

Nr. 21/2022

Verdisetting av bekkekløfter

Sluttrapport for FoU-prosjekt 80263
Miljøfaglig utredning AS



NVE Ekstern rapport nr. 21/2022

Verdisetting av bekkekløfter : sluttrapport for FoU-prosjekt 80263

Utgitt av:	Norges vassdrags- og energidirektorat
Forfatter:	Miljøfaglig utredning AS
Forsidefoto:	Hårrenna i Rendalen. Et eksempel på ei trang bekkekløft på indre deler av Østlandet. Foto: Geir Gaarder
ISBN (online):	978-82-410-2262-3
ISSN (online):	2535-8235
Saksnummer:	202104634

Sammendrag:	På oppdrag for NVE har Miljøfaglig Utredning AS i samarbeid med BioFokus utarbeidet forslag til metodikk for verdisseting av bekkekløfter i Norge, som et FOU-prosjekt. Bakgrunnen har vært å få en mer treffsikker verdisseting av kløftmiljøer, både samlet sett og av naturvariasjonen i kløftene, der det har vært særlig viktig å kunne skille ut de mest verdifulle lokalitetene. Eksisterende metoder er gjennomgått og benyttet i den grad disse har vært relevante. Naturfaglig har NiN (Natur i Norge) vært sentralt, mens naturmangfoldloven og veiledning for konsekvensutredninger har vært juridisk og forvaltningsmessig viktige. En metode basert på enkel verdiaggregering er foreslått, der ulike kvaliteter gis poeng som summeres opp i en samlet verdi for hele bekkekløfta. Det har vært tilstrebet å få en enkel, oversiktlig metode, som samtidig er i samsvar med lovverket og sentrale forvaltningsverktøy.
Emneord:	Natur i Norge (NiN), naturtype, kartlegging, metode, metodeutvikling, verdi, verdiaggregering, forvaltning, konsekvensutredning, bekkekløft, biologisk mangfold, vannkraft, natursystemkompleks

Norges vassdrags- og energidirektorat
Middelthuns gate 29
Postboks 5091 Majorstuen
0301 Oslo

Telefon: 22 95 95 95
E-post: nve@nve.no
Internett: www.nve.no

november 2022

Forord

Samfunnet vi lever i trenger stadig mer fornybar energi. Dette setter større krav til forvaltningen når det gjelder å treffe de riktige beslutningene på sikt, både nasjonalt og globalt.

Forvaltningen er avhengig av at konsekvensutredninger og kartlegginger av biologisk mangfold fanger opp forvaltningsrelevant informasjon, og at verdien/lokalitetskvaliteten gjenspeiler hva som må bevares. Gjeldende metodikk for naturtypekartlegging i Norge er basert på NiN (Natur i Norge), og kartlegging etter NiN er lagt opp til å være en etterprøvable og objektiv øvelse.

Verdisetting av NiN-kartlagte enheter har sine utfordringer slik metodikken foreligger i dag, særlig dersom biologiske verdier forekommer i kompleks natur. For å belyse utfordringer knyttet til dette har NVE valgt å fokusere på bekkekløfter.

I dette FoU-prosjektet er det forsøkt å fremskaffe en metode for NiN-basert kartlegging og verdisetting av bekkekløfter. Det overordnede målet med prosjektet er å bedre kunnskapsgrunnlaget for forvaltningen i utbyggingssaker, og på dette grunnlaget ta de riktige forvaltningsmessige beslutningene. Videre kan prosjektet bidra til å skape mer treffsikre konsekvensutredninger og analyser innen komplekse natursystemer i Norge, og samtidig gi forvaltningen muligheten til å differensiere mellom de svært viktige og de mindre viktige naturlokalitetene.

Prosjektet er gjennomført av Miljøfaglig Utredning AS v/Geir Gaarder i samarbeid med BioFokus v/Torbjørn Høitomt. Miljøfaglig Utredning AS har vært ansvarlig for gjennomføringen av prosjektet, som også har trukket inn andre faginstanser som beskrevet i eget forord. Det rettes en takk for godt samarbeid i alle ledd.

Oslo, 22. november 2022

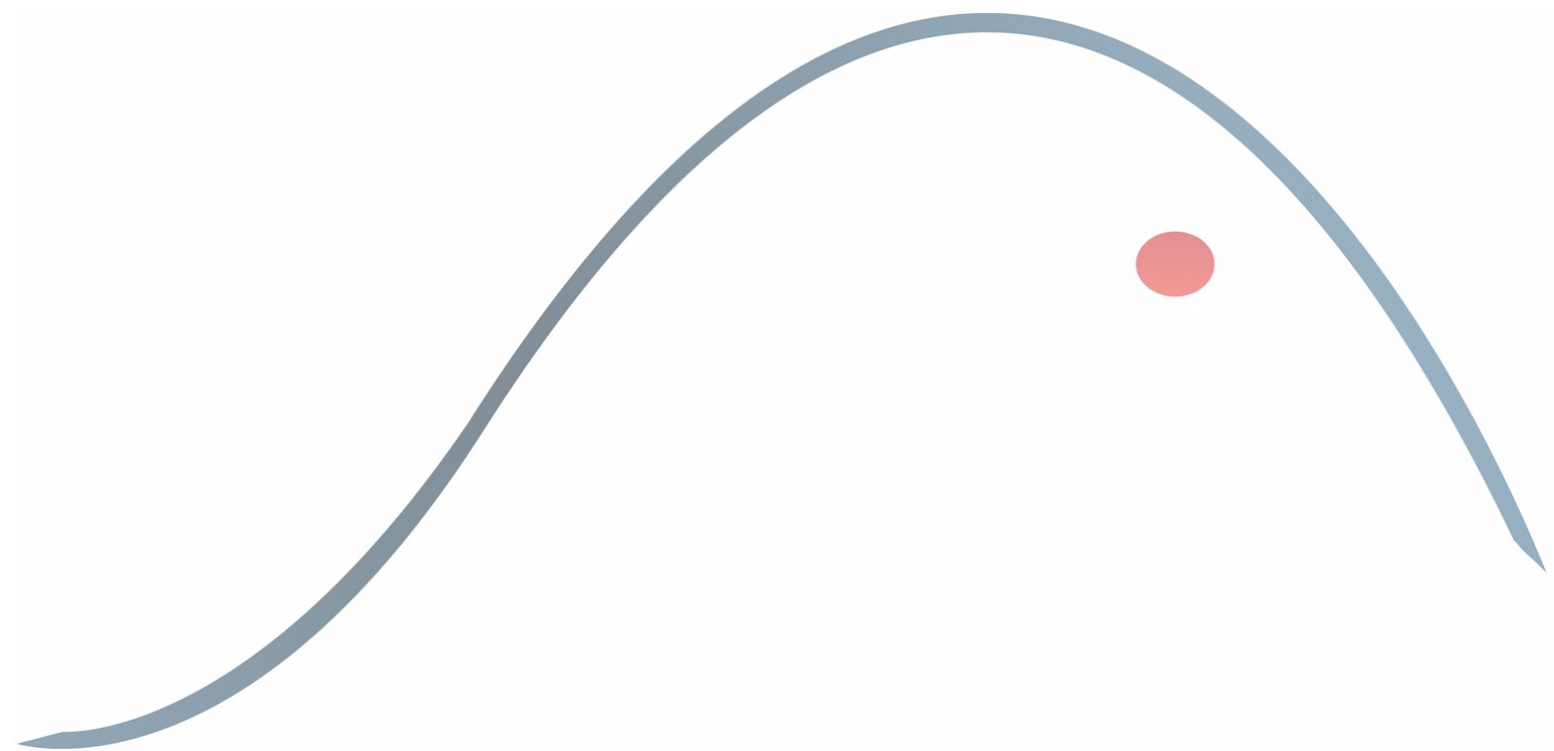
Carsten Stig Jensen
seksjonssjef
Seksjon for vannkraftkonsesjoner

Rune Moe
seniorrådgiver
Seksjon for vannkraftkonsesjoner

Dokumentet sendes uten underskrift. Det er godkjent i henhold til interne rutiner.

Verdisetting av bekkekløfter





Forsidebilde

*Hårrenna i Rendalen. Et eksempel på ei
trang bekkekløft på indre deler av
Østlandet. Foto: Geir Gaarder*

Utførende institusjon: Miljøfaglig Utredning AS	Prosjektansvarlig: Geir Gaarder
	Prosjektmedarbeider(e): Torbjørn Høitomt (BioFokus)
Oppdragsgiver: NVE	Kontaktperson hos oppdragsgiver: Rune Moe
Referanse: Gaarder, G. & Høitomt, T. 2022. Verdisetting av bekkekløfter. NVE rapport 21/2022. 104 s. + vedlegg. ISBN: 978-82-410-2262-3	
Referat: På oppdrag for NVE har Miljøfaglig Utredning AS i samarbeid med BioFokus utarbeidet forslag til metodikk for verdisseting av bekkekløfter i Norge, som et FOU-prosjekt. Bakgrunnen har vært å få en mer treffsikker verdisseting av kløftmiljøer, både samlet sett og av naturvariasjonen i kløftene, der det har vært særlig viktig å kunne skille ut de mest verdifulle lokalitetene. Forslaget til metode er bygd opp med grunnlag i mandatet, med naturfaglige, juridiske og forvaltningsmessige premisser som fundament, og nødvendige prinsipper er utledet for å få en systematisk og operativ metodikk. Eksisterende metoder er gjennomgått og benyttet i den grad disse har vært relevante. Naturfaglig har NiN (Natur i Norge) vært sentralt, mens naturmangfoldloven og veiledning for konsekvensutredninger har vært juridisk og forvaltningsmessig viktige. Med grunnlag i dette er en metode basert på enkel verdiaggregering foreslått, der ulike kvaliteter gis poeng som summeres opp i en samlet verdi for hele bekkekløfta. Det har vært tilstrebet å få en enkel, oversiktlig metode, som samtidig er i samsvar med lovverket og sentrale forvaltningsverktøy. Metoden bør også være enkel å revidere. Utfordrende sider ved foreslått metodikk er samtidig diskutert med vekt på den strukturelle oppbyggingen, muligheter for å redusere usikkerhet/støy, verdisseting av enkeltpolygon kontra sammenslåtte områder, krav til fagkompetanse ved slik naturtypekartlegging og eventuelle feil i metoden. Til sist kommer enkelte anbefalinger om oppfølgende undersøkelser, i første rekke praktisk utprøving av metoden i felt.	

FORORD

Miljøfaglig Utredning AS har i samarbeid med BioFokus utredet hvilke naturmangfoldverdier som forekommer i bekkeløfter og evaluert hvordan en kan utforme en metodikk som beskriver og rangerer disse naturverdiene i en forvaltningssammenheng. NVE har vært oppdragsgiver og de har utformet dette som et FOU-prosjekt. Kontaktperson hos oppdragsgiver har vært Rune Moe.

For Miljøfaglig Utredning har Geir Gaarder vært prosjektleder, mens Torbjørn Høitomt har deltatt i arbeidet som medarbeider fra BioFokus. Kamilla Svingen, Miljøfaglig Utredning, har lest gjennom og kommentert rapporten.

En stor takk rettes til Anders Bryn og Rune Halvorsen, begge Universitetet i Oslo, og Arne Heggland, Statens vegvesen, for gjennomlesning av manus og faglige innspill til rapporten. Takk også for faglige innspill fra Rune Moe, både underveis i prosessen og ved gjennomgang av rapporten.

Tingvoll/Dokka, 07.04.2022

Miljøfaglig Utredning AS

Geir Gaarder

BioFokus

Torbjørn Høitomt

INNHold

SAMMENDRAG	7
1 INNLEDNING	10
2 OPPDRAGSBESKRIVELSE	11
3 METODE	13
4 PREMISSE	15
4.1 BAKGRUNN	15
4.2 NATURMANGFOLD – HVA ER DET?	16
4.3 VERDISETTING – HVA ER DET?	20
4.4 KRAV TIL KUNNSKAPSGRUNNLAGET	22
4.5 BRUKERGRUPPER FOR METODIKKEN	23
4.6 RESSURSBEGRENSNINGER	24
4.7 DEFINISJONEN AV EN BEKKEKLØFT	25
5 DATAGRUNNLAG	28
5.1 KJENT NATURFAGLIG KUNNSKAP OM BEKKEKLØFTER	28
5.2 EKSISTERENDE METODER FOR VERDISETTING	30
5.2.1 Bekkekløftverdisetting etter revidert DN-håndbok 13	32
5.2.2 Miljødirektoratet sitt nye system for vurdering av kvalitet	32
5.2.3 Miljødirektoratet (2021a) sin veiledning for konsekvensutredninger	33
5.2.4 Verdianalyser av naturfaglige registreringer i skog	36
5.3 FELTARBEID I 2021	37
6 METODISKE PRINSIPPER OG UTFORDRINGER	38
6.1 GRUNNLEGGENDE UTFORDRINGER	38
6.2 BRUK AV LOKALE KOMPLEKSE MILJØVARIABLER	39
6.3 BEHANDLING AV TIDSPERSPEKTIVET OG FORHOLDET MELLOM VERDI OG PÅVIRKNING	40
6.4 BEHANDLING AV TILSTAND	41
6.5 KOMPLEKSITET, KOMPETANSE OG KVALITET	45
6.6 BEHANDLING AV USIKKERHET	47
6.7 BRUK AV SKJØNN	50
6.8 FASTSETTE INNGANGSVERDIER OG ANDRE GRENSEVERDIER	54
6.9 VEKTLGGING AV NATURTYPER VERSUS ARTER	59
6.10 HVA FALLER UTENFOR RAMMENE?	61
7 FORSLAG TIL VERDISETTINGSMETODE FOR BEKKEKLØFTER	63
7.1 INNLEDNING	63
7.2 METODENS STRUKTUR	63
7.3 AVGRENSNING AV KARTLEGGINGSOMRÅDE	63
7.4 KARTLEGGING AV NATURTYPER OG EGENSKAPER	63
7.4.1 Kartleggingstema	64
7.4.2 Bekkekløftnaturtyper	66
7.4.3 Andre naturtyper	70

7.5	VERDISSETTING PÅ NATURSYSTEMNIVÅ	73
7.6	VERDISSETTING PÅ LANDFORMNIVÅ	73
7.7	METODEKOMPLEKSITET	74
7.8	METODESTABILITET	75
8	FELTUTPRØVING	77
8.1	UTVALGTE UNDERSØKELSESONRÅDER	77
8.2	RESULTATER AV FELTARBEIDET	78
8.3	OPPSUMMERTE ERFARINGER	83
9	DISKUSJON	84
9.1	STRUKTURELL OPPBYGGING	84
9.2	KAN VI REDUSERE USIKKERHET/STØY?	85
9.3	VERDISSETTING AV ENKELTPOLYGON KONTRA STORE, SAMMENSLÅTTE OMRÅDER	86
9.4	KRAV TIL FAGKOMPETANSE	89
9.5	HVORDAN ER FAREN FOR FEIL I METODEN?	90
10	OPPFØLGING	93
10.1	UTPRØVING OG KONTROLL	93
10.1.1	Utprøving	93
10.1.2	Kontroll	93
10.2	TEORETISK METODEUTVIKLING	94
10.2.1	Faglig skjønn	94
10.2.2	Målkonflikter mellom vitenskap og forvaltning	94
10.2.3	Fastsetting av grenseverdier og inngangsverdier	94
10.2.4	Verdisetting av enkeltpolygon kontra sammensatte områder	95
10.2.5	Vektlegging av arter	95
10.2.6	Verdisetting av geodiversitet	95
10.2.7	Behandling av tidsperspektivet	95
10.2.8	Vurdering av potensial	95
10.2.9	Kompetansekrav til kartlegging	96
10.2.10	Opprettelse av ekspertkomité/råd for verdsetting av naturmangfold	96
10.3	BEGREPSBRUK	96
10.3.1	Naturens tålegrenser	96
10.3.2	Landskapsøkologiske funksjonsområder	97
10.3.3	Naturtyper og andre sentrale begrep	97
10.3.4	Navnsetting av begrep	97
10.3.5	Økologisk prosess	98
10.3.6	Definisjon av delområder	98
10.4	VARIABELBRUK	98
10.4.1	Treslag og tresjiktstetthet	98
10.4.2	Vannpolert død ved	99
10.4.3	Ekstrahumide areal	99
11	KILDER	100
VEDLEGG – FORSLAG TIL METODE		

SAMMENDRAG

Bakgrunn

Det har vært arbeidet mye med utvikling av metoder for kartlegging og verdisetting av naturtyper for bevaring av naturmangfold i Norge de senere årene, men dette har i første rekke rettet seg mot klart definerte, gjerne små lokaliteter på natursystemnivået innenfor NiN (Natur i Norge). Det har vært arbeidet mindre med metoder for store og komplekse miljøer. Bekkekløfter er slike miljøer og et godt eksempel på en av de mest artsrike og varierte landskapsformene vi har. Dette er et naturmiljø Norge har et internasjonalt bevaringsansvar for, samtidig som samfunnet sine behov medfører stor interesse for å utnytte vassdragene til blant annet kraftproduksjon.

Mandatet

Forvaltningen trenger derfor en treffsikker rangering av bekekløfter, som både fanger opp naturvariasjon på land, på vann og i overgangssonene. Det er et særlig behov for å kunne differensiere mellom de svært viktige og de mindre viktige lokalitetene. Egnethet for bruken av NiN-typer landform eller natursystemkompleks, må vurderes særskilt. Resultatene skal kunne brukes i en bestillingsmal for kartlegging og verdisetting av vassdrag med bruk av NiN som naturfaglig grunnlag.

Premissene

Ved utvikling av metodikken er det lagt både naturfaglige, juridiske og forvaltningsrelaterte premisser til grunn.

- Det naturfaglige grunnlaget er definisjonen av naturmangfoldet av arter, naturtyper og økologiske prosesser, slik disse er nedfelt i naturmangfoldloven.
- Målet er bevaring av naturmangfoldet, slik dette er juridisk formulert gjennom naturmangfoldloven med tilhørende retningslinjer, særlig veiledning for bruk av naturmangfoldlovens §§ 4-5 og 8-10, og rundskriv T-2/16 om miljøforvaltningens innsigelsespraksis.
- Gradering av måloppnåelse for naturmangfoldbevaring skjer gjennom en verdianalyse av bevaringsenheter. Denne analysen baserer seg på en tydelig adskilt, nøytral naturbeskrivelse. Verdivurderingen skal samtidig i forvaltningssammenheng skilles fra påvirkning.
- Brukergrupper for metodikken er synliggjort gjennom kravene som stilles til offentlige prosesser for konsekvensutredninger og andre utredninger av arealinngrep.
- En bekekløft blir i dette prosjektet definert som en landform etter NiN og ikke som et natursystemkompleks.
- Vår utredning og forslag til metodikk skal basere seg på eksisterende kunnskap slik denne foreligger gjennom etablerte verdisettingsmetoder og bekekløftkartlegginger særlig i Norge, erfaringsbasert kunnskap om bruken av metodene, samt utprøving av forslag til egen metodikk i felt.

Prinsippene

Det er en hovedutfordring at naturmangfoldet i bekekløfter er svært stort og komplekst. I metoden må det derfor gjøres store forenklinger, og en solid behandling av skjønn og usikkerhet er nødvendig.

- Lokale, komplekse miljøvariabler (LKM-er) utgjør et sentralt grunnlag for oppbyggingen av natursystem-typeinndelingen i NiN. For bekekløfter følges i hovedtrekk etablerte skiller i NiN mellom viktige og mindre viktige LKM-er, så sant ikke særlige forhold tilsier noe annet.
- Eksisterende definisjoner og rutiner for behandling av tidsperspektivet i skillet mellom verdi og påvirkning er benyttet, selv om dette naturfaglig og metodisk kan være diskutabelt.

- Siden formålet er å bevare naturmangfoldet, så benyttes bare kriterier til å høyne verdien/måloppnåelsen fra det man kan kalle et nullpunkt. Kriterier for å redusere verdien brukes normalt ikke for å unngå vekting av naturødeleggelse. Naturødeleggelse er derimot sentralt i vurdering av påvirkning, eksempelvis i en konsekvensvurdering.
- Tilstand benyttes ikke som primær variabel, blant annet fordi dette samsvarer dårlig med lovverket. Tilstand kan være en sekundær variabel når presisjonen som indirekte mål på naturmangfoldet er god og det samtidig er ressurskrevende å benytte direkte mål.
- Det etterstrebes en forholdsvis enkel og oversiktlig metode med resultater av høy kvalitet, med færrest mulig regler og variabler, uten at informasjonstapet blir for stort. Det skal være et tydelig skille mellom den nøytrale naturbeskrivelsen og i neste omgang verdianalysen.
- Usikkerhet skal behandles på en åpen, tydelig og solid måte. Dette er blant annet nødvendig for å oppnå høy kvalitet, og for å utvikle kartleggenes selvkritiske kompetanse.
- Det åpnes for bruk av noe faglig skjønn i utøvelse av metoden. Det skal stilles krav til at dette utøves på en åpen måte, ikke uttrykkes autorativt, er forståelig, blir diskutert og er forvaltningsrettet.
- Verdisettingen skal muliggjøre en differensiering mellom lokaliteter av ulik verdi, hvor antall verditrinn skal være i samsvar med etablerte metoder. Rødlister for arter og naturtyper er sentrale for både utvalg av naturtyper og inngangsverdier for lokaliteter, mens retningslinjene for innsigelsespraksis benyttes for å skille de verdifulle miljøene fra de noe mindre verdifulle miljøene.
- Både forekomst av arter og naturtyper inkluderes i verdisettingsmetoden.
- Metoden er basert på naturmangfoldloven og fanger dermed ikke opp andre verdier av naturmangfoldet, som betydning for friluftsliv, næringsliv eller andre økosystemtjenester.

Foreslått metode

Bekkekløft blir i denne rapporten definert slik: *En bekkekløft er en geomorfologisk og topografisk betinget landform. Den er formet som en V-dal eller et gjel i fast berg der det er eller har vært en bekk eller elv i bunnen*». I felt har landformen vanligvis et ganske skarpt og tydelig skille mot natur med annen form eller annet opphav. Samtidig foreslår vi at bekkekløfter oppfattes som et landskapsøkologisk funksjonsområde i metoder for konsekvensutredninger.

Basert på mandat, premisser, prinsipper og kjent naturfaglig kunnskap ble et forslag til metodikk for verdisetting av bekkekløfter utformet. Denne har fire hovedelementer:

1. Kartlegging på natursystemnivå (Naturbeskrivelse etter NiN på natursystemnivå)
2. Verdivurdering og verdisetting av kartlagt område (Verdianalyse på natursystemnivå etter statlige føringer for bevaring av naturmangfold)
3. Vurdering av potensiale og usikkerhet
4. Verdisetting på landformnivå (Verdianalyse på landformnivå)

I alt er det skilt ut 17 kartleggingstema (i tillegg kommer rødlistearter uten polygontilknytting), som er slått sammen til 10 bevaringsenheter. Nesten alle kartleggingstemaene bygger på definerte NiN-typer (grunntyper, og/eller tilstandsegenskaper). Unntak er rødlisteartene og forekomst av polert (vanntransportert) dødved og ekstrahumide arealer. De to sistnevnte er begrunnet i at dette er særpregede bekkekløftmiljøer med tilhørende spesialisert (og truet) arts mangfold. Enkelte typiske bekkekløftenheter omfatter få NiN-typer og dekker små areal, flomskogmark og fossesprutsonene, mens andre mer utbredte enheter omfatter mange NiN-typer og dekker store areal, som åpen og skogkledt kalkmark og lågurtmark, samt gammelskog. For alle bevaringsenheter gis det en samlet poengsum for forekomsten innenfor bekkekløften (landformen), med andre ord ikke for hver enkelt polygon. Maksimal poengsum varierer fra 30 til 70 (rødlistearter utenfor polygon kan få fra 3 til 20 poeng avhengig av status).

Det er gitt egen veiledning for vurdering av potensial og usikkerhet, både hvordan potensial bør graderes for forekomst av arter og naturtyper og usikkerhet etter hvor mye areal som er undersøkt.

Samlet verdi for landformen (bekkekløfta) vil være en enkel summering av poeng for alle verdisettingsenhetene. Lav/ubetydelig verdi settes til under 20 poeng, noe verdi 20–50 poeng, middels verdi 51–150 poeng, stor verdi 151–220 poeng og svært stor verdi over 220 poeng.

Utpøving og diskusjon

Et utkast til metode ble utarbeidet på ettermøtet og våren 2021. Denne ble utprøvd i et dusin bekkekløfter i Vestland fylke (Hardanger), Viken (Hallingdal) og Innlandet (Valdres og Land) fylker. Med grunnlag i erfaringene fra dette ble det gjort en del endringer blant annet i inngangsverdier og trinnverdier, samt at dette også var nyttig for vurdering av foreslåtte prinsipper, beskrivelse av usikkerhet og diskusjon av ulike aspekter ved metoden.

Enkelte utfordrende trekk ved metoden og tilhørende bruk av den er nærmere diskutert. Et par viktige strukturelle forskjeller sammenlignet med Miljødirektoratet (2021c) sin kartleggingsinstruks er trukket fram. Dette omfatter prinsippene med å unngå bruk av variabler for å sette ned verdien, men stort sett bare la kvaliteter som kan heve verdien telle, redusert vekt på tilstand, samt bruk av enkel verdiaggregering og ikke en verdimatrise. Videre er det diskutert hvor godt metoden kan redusere usikkerhet, og om det er mulig å få denne ytterligere redusert, noe vi mener kan besvares med et klart ja i begge tilfeller. Verdisetting av enkeltpolygon sammenlignet med sammenslåtte områder er tatt opp, og det argumenteres for at sistnevnte løsning vanligvis er best egnet og best i samsvar med naturmangfoldlovens krav. De store faglige utfordringene ved kartlegging og verdisetting av bekkekløfter er problematisert og vi har på grunnlag av våre erfaringer foreslått å dele opp kompetansekrav i tre klasser, på bakgrunn av hvor vanskelig vi mener det er å kartlegge ulike naturtyper. Til sist er direkte feil ved utarbeidet forslag til metode diskutert, fordelt på beslutningsfeil, prosessfeil og funksjonsfeil.

Oppfølgende undersøkelser

Det er svært viktig å få gjennomført en bred uttesting av metodikken, både for å sjekke om den fungerer rent praktisk for kartleggere, og hvor godt egnet den er til bruk i saksbehandling og ved gjennomføring av tiltak. I tillegg har utredningen også avdekket store behov for å utrede bedre begrepsbruk, variabelbruk og videreutvikling både av vår og relevante tilstøtende metoder.

1 INNLEDNING

Naturmangfoldet leverer en rekke fundamentale økosystemtjenester (NOU 2013:10). Ikke bare til direkte forbruk, men også mer subtile og indirekte gjennom opprettholdelsen av sunne økosystemer, fundamentale kjemiske og fysiske prosesser, fornyelse av ulike miljøkvaliteter, opplevelser og livsberikelse på andre måter. Vi har i tillegg et etisk ansvar for å ta vare på det. Vi har derfor klare politiske målsettinger om å bevare naturmangfoldet gjennom vern og bærekraftig bruk (Klima- og miljødepartement 2015).

Naturmangfoldet er ekstremt omfattende og komplekst, og kunnskapen om det er fortsatt preget av store hull, selv om kunnskapsoppbyggingen har vært enorm de siste ti-årene. Det gjør ikke saken bedre at vi har problemer med å utvikle gode systemer for å prioritere mellom bevaringstiltak. Blant annet sliter vi med å få en innbyrdes logisk og sammenlignbar verdisseting mellom ulike deler av naturmangfoldet. Konsekvensene kan bli lite beslutningsrelevante datagrunnlag og i neste omgang manglende eller feilaktige forvaltningsvalg. Den høye vektleggingen på bevaring av naturmangfoldet, sett opp mot det store pågående tapet av naturmangfold, gjør dette til et potensielt alvorlig problem for de som skal ta valgene.

Bekkekløfter er et av Norges mest komplekse og artsrike naturmiljøer. Utfordringene med å rangere disse på en god måte, naturfaglig sett, er store. Dette utredningsprosjektet som NVE har tatt initiativ til bør derfor være etterspurt av flere, og det er forhåpentligvis med en betimelig ydmykhet vi har tatt fatt på oppgaven.

Samtidig er dette utvilsomt et politisk betent tema. Norge har et klart internasjonalt forvaltningsansvar for bekke- og elvekløftmiljøer, og naturverdiene er spesielt høye der. På den andre siden har det i lang tid vært store økonomiske og samfunnsmessige interesser for å utnytte dem, spesielt til vannkraftproduksjon. Det politiske presset virker å være økende, som en del av det grønne skiftet og for å sikre stabil, god og billig energitilførsel til samfunnet. Den store variasjonen i energiprisene de siste årene og nylig internasjonalt fokus på energikriser har definitivt ikke gjort behovet for gode avveininger mellom naturmiljøhensyn og andre samfunnsinteresser mindre.

Selv innenfor lite komplekse naturmiljøer har det vist seg utfordrende å få til en god metodikk for verdisseting. Årsakene er utvilsomt flere, men noe av utfordringene skyldes ganske sikkert en trend som går ut på å erstatte åpent faglig skjønn med mer fastsatte skjematiske vurderinger. En slik tilnærming kan gjøre datainnsamlingen mer standardisert og etterprøvable, men det ligger en usikkerhet i hvordan dette i neste omgang virker inn på verddivurderingene og de politiske valgene som skal tas. Spørsmålet er om statlige miljømyndigheter kan ha undervurdert betydningen som høy kompleksitet får for presisjonen i oppgavebesvarelsen og usikkerhet i resultatene. Kanskje sliter de også selv med å holde oversikt over sammenhengene mellom virkemidler og mål. Uansett virker det som om utviklingen har gitt større utfordringer og økt bekymring for anvendbarheten til resultatene. I flere sammenhenger har det vært uttrykt bekymring for at verdifordelingen mellom ulike naturmiljøer blir fordelt på en forvaltningsmessig lite hensiktsmessig måte. Mens utviklingen av NiN (Natur i Norge) har gitt oss et mye mer presist og omforent verktøy for beskrivelse av naturmangfoldet, er usikkerheten knyttet til utviklede metoder for verdianalyser vesentlig høyere. En slik bekymring kommer da også fram i prosjektbeskrivelsen til NVE, der hypotesen som skal sjekkes ut er om «*Verdissetingen av bekkekløfter er ikke treffsikker nok etter dagens metodikk (NiN).*»

Bakgrunnen for denne rapporten er med andre ord de store utfordringene vi har med å få til en effektiv og treffsikker metodikk for å utføre verdianalