil forringe denne verdien, og ikke-bruksverdier, som at respondentene verdsetter eksistensen til kulturlandskapet i Sverige.

Med de overnevnte forbeholdene presenterer vi i Tabell 4-3 hvordan Drake (1992) sine tall ville verdsatt jordbrukslandskapet i Norge. Dette for å illustrere hvordan slike tall kan brukes. Dette blir grovanslag, som ikke inkluderer verdien av markedsgodene produsert av jordbruket, eller hvordan det ville blitt verdsatt sammenlignet med andre alternativlandskap. Tabellen antar også at SSBs definisjon av eng og innmarksbeite, og åker, korresponderer med Drakes innmarksbeite, og åker. Siden ikke finnes noen sikre areal-anslag på utmarksbeite i Norge har vi ikke inkludert dette i beregningene.

Tabell 4-3 Totalverdi av åker, eng og innmarksbeite per år, basert på Drake (1992). Areal-data fra SSB (kildetabell 05982) og valutaomregning fra Norges Bank¹²

Type areal	Areal (ha)	SEK per ha. 1992	NOK per ha. 1992	NOK per ha. 2017	Årlig totalverdi (MNOK, 2017)
Åker	332 621	860	920	1 530	509
Eng og innmarksbeite	805 609	1 643	1757	2 923	2 355

Med Drakes (1992) tall er altså jordbruksarealet i Norge, i form av åker, eng og innmarksbeite, verdt 2,9 milliarder kroner per år, i tillegg til markedsgodene det produserer (hovedsakelig mat) og tomteverdien av arealene.

Til sammenligning, i en større verdioverføringsstudie for EU-land finner Ciaian og Paloma (2011) at innbyggerne verdsetter jordbrukslandskapet til 134-201 euro per hektar, med et gjennomsnitt på 149 euro per hektar (2009). De estimerer dermed en totalverdi på jordbrukslandskapet i EU på mellom 25 og 37 milliarder euro per år, eller omtrent 200-300 milliarder kroner per år. I Storbritannia estimerer *Department for Environment, Food and Rural Affairs* at betalingsvilligheten for rekreasjon i kulturlandskap i landet er totalt på over 19 milliarder pund (ca. 210 milliarder kroner) per år (Development Economics 2017).

Andre norske studier estimerer verdien av andre typer landskap i Norge. Ved å legge til grunn betalingsvillighetsstudier fra byer i andre land, anslår Barton m.fl. (2015) at rekreasjonsverdien til grøntområdene i Oslo (totalt 2 800 ha) er minst én milliard kroner per år. Studien finner også en sterk positiv sammenheng mellom nærhet til blågrønne arealer og eiendomspriser i Oslo, og at befolkningens tidsbruk i Oslomarka reflekterer at rekreasjonsverdien til dette området også er flere milliarder årlig.

Lindhjem og Magnussen (2012) oppsummerer og diskuterer tilsvarende verdien av økosystemtjenestene til norsk skog. De anslår for illustrasjon at rekreasjonsverdiene til skog i Norge (jakt og fiske ikke inkludert) er på minst 10-

¹¹ For eksempel, dersom man verdsetter det første nedbygde hektaret jordbruksareal ulikt fra det siste nedbygde hektaret er ikke verdsettingen av gjennomsnittsendring det samme som verdsetting av hver marginale endring.

¹² <https://www.norges-bank.no/Statistikk/Valutakurser/valuta/SEK> [15.03.18]

20 milliarder kroner per år. De viser også til flere andre verdier, blant annet ikke-bruksverdier for bevaring av naturmangfold, hvor betalingsvilligheten for en dobling av skogvern er på totalt 5-7 milliarder kroner i Norge.

4.4. Verdioverføring eller ny studie

Selv om det er interessant å kartlegge preferansene og verdsettingen av kulturlandskapet og elementene i seg selv, kan det være større nytte for politikkutforming å vurdere økonomiske verdier av *endringer* i kulturlandskapet (Lindhjem m.fl. 2015). Ofte handler dette om å avveie kostnadene ved reduksjoner eller inngrep i kulturlandskapsarealet opp mot utbygginger med positiv privat eller samfunnsøkonomisk nytte. Dette kan for eksempel være høyspentledninger (Navrud m.fl. 2008), veier (Alsvik 2013), motorveier (Olsen 2009) eller vindmøller (Ladenburg og Lutzeyer 2012).

Eksisterende resultater fra empiriske studier, som de presentert i Tabell 4-2, kan brukes i grunnlaget for en verdioverføring av betalingsvillighet for ulike kulturlandskapselementer til norske forhold. En slik øvelse kan trolig produsere mer presise og troverdige anslag enn det presentert i foregående delkapittel. Likevel, det er ulikheter mellom kulturlandskapene og kulturlandskapselementene i de ulike studiene og mellom studiene og Norge. Der det er relevant, kan for eksempel nullalternativet variere sterkt på tvers av studiene, og vil kun enkelte ganger korrespondere med nullalternativene som er relevant for Norge.

Alternativet til verdioverføring er gjennomføring av ny(e) studie(r), hvor egne verdsettingstall blir innhentet og koblet opp mot jordbrukets produksjon. Dette er mer ressurskrevende, men friheten til å utforske ulike elementer og sammensetninger er større. Validiteten til resultatene er trolig også langt større. En godt utformet studie kan kartlegge verdien av enkeltelementer i kulturlandskapet gjennom økosystemtjenestene de bidrar med, for eksempel med utgangspunkt i Tabell 3-1. Studien kan også kartlegge mer overordnede verdier av kulturlandskap, som også ser på sammensetningen av elementer i et kulturlandskap. Det sistnevnte er spesielt utfordrende gjennom verdioverføringsmetoder.

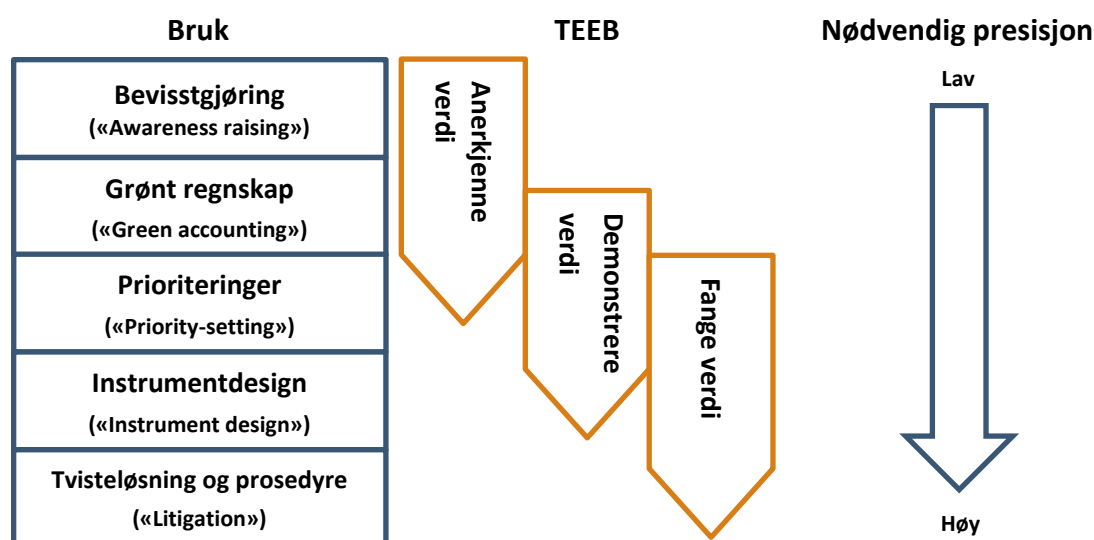
Mer enn å si noe om totalverdien av norsk kulturlandskap viser anslaget i foregående delkapittel at det er behov for å oppdatere tallgrunnlaget og relatere det direkte til norske forhold. Med få verdsettingsstudier gjennomført i Norge, og store forskjeller mellom kulturlandskap i Norge og andre europeiske land, vil verdioverføringer antagelig være krevende. Sammen med at en ny verdsettingsstudie gir fleksibiliteten til å undersøke flere aspekter, vurderer vi det som mest hensiktsmessig å gjennomføre en egen studie i Norge. Det følgende kapitlet skisserer hvordan en slik studie kan gjennomføres, både ved å bruke eksisterende norske data og ved å samle inn ny data.

5. Forslag til ny verdsettingsstudie for norske forhold

Det finnes ingen monetære verdsettingsstudier av jordbrukets betydning for kulturlandskap og økosystemtjenester i Norge. Dette kapitlet skisserer hvordan en slik studie kan gjennomføres.

Landbruksøkonomiske modellberegninger, og samfunnsøkonomiske analyser generelt, må ofte operere uten priser for den eksterne nytten, noe som gjør det vanskelig å ta hensyn til den. Anbefalinger fra slike modeller kan derfor bli ufullstendige eller til og med feilaktige (se Spissøy m.fl. 2012). En verdsettingsstudie som estimerer samfunnsøkonomiske verdier for de viktigste økosystemtjenestene vil derfor kunne være svært nyttig for kunnskaps- og forvaltningsmiljøene. Med anerkjente og transparente metoder vil disse prisene kunne få legitimitet og bli aktivt anvendt i samfunnsøkonomiske analyser og prioriteringer, og i virkemiddelutforming. En sterkere økosystemtjenestetilnærming i utformingen av landbrukets mange virkemidler vil kunne sikre et riktig(ere) nivå på slike tjenester og en samfunnsøkonomisk fornuftig avstemming mot bærekraftig matproduksjon, forsyningssikkerhet og andre landbrukspolitiske mål.

Figur 5-1 oppsummerer verdsettingens mulige bruksområder i fem kategorier. Først, en overordnet verdsettingsstudie av økosystemtjenestene levert av det norske kulturlandskapet kan brukes for å bevisstgjøre politikktutformere, forvaltere og befolkningen for øvrig om disse bidragene. Verdsetting kan også brukes som grunnlag for et grønt regnskap, som sikter på å ta inn miljøkostnader i det finansielle regnskapet, for eksempel på kommunalt nivå. Et tredje bruksområde er å bruke verdsetting for å inkludere eksterne kostnadene i prioriteringer og beslutninger, for eksempel ved lokalisering av utbygginger. Et fjerde bruksområde – instrumentdesign – innebærer for eksempel å bruke verdsetting for å fastsette avgifter eller støttesatser. Et siste bruksområde er å bruke verdsetting i å estimere krav om kompensasjoner, som å kompensere for tapte økosystemtjenester ved nedbygging av kulturlandskap. Kravet til nøyaktighet eller presisjon av estimatene fra verdsettingen øker jo lenger ned i figuren man kommer; bevisstgjøring brukes mer overordnet, mens verdsettingsresultatene brukes direkte i kompensasjonssaker. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB)¹³ beskriver tilsvarende de ulike bruksområdene til verdsetting som å anerkjenne, demonstrere og fange/estimere verdien til økosystemtjenestene.



Figur 5-1 Nytt av verdsetting i politikktutforming (forenklet versjon av Fig. 1 i Gómez-Baggethun og Barton 2013, s. 241)

¹³ <http://www.teebweb.org/> [19.04.18]

I denne konteksten anser vi bevisstgjøring, prioriteringer og instrumentdesign som de mest relevante bruksområdene. Dette kapitlet skisserer overordnet hvordan en slik verdsettingsstudie kan gjennomføres i Norge, som kan være mest relevant for bruksområdet bevisstgjøring. Deretter viser kapitlet noen konkrete eksempler på datainnsamling og -analyse, som vil være mer relevant for bruksområdene prioriteringer og instrumentdesign.

Det kan være hensiktsmessig å bygge på eksisterende informasjon, og sammenstille data om jordbruksarealene og kulturlandskapselementene, samt hva som er sannsynlige alternativbruk. Her danner kapittel 2 et godt utgangspunkt, og vi skisserer i delkapittel 5.1 og 5.2 hvordan vi kan bygge videre på dette. I delkapittel 5.3 skisserer vi hvordan sekundærdata om bruk av jordbruksarealene og kulturlandskapselementene, utover drift, kan sammenstilles. Dette er eksempelvis data om endringer i rekreasjonsbruk og eiendomspriser ved endringer i kulturlandskapet. Delkapitlet fokuserer altså på data for avslørte preferanser. Til slutt skisserer vi i delkapittel 5.4 hvordan innsamling av nye data kan bidra til å verdsette både bruks- og ikke-bruksverdier, gjennom oppgitte preferanser.¹⁴

5.1. Kartlegge areal og kulturlandskapselementer

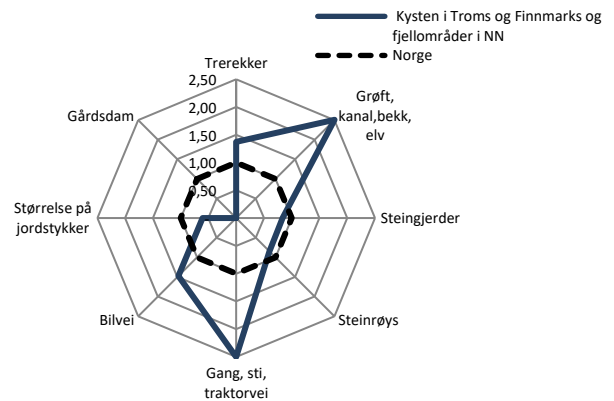
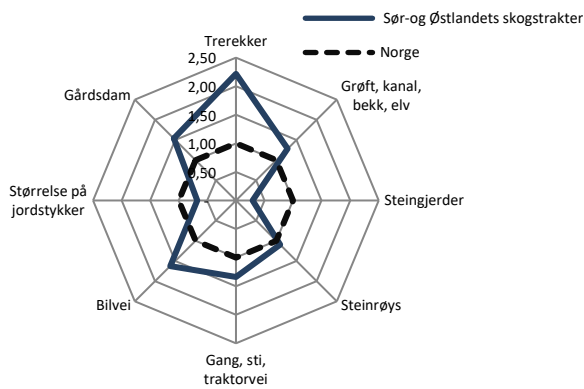
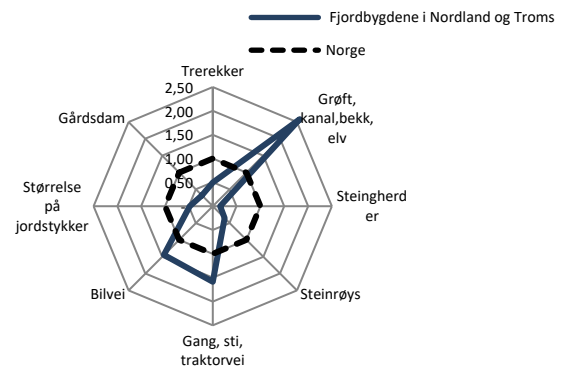
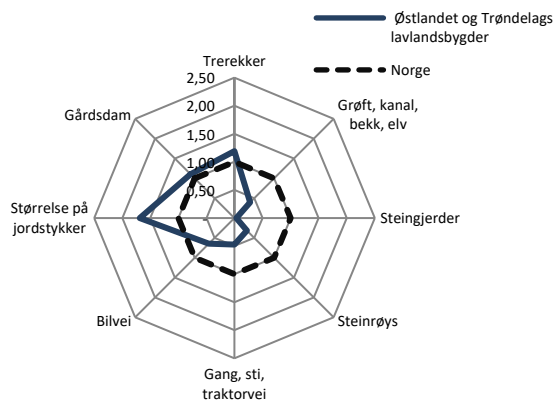
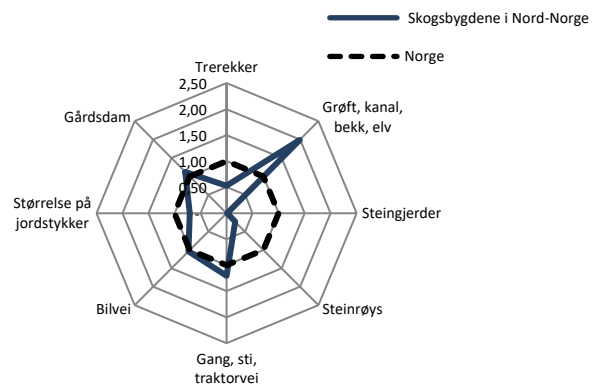
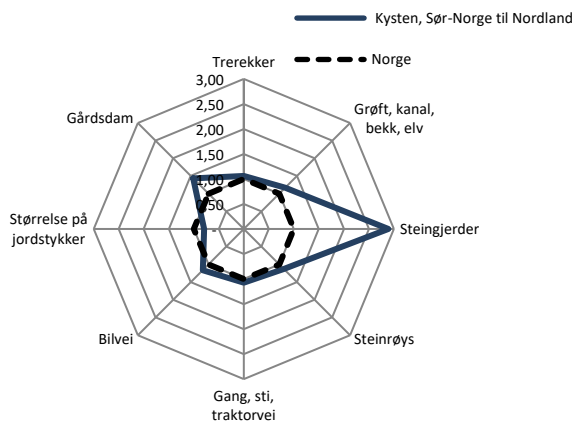
Kapittel 2 presenterte en grov oversikt over jordbrukets arealbruk og endringer i denne. Kapitlet viste at det er store fylkesvise forskjeller både når det gjelder dagens bruk og endring. For eksempel er Oppland preget av eng og dyr på beite, mens Østfold er mer preget av åkerlandskap. Som vist gjennom kapitlet, er det flere mulige kilder til informasjon om arealbruk og kulturlandskapselementer, og det er sannsynlig at det er nødvendig å basere studien på flere kilder. Det vil være relevant med informasjon om:

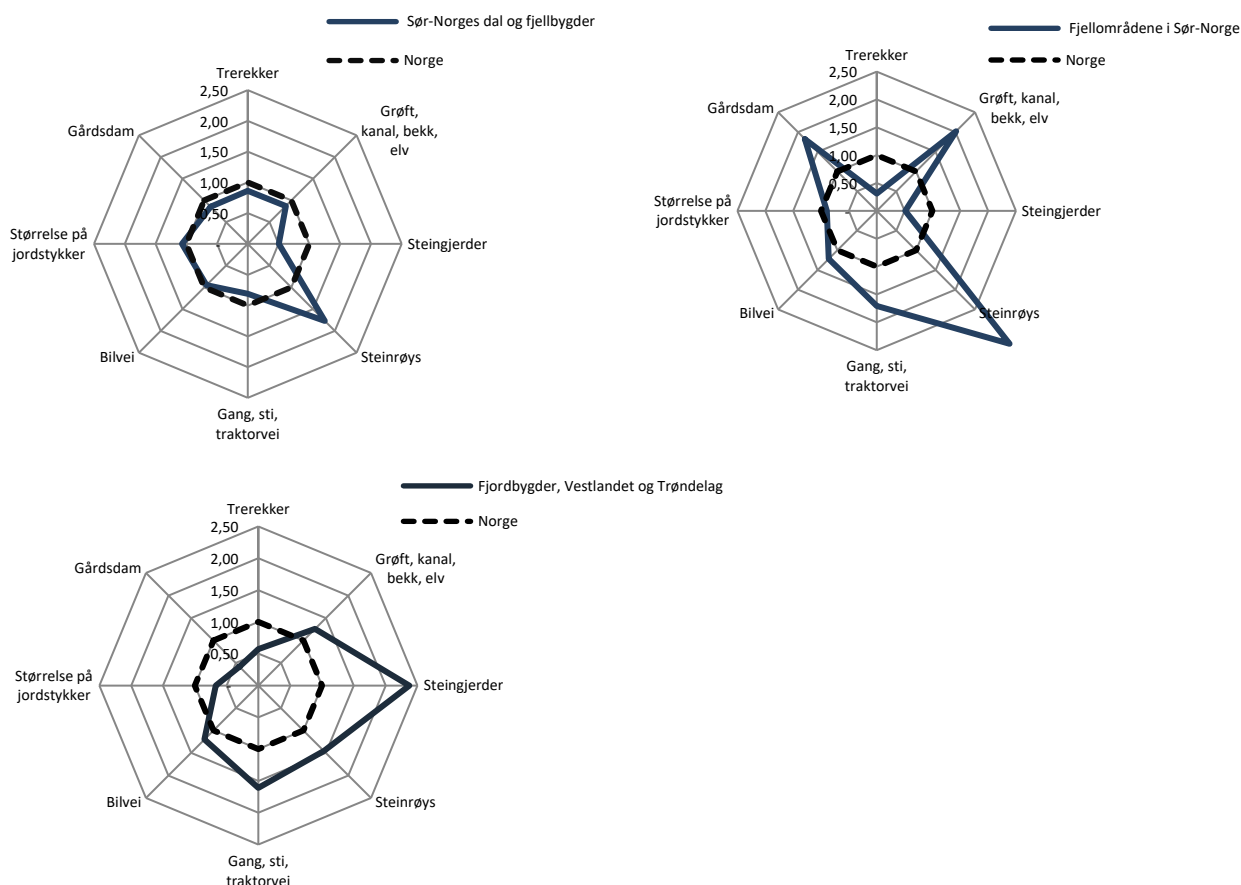
- Arealbruk, med så høy oppløsning og presis kategori som mulig
- Elementer i det kartlagte landskapet, for eksempel landskapstype og steingjerder
- Mulige alternative arealbruk, for eksempel sannsynliggjort ved omkringliggende areal

Først er det nødvendig med data om arealbruk. Hovedkilden for gjennom arealressurskart i målestokk 1:5000 (AR5), som kategoriserer arealet i: fulldyrka jord, overflatedyrka jord, innmarksbeite, skog, myr, åpen fastmark, vann, bre, samferdsel, bebyggd og ikke kartlagt areal. Informasjon om organiserte lag finnes i NIBIOs beitebrukskart og kan sammenstilles med AR5. Dette vil gi et grovt anslag på utmarksbeite.

I tillegg til arealbruk fordrer studien informasjon om kvaliteter ved arealene. Dette er både naturlige kvaliteter, som landskapsformasjoner, og kulturkvaliteter, som steingjerder og trerekker. Som vist, har 3Q omfattende informasjon om flere viktige kulturlandskapselementer og sammensetninger av elementene i et landskap. Dette vil kunne være en viktig kilde i kartleggingen. En måte å framstille disse forskjellene på er gjennom dragediagrammer, som vist i Figur 5-2. Diagrammene viser særtrekk ved kulturlandskapssammensetningen ved ni jordbruksregioner, basert på inndelingen presentert i Figur 2-3 (regionene 9 og 10 er slått sammen). De blå linjene viser hver regions fravik i de ulike elementene, målt i forhold til landsgjennomsnittet (stiplet sort linje).

¹⁴ Forskjellen mellom metoder for å samle inn data om avslørte og oppgitte preferanser forklares i kapittel 4.





Figur 5-2 Kulturlandskapssærtrekk ved de ulike jordbruksregionene

Figurene illustrerer effektivt de ulike kulturlandskapsprofilene til hver jordbruksregion. For eksempel er det tydelig at steingjerder er i hovedsak et element langs kysten og i fjordbygdene på Vestlandet og Trøndelag, og grøfter, kanaler, bekker og elver er en mye større del av kulturlandskapet langs kysten og fjordene i Nord enn ellers. Det vises også at jordstykke størrelsene er størst i lavlandsbygdene på Østlandet og Trøndelag, skjønt forskjellene mellom regionene ikke er like store her som for flere av de andre elementene.

Dataene bak profilene er nyttige i kartleggingen, men profilene kan også brukes som utgangspunkt for å beskrive typiske kulturlandskap og forskjellene mellom jordbruksregionene. Dette kan så brukes som input til verdsettingsstudien, skissert i delkapittel 5.4.

Inndelingen i disse jordbruksregionene basert på landskapet er en grov indikator for landskapsformasjoner. En finere inndeling er det nasjonale referansesystemet for landskap, som deler Norge inn i 45 ulike landskapsregioner, og for eksempel skiller mellom øvre og nedre dal. En utfordring med å skille mellom ulike landskapstyper er at flere drifter jordbruk over flere typer. For eksempel kan et gårdsbruk i en dal ha både dyrket mark i dalen og dyr på beite i fjellandskapet over. Verdsettingsstudien fokuserer altså ikke på bruk, men på areal, og vurderer dermed ikke om arealbruk i et område avhenger av arealbruk i et annet område. Slike sammenhenger kan det imidlertid gjøres kvalitative vurderinger av.

5.2. Mindre (marginale) endringer

Endringer i kulturlandskapet skjer ikke i et vakuum. For bruksområdene prioritering og instrumentdesign er det også viktig å kartlegge hva som er sannsynlige alternativbruk av arealene. Verdien av marginale endringer i

kulturlandskapet avhenger av det endres til. Som beskrevet i kapittel 2 er det nasjonale forskjeller på om kulturlandskapet trues av nedbygging, av for eksempel boliger, eller om det trues av gjengroing.

For eksempel er det sannsynlig at en endring i et areal preget av jordbruk (med tun og bygninger, åker og åkerholmer) til et areal bebygd av boliger vil verdsettes ulikt enn endring fra samme utgangspunkt til et skogkledd areal (Figur 5-3). Det er sannsynlig at alternativbruk 2 har sterkere økosystemtjenestebidrag innen for eksempel rekreasjon og klimaregulering, enn det alternativbruk 1 har.



Figur 5-3 Illustrasjon av kulturlandskap og mulige alternativbruk (Google Maps)

I kartleggingen (delkapittel 5.1) kan kulturlandskapet deles inn i areal som er utsatt for nedbygging (for eksempel basert på data illustrert i Figur 2-5) og areal som er utsatt for gjengroing (for eksempel basert på data illustrert i Figur 2-6). Marginale endringer i kulturlandskap vil dermed kunne vurderes ulikt innen de to kategoriene. Det er også mulig med videre inndeling også, for eksempel ved å skille mellom nedbyggingspress fra boliger og fra næring, men med finere inndeling øker usikkerheten.

5.3. Avslørte preferanser

Kartleggingen i delkapittel 5.1 (og delkapittel 5.2 der det er relevant) kan sammenstilles med tilgjengelige data, som kan brukes som indikatorer for ulike bruksverdier. Tabell 3-1 i kapittel 3 skisserte økosystemtjenester levert av ulike kulturlandskapselementer. To av disse økosystemtjenestene, estetikk og rekreasjon, kan delvis identifiseres og verdsettes gjennom sekundærdata:

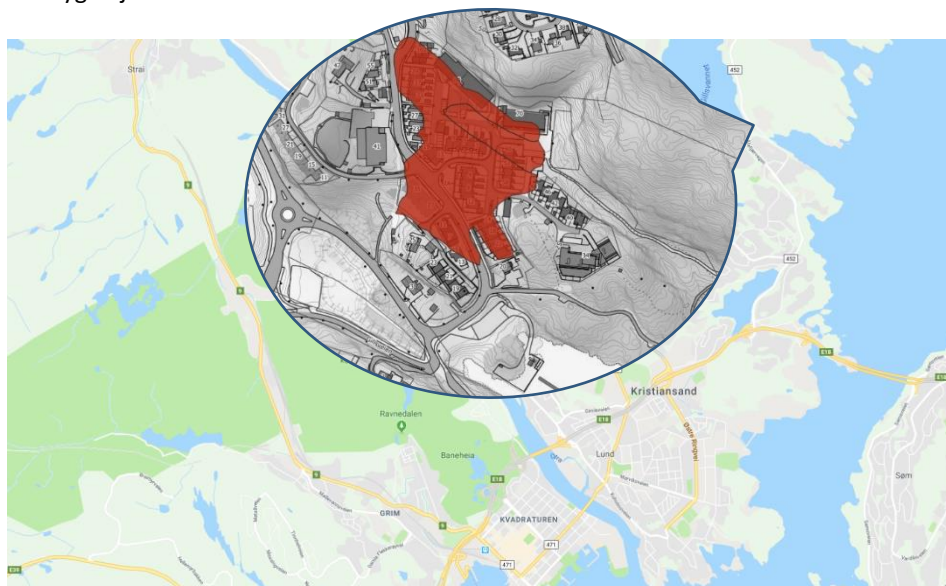
1. Estetikk, i form av påvirkning på bolig- og fritidsboligpriser ved endring i kulturlandskapet (hedonisk eiendomsprising).
2. Estetikk, i form av påvirkning på gjestedøgn på kulturlandskapsnære overnattingssteder ved endring i kulturlandskapet (reisekostnadsmetode).
3. Rekreasjon, i form av endringer bevegelser i landskapet ved endringer i kulturlandskapet (reisekostnadsmetode).

Det følgende skisserer kort hvordan hver av de tre metodene kan operasjonaliseres. Metodene er sannsynligvis mest relevante for bruksområdene prioritering og instrumentdesign, og er dermed vinklet inn mot disse.

5.3.1. Hedonisk eiendomsprising

SSB og NIBIO har detaljerte data på nedbygging av jordbruksareal (både planlagt og faktisk), og hva det er endret til (Gundersen m.fl. 2017). Ved å sammenstille dette med data på eiendomspriser, kan man estimere påvirkningen av arealendringen på prisene på boliger og fritidsboliger gjennom forskjeller-i-forskjeller-metoden («difference-in-difference»). En hypotese kan være at prisen på eiendommer under én km unna et kulturlandskap blir mer negativt påvirket av at kulturlandskapet bygges ned til næring enn prisen på eiendommer 1-5 km unna det samme området. Ved å bruke nasjonale data med et stort antall observasjoner og kontrollere for lokale forhold ved å se på lokale endringer i pris, vil vi kunne estimere gjennomsnittlig effekt av nedbygging av jordbrukslandskap på eiendomspriser. Dette kan dermed si noe om bolig- og fritidsboligkjøperes verdsetting av estetikken av kulturlandskap, relativt annen bebyggelse.

For eksempel, Figur 5-4 viser nedbygging av fulldyrket jord til boligbebyggelse og vei i Kristiansand kommune, hentet fra SSB sitt kartverktøy og lagt over et utsnitt fra Google Maps.¹⁵ Kartet viser de nye boligene og det nedbygde jordbruksarealet.



Figur 5-4 Bolig- og veiutbygging i fulldyrka jord, i Eidet i Kristiansand (utklipp fra kart.ssb.no, bakgrunn fra Google Maps)

En utfordring med å bruke denne metoden på å analysere nedbygging av jordbruksareal til boligbygging er at endringen kan påvirke prisene både gjennom endret utsikt og gjennom økt tilbud av boliger i området. Det er derfor fordelaktig å bruke utbygging til annen bebyggelse, som fritidsbygg og næring for denne metoden. En annen mulig utfordring er at dataene om nedbygging fra SSB trolig ikke er tidsspesifikke, men i tidsrom, slik at vi ikke har nøyaktige tidsanslag. Dette er imidlertid en generell utfordring, da enkelte utbygginger kan ta flere år å planlegge og bygge. Et alternativ er å se på omdisponering, som rapportert av KOSTRA.¹⁶ Det er mulig at eiendomspriser påvirkes vel så mye av beslutningen om utbygging, som at utbyggingen blir gjort (huskjøpere ser framover).

Det er sannsynlig at antall observasjoner er stort nok til å se på underutvalg, slik som ulike typer jordbruksareal, ulike former for nedbygging og regionale forskjeller.

¹⁵ <https://kart.ssb.no/> [13.03.18].

¹⁶ <https://www.ssb.no/offentlig-sektor/kostra> [13.03.18].

5.3.2. Reiseliv

Kulturlandskapets påvirkning på reiseliv er et eget forskningsfelt som har vært undersøkt og diskutert i Norge, blant annet gjennom forskningsprosjektet Cultour, 2009-2016. Det er mulig at data på reiselivsaktivitet kan sammenstilles med endringer i kulturlandskapet for å gi en indikasjon på turister verdsetting av kulturlandskapet. Menon har og vedlikeholder en regnskapsdatabase, med oversikt over foretak med tilhørende foretaksinformasjon og regnskap, basert på årsregnskap og informasjon som er rapportert inn til Brønnøysundregistrene. Omsetning for bedrifter innen overnatting- og serveringsvirksomhet kan gi en indikator for reiselivsvirksomhet. Med data på bedriftens lokasjoner kan endringer i kulturlandskapet sammenstilles med endringer i omkringliggende reiselivsvirksomhet. Med kun små arealendringer er det antagelig at de eventuelle effektene vil være svake, men med nasjonale data og over tid, kan den statistiske styrken være stor nok til å avdekke også svake effekter.

5.3.3. Rekreasjon

Som beskrevet i kapittel 3 brukes kulturlandskapet til rekreasjon, som turgåing og trening. Data på bevegelser kan legges over arealdataene fra kartleggingen i delkapittel 5.1. Det er flere kilder til bevegelsesdata, som har ulike kvaliteter, hvorav noen er beskrevet i Tabell 5-1.

Tabell 5-1 Mulige kilder til bevegelsesdata

	Telenor	Telia	Strava
Følger man enkeltbevegelser?	Ja	Ja	Ja
Kan man følge en strekning over lang tid?	Ja	Ja	Ja
Kan man skille mellom ulike former for bevegelse?	Nei	Nei	Ja
Følger man individer over ulike former for bevegelse?	Ja	Ja	Usikkert
Kommer analytiker i befatning med personopplysninger?	Nei	Uavklart	Nei
Samles data passivt eller kun til den enkelte analyse?	Passivt*	Uavklart	Passivt
Tilgjengelighet	Produkt til salgs	Uavklart	Produkt til salgs
Pris	Individuelt	Uavklart	Individuelt

**Telenor har kun samlet data for spesifikke enkeltanalyser, men lanserte nylig tjenesten Mobility Analytics for passiv datainnsamling.*

Data fra treningsappen Strava angir for eksempel brukernes loggede treningsturer: på sykkel, på ski, løpende eller svømmende over tid. Figur 5-5 viser et eksempel på loggede jogge- og skiturer i et kulturlandskap. Dataene kan avsløre hvordan endringer i kulturlandskapet slår ut på endringer i treningsmønster. Det kan for eksempel være at gjengroing gjør et landskap mindre tilgjengelig for joggere og at dermed aktiviteten går ned. En ulempe er at dataene kun viser de som trener og som bruker denne appen, men dataene kan indikere typiske rekreasjonsmønster også for andre.



Figur 5-5 Eksempel på data fra Strava

Data fra mobiltelefonselskaper (Telenor eller Telia) gir informasjon om bevegelser, også utenom trening. På samme måte som for Strava, kan dette settes i sammenheng med arealendringer og dermed hvordan endringene påvirker bevegelsene. Tiden personene velger å bruke til rekreasjon i landskapet kan dermed verdsettes for å gi et estimat på verdien av landskapet i form av rekreasjonsområde for trening.

Det er utfordringer med å bruke denne type data. Mobiltelefondataene skiller ikke mellom ulike typer bevegelser. For eksempel mellom bevegelser nødvendig for arbeid eller for rekreasjon. Dersom kulturlandskapet bygges ned til boligområdene vil trolig mengden bevegelse øke, men det er usikkert hvor mye av bevegelsene som er for rekreasjon, og hvor mye som er av nødvendighet. Verdsettingene bør også vurderes opp mot et alternativ. Dersom et kulturlandskap bygges ned og aktiviteten går ned, kan aktiviteten øke i et annet område tilsvarende og mulig være et nærmest fullgodt alternativ. Det er derfor nødvendig å se flere landskap i sammenheng.

Vinterstid blir skiløyper ofte kjørt opp i kulturlandskap (som illustrert i Figur 5-5). En annen kilde på informasjon er Skisporet.no, som gir data på oppkjørte skiløyper og hvor ofte de kjøres opp. Selv om dataene ikke angir bruk, er hyppighet for oppkjøring en indikator for hvor mye løypene brukes. Data fra Strava kan også sammenstilles med dette for å gi en videre indikasjon på bruk. Det er antagelig at gjengroing og utbygging vil påvirke mulighetene for oppkjøring negativt, og endringer i løypeoppkjøring fra sesong til sesong fra Skisporet kan kvantifisere dette, sammen med dataene fra delkapittel 5.1.

Sammenstillingen av bevegelsesdata (og reiselivsdata) kan komplementeres med egne spørreundersøkelser av folks reisevaner og bruk av kulturlandskapet. Slike reisekostnadsmetoder kan gi presise anslag på bruksverdier. Metodene er imidlertid ikke like godt egnet til å fange ikke-bruksverdier.

5.4. Oppgitte preferanser

Som nevnt i slutten av kapittel 4 vil innsamling av egne verdsettingsestimater kunne gi viktige bidrag i å forstå verdien av kulturlandskapet i Norge. Metodene ved bruk av sekundærdata skissert over kan kun avdekke deler

av denne verdien. For andre økosystemtjenestebidrag er det nødvendig med en studie hvor personer oppgir deres preferanser for kulturlandskapet. Dette er relevant for både bruksområde bevisstgjøring og for bruksområdene prioritering og instrumentdesign.

Kapittel 4 skisserte hovedsakelig to metoder for å oppgi preferanser: betinget verdsetting og valgekspesimenter. Metodene har ulike styrker og svakheter. I begge metodene er det vanlig å angi et utgangspunkt (*status quo*), hvor respondentene vurderer endringer ut ifra. Det følgende skisserer hvordan utarbeide et valgekspesiment for å verdsette lokale verdier av kulturlandskapet.

I et første designsteg bør kvalitetene eller karakteristikkene ved landskapet som er interessante defineres. Dette kan være størrelse av landskapet, kulturlandskapselementer, landskapstype, og tilgjengelighet for rekreasjon. I tillegg er det relevant å inkludere en monetær verdi. Dette kan for eksempel være endring i årlig inntektsskatt, eller parkeringsavgift i nærheten av landskapet, eller endringer i matvarepriser. Deretter bør nivået på attributtene defineres. For eksempel, landskapsstørrelse kan oppgis i dekar og kulturlandskapselementer kan oppgis i frekvens eller mål på utbredelse, som meter steingjerde.

Til slutt må de ulike hypotetiske scenarioene (valgsettene) utformes. Hvert scenario består av ulike kombinasjoner av nivåer på attributtene som definert gjennom det første designsteget. Her vil det være en avveining mellom presisjon og antall mulige kombinasjoner attributter og nivåer. For eksempel vil åtte attributter med to nivåer på hver gi 256 (2⁸) forskjellige alternativer. Dermed må utvalgsstørrelsen være svært stor eller så må hver respondent svare på et stort antall scenarioer for å få nok statistisk styrke. Tidligere studier viser også at kvaliteten på svarene man får kan reduseres dersom man inkluderer for mange alternativer (Street m.fl., 2005). Alternativene som velges ut bør være balanserte, det vil si at hvert nivå på attributtene opptrer omtrent like ofte, og attributtene bør oppleves som uavhengige av hverandre. Hvis ikke kan attributtene oppfattes som avhengige av hverandre. Man bør også minimere overlapp mellom alternativene, slik at man får informasjon om en stort nok spenn av mulige kombinasjoner av kvaliteter.

Tabell 5-2 gir et grovt eksempel på et slikt valgsett. Designet av en slik undersøkelse vil være en lengre prosess hvor attributtene og nivåene er nøye utvalgt og kombinasjonene er satt etter kriteriene over. Dette vil deretter pilot-testes og vurderes gjennom fokusgrupper med relevante respondenter.

Tabell 5-2 Eksempel på valgsett

	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Dagens scenario
Areal	2 dekar åker	2 dekar eng	10 dekar åker	2 dekar åker
Steingjerde	0 meter	50 meter	0 meter	50 meter
Tilgjengelighet	Traktorvei gjennom og til tilgrensende skog	Kan krysse landskapet	Ingen vei eller si og kan ikke krysse	Ingen vei eller si og kan ikke krysse
Dyr	Ingen	50 sauer	Ingen	Ingen
Bygninger	Lite tun	Ingen	Ingen	Lite tun
Visualisering				
Årlig endring i inntektsskatt	Økning på 50 kr per år	Økning på 75 kr per år	Redusering på 25 kr per år	Samme som i dag

Visualiseringene er kun ment for illustrasjon her, og slike bilder vil ikke kunne brukes. Det er viktig at visualiseringene på tvers av scenarioer er så like som mulig, med unntak av forskjellene beskrevet i radene over.

Derfor må disse antageligvis bilderedigeres. Et eksempel på slik bilderedigering vises under, hvor vindmøller er redigert inn i beitemark.



Figur 5-6 Vindmøller redigert inn i et beite (Botelho m.fl. 2013)

For å gjøre en slik undersøkelse så relevant som mulig er vil det være hensiktsmessig å gjøre undersøkelsen lokalspesifikk. På den måten er det enklere å identifisere *status quo* og det er enklere for respondentene å relatere attributtene til egen situasjon. Dersom verdsettingsstudien gjennomføres lokalspesifikk bør man velge seg ut case-studier som er representative for typiske kulturlandskap. Dersom case-studiene er mange nok, kan dette generaliseres opp til å dekke store deler av Norge.

En verdsettingsstudie vil imidlertid ikke bare være relevant for å undersøke lokale verdier. Det er antagelig betydelige ikke-bruksverdier for jordbruket blant deler av Norges befolkning. Kulturlandskapet kan være en viktig del av lokale og nasjonale identiteter (Daugstad m.fl. 2006), det kan gi en følelse av forsyningssikkerhet, eller gi andre eksistensverdier. Å kartlegge disse verdiene fordrer en mer overordnet og nasjonal undersøkelse, også blant personer som ikke bor i nærheten av eller besøker områder med kulturlandskap. Undersøkelsen kan være i form av valgekspesimenter eller betinget verdsetting gjennom internett.

6. Konklusjon og anbefalinger

I tillegg til å produsere mat, fiber og energi, skaper jordbruket i Norge både positive og negative virkninger på samfunnet ellers. Virkningene er i ulik grad kvantifisert, men de brukes ofte som argumenter i diskusjoner om landbruksstøtte og annen virkemiddelbruk som påvirker jordbruket. Flere positive virkninger er et resultat av kulturlandskapet.

Denne utredningen viser ikke-prissatte verdier jordbruket produserer gjennom kulturlandskapet, og hvordan disse kan verdsettes. Verdiene er potensielt svært store. Dersom ikke riktige verdier inkluderes i beslutningsgrunnlaget for virkemiddelbruken i landbruket kan det føre til sub-optimale løsninger, målt i velferden til den norske befolkning.

En mulig tilnærming for å kvantifisere verdiene er verdioverføring av resultater fra tidligere studier. Hovedutfordringen med denne metoden er at det eksisterer få studier som adresserer kulturlandskapet og kulturlandskapselementer i Norge. Med Norges relativt unike jordbruksstruktur og naturgitte forhold er det utfordrende, og mulig misvisende, å bruke studier fra eksempelvis Nord-Amerika og Sentral-Europa. Dette illustreres ved et stort spenn av anslag av betalingsvilligheten for ulike kulturlandskap og dets elementer.

Vi skisserer elementer i en ny norsk verdsettingsstudie, som vil kartlegge bruks- og ikke-bruksverdier av kulturlandskapet for Norges befolkning. Vi foreslår at det først er viktig arbeid igjen med å sammenstille data om jordbruksarealene, kulturlandskapselementene og hva som er sannsynlige alternativbruk. Deretter skisserer vi at det er relevant å sammenstille sekundærdata om bruksverdier av disse arealene, og dermed også elementene. Dette er eksempelvis data om endringer i rekreasjonsbruk og eiendomspriser ved endringer i kulturlandskapet. Til slutt skisserer vi hvordan innsamling av nye data kan bidra til å kartlegge og verdsette både bruks- og ikke-bruksverdier, som grunner i kulturlandskapet

Forslaget til verdsettingsstudie kan skaleres ned eller avgrenses geografisk, for å gjennomføres som utredningsstudie i stedet for forskningsprosjekt.

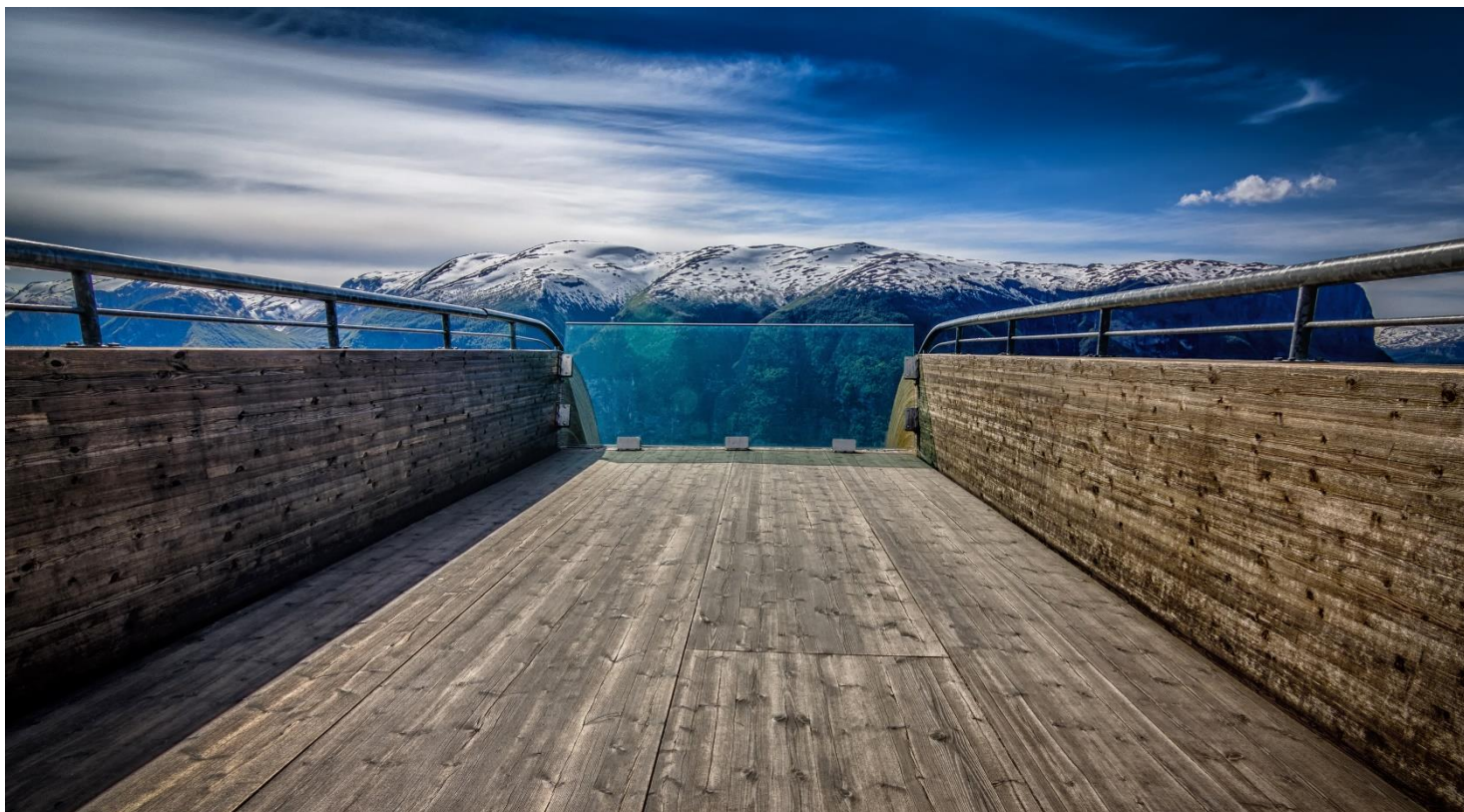
God samfunnsplanlegging avhenger av et godt og helhetlig beslutningsgrunnlag for å oppmuntre til aktiviteter som genererer ekstern nytte og begrense aktiviteter som genererer eksterne kostnader. Slik styring vanskeligjøres dersom nytten (eller kostnaden) er skjulte. Tilsvarende åpner manglende kvantifisering opp for at aktører bruker slike eksterne effekter og deres betydning selektivt for å støtte sin agenda. I landbrukssektoren er markedsgoder og enkelte prissatte samfunnskostnader (som klimagassutslipp) kvantifisert og dermed synliggjort. Ekstern ikke-kvantifisert nytte, som at kulturlandskapet kan skape muligheter for rekreasjon, er i mindre grad kvantifisert i beslutningsgrunnlaget. Ikke-prissatte økosystemtjenester i kulturlandskapet kartlegges og kvantifiseres i økende grad i flere land. Det er på tide med en større verdsettingsstudie av det norske kulturlandskapet.

Referanseliste

- Alsvik, K. (2013): Samfunnsøkonomisk verdi av landskapsinngrep ved veiprosjekter – en Betinget Verdssettingsstudie. Masteroppgave ved Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet.
- Barton, D.N., Vågnes Traaholt, N. Blumentrath, S. & Reinvang, R. (2015): Naturen i Oslo er verdt milliarder. Verdssetting av urbane økosystemtjenester fra grønnstruktur, NINA-rapport 1113.
- Bateman, I. m.fl. (2002) Economic Valuation with Stated Preference Techniques: A Manual. Cheltenham: Edward Elgar.
- Bergstrom, J.C., og Ready, R.C. (2009): What Have We Learned from Over 20 Years of Farmland Amenity Valuation Research in North America?, Applied Economic Perspectives and Policy 31(1): 21–49.
- Bernués, A., Rodríguez-Ortega, T., Alfnes, F., Clemetsen, M. og Eik, L.O. (2015): Quantifying the multifunctionality of fjord and mountain agriculture by means of sociocultural and economic valuation of ecosystem services, Land Use Policy 48: 170–78.
- Borresch, R., Maas, S., Schmitz, K. og Schmitz, P.M. (2009): Modelling the value of a multifunctional landscape – A discrete choice experiment –, presentasjon ved International Association of Agricultural Economists Conference: https://ageconsearch.umn.edu/bitstream/51641/2/IAAE2009_692.pdf.
- Botelho, A., Pinto, L.C. og Sousa, P. (2013): Valuing wind farms' environmental impacts by geographical distance: A contingent valuation study in Portugal, NIMA Working Papers 52, Núcleo de Investigação em Microeconomia Aplicada (NIMA), Universidade do Minho.
- Brunstad, R.J., Gaasland, I., Vårdal, E. (2005): Multifunctionality of agriculture: an inquiry into the complementarity between landscape preservation and food security, European Review of Agricultural Economics 32(4): 469–488.
- Bryn, A., Dourojeanni, P., Hemsing, L.Ø., og O'Donnell, S. (2013): A high-resolution GIS null model of potential forest expansion following land use changes in Norway, Scandinavian Journal of Forest Research, 28(1): 81-98.
- Champ, P., Boyle, K.J., Brown, T.C. (2017): A primer on nonmarket valuation, 2nd edition. New York: Springer Science+Business Media.
- Ciaian, P. og Paloma, S.G. (2011): The Value of EU Agricultural Landscape. European Commission Joint Research Centre Report, JRC65456.
- Dachary-Bernard, J. og Rambonilaza, T. (2012): Choice experiment, multiple programmes contingent valuation and landscape preferences: How can we support the land use decision making process?, Land Use Policy, 29(4): 846-854.
- Daugstad, K., Rønningen, K. og Skar, B. (2006): Agriculture as an upholder of cultural heritage? Conceptualizations and value judgements - A Norwegian perspective in international context, Journal of Rural Studies 22 (1): 67–81.
- Development Economics (2017): Contributions of UK Agriculture. <https://www.nfuonline.com/assets/93419>.
- Drake, L. (1992): The Non-Market Value of the Swedish Agricultural Landscape, European Review of Agricultural Economics 19 (3): 351-64.
- Dramstad, W.E., Fry, G., Fjellstad, W.J., Skar, B., Helliksen, W., Sollund, W.-L.B., Tveit, M.S., Geelmuyden, A.K., Framstad, E. (2001): Integrating landscape-based values – Norwegian monitoring of agricultural landscapes, Landscape and Urban Planning, 57.
- Dramstad, W.E., Tveit, M.S., Fjellstad, W.J., Fry, G. (2006): Relationships between visual landscape preferences and map-based indicators of landscape structures, Landscape and Urban Planning, 78.
- Dreber, A., Pfeiffer, T., Almenberg, J., Isaksson, S., Wilson, B., m.fl. (2015): Using prediction markets to estimate the reproducibility of scientific research. Proceedings of the National Academy of Sciences 112 (50): 15343–47.
- Engan, G., Bratli, H., Fjellstad, W. og Dramstad, W. (2008): 3Q. Biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap. Status og utviklingstrekk. Dokument fra Skog og landskap 01/2008.

- Fredman, P, Boman, M. Lundmark, L. og Mattsson, L. (2008): Friluftslivets økonomiske verdener – en oversikt. Forskningsprogrammet Friluftsliv i förändring, rapport nr. 5.
- Gómez-Baggethun, E. og Barton, D.N. (2013): Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics* 86: 235-245.
- Gundersen, G.I., Steinnes M., og Frydenlund, J. (2017): Nedbygging av jordbruksareal. En kartbasert undersøkelse av nedbygging og bruksendringer av jordbruksareal. SSB-rapport nr. 2017/14.
- Hall, C., McVittie, A., Moran, D. (2004): What does the public want from agriculture and the countryside? A review of evidence and methods. *Journal of Rural Studies* 20(2): 211–225.
- Hølleland, H., Skrede, J., og Holmgaard, S.B. (2017): Cultural heritage and ecosystem services: A Literature review. *Conservation and Management of Archaeological Sites* 19(3): 210-237.
- Johnston, R. J. m.fl. (2015): Benefit transfer of environmental and resource values. New York: Springer.
- Johnston, R. J. m.fl. (2017): Contemporary Guidance for Stated Preference Studies, *The Journal of the Association of Environmental and Resource Economists* 4(2): 319-405.
- Ladenburg, J., og Lutzeyer, S. (2012): The economics of visual disamenity reductions of offshore wind farms— Review and suggestions from an emerging field, *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16(9): 6793-802.
- Lindhjem, H. m.fl. (2018): Tiltak i strømnettet og påvirkning på økosystemtjenester i samfunnsøkonomiske analyser, Vista Analyse Rapport (for Statnett) 2018/02.
- Lindhjem, H. og Magnussen, K. (2012): Verdier av økosystemtjenester i skog i Norge, NINA-rapport 894.
- Lindhjem, H. og Navrud, S. (2009): Asking for Individual or Household Willingness to Pay for Environmental Goods?: Implication for Aggregate Welfare Measures, *Environmental and Resource Economics* 43(1): 11–29.
- Lindhjem, H., Zandersen, M. og Reinvang, R. (2015): Landscape experiences as a cultural ecosystem service in a Nordic context: Concepts, values and decision-making. *TemaNord* 2015:549.
- Madureira, L., Rambonilaza, T. og Karpinski, I. (2007): Review of methods and evidence for economic valuation of agricultural non-commodity outputs and suggestions to facilitate its application to broader decisional contexts, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 120(1): 277-286.
- Magnussen, K. og Lindhjem, H. (2013): Samfunnsøkonomisk prissetting av dyrket mark og andre naturressurser i Statens vegvesens konsekvensanalyser, Vista Rapport 2013:25.
- Magnussen, K. og Navrud, S. (2016): Prising av naturinngrep. KVV Grenlandsbanen - vurdering av sammenkobling av Vestfoldbanen og Sørlandsbanen. Vista-rapport.
- Magnussen, K. og Navrud, S. (2016): Økosystemtjenester i Kystverkets samfunnsøkonomiske analyser. Vista-rapport 2016:21.
- Magnussen, K., Navrud, S. og Erlandsen, A.M. (2016): Revisjon av konsesjonsvilkår for vannkraft - Aktuelle avbøtende tiltak og verdsetting av effekter på økosystemtjenester. Vista-rapport 2016:58
- Meld. St. 11 (2016–2017): Endring og utvikling — En fremtidsrettet jordbruksproduksjon. Landbruks- og matdepartementet.
- Meld. St. 19 (1999-2000): Om norsk landbruk og matproduksjon. Landbruksdepartementet.
- Navrud, S., Ready, R.C., Magnussen, K. & Bergland, O. (2008): Valuing the social benefits of avoiding landscape degradation from overhead power transmission lines – Do underground cables pass the benefit-cost test?, *Landscape Research* 33: 281–296.
- Navrud, S. og Strand, J. (2017): Valuing Global Ecosystem Services: What Do European Experts Say? Applying the Delphi Method to Contingent Valuation of the Amazon Rainforest, *Environmental and Resource Economics*: 1–21.
- Nersten, N. K., Puschmann, O., Hofsten, J., Elgersma, A., Stokstad, G. og Gudem, R. (1999): The importance of Norwegian agriculture for the cultural landscape. A sub-project under the Ministry of Agriculture's evaluation programme on multifunctional agriculture. NIJOS og NILF, Notat 1999:11.
- NIBIO (2010): Biologisk mangfold og husdyrbeiting i utmark. http://www.skogoglandskap.no/fagartikler/2010/biologisk_mangfold_og_husdyrbeiting_i_utmark/newsitem.
- NOU (2012:16): Samfunnsøkonomiske analyser. Finansdepartementet

- NOU (2013:10): Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester. Miljøverndepartementet.
- Novikova, A., Rocchi, L. & Vitunskienė, V. (2017): Assessing the benefit of the agroecosystem services: Lithuanian preferences using a latent class approach, *Land Use Policy* 68: 277–86.
- Olsen, S.B. (2009): Choosing between internet and mail survey modes for choice experiment surveys considering non-market goods. *Environmental and Resource Economics* 44 (4): 591–610.
- Price, C. (2017): *Land Economics*, 2nd edition. Cham: Palgrave Macmillan.
- Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R., Turner, R.K. (2016). *Routledge handbook of ecosystem services*. London: Earthscan
- Puschmann, O., Reid, S. J., Fjellstad, W., Hofstein, J. og Dramstad, W. (2004): Tilstandsbeskrivelse av norske jordbruksregioner ved bruk av statistikk. NIJOS-rapport 17/04. Oslo: Norsk institutt for jord- og skogkartlegging.
- Riera, P., Signorello, G., Thiene, M., Mahieu, P.A., Navrud, S. m.fl. (2012): Non-market valuation of forest goods and services: Good practice guidelines” *Journal of Forest Economics* 18(4): 259–70.
- Rognstad, O., Løvberget, A.I., og Steinset, T.A. (2016): Landbruket i Norge 2015: Jordbruk – Skogbruk – Jakt. SSBs statistiske analyser nr. 149.
- Rønningen, m.fl. (2005): Multifunksjonelt landbruk. Bygdeforskning-rapport 8/2005
- Santos, J.L., Madureira, L., Ferreira, A.C., Espinosa, M., og Gomez y Paloma, S. (2016): Building an empirically-based framework to value multiple public goods of agriculture at broad supranational scales, *Land Use Policy* 53: 56–70.
- Spissøy, A., Milford, A.B. og Prestegard, S.S. (2012): Betalingsvillighet for landbrukets produksjon av kollektive goder. NILF-notat 2012-11.
- Statens vegvesen (2018): Håndbok V712 Konsekvensanalyser.
- Stensgaard, K. (2011): Kulturminner og kulturmiljøer i jordbrukets kulturlandskap. Rapport for prosjektårene 2004-2008. Rapport fra Skog og landskap nr. 24/2011.
- Stokstad, G. (2014). Landskapselementer i jordbrukets kulturlandskap. Status og utvikling. Rapport fra Skog og landskap 07/2014
- Strand, J. (2007): Public-good valuation and intra-family allocation. *Environmental and Resource Economics* 38 (4): 527–43.
- Street, D., Burgess, L.B., Louviere, J.J. (2005) Quick and easy choice sets: Constructing optimal and nearly optimal stated choice experiments. *International Journal of Research in Marketing*, 22.
- Tenge, I.M., Stokstad, G., Ystad, E., Knutsen, H., Kårstad, S. og Strand, G-H. (2016): Evaluering av Areal- og kulturlandskapstilskuddet. NIBIO RAPPORT, 150:2.
- Van der Heide, C. M, and W. Heijman (2013): *The Economic Value of Landscapes*. London og New York: Routledge.
- Zandersen, M., Lindhjem, H., Magnussen, K., Helin, J., Reinvang, R. (2017): Assessing landscape experiences as a cultural ecosystem service in public infrastructure projects: From concept to practice. *Nordic Council of Ministers. TemaNord* 2017:510.



Menon Economics analyserer økonomiske problemstillinger og gir råd til bedrifter, organisasjoner og myndigheter.

Vi er et medarbeidereiet konsultentselskap som opererer i grenseflatene mellom økonomi, politikk og marked.

Menon kombinerer samfunns- og bedriftsøkonomisk kompetanse innenfor fagfelt som samfunnsøkonomisk lønnsomhet, verdsetting, nærings- og konkurranseøkonomi, strategi, finans og organisasjonsdesign. Vi benytter forskningsbaserte metoder i våre analyser og jobber tett med ledende akademiske miljøer innenfor de fleste fagfelt. Alle offentlige rapporter fra Menon er tilgjengelige på vår hjemmeside www.menon.no.

+47 909 90 102 | post@menon.no | Sørkedalsveien 10 B, 0369 Oslo | menon.no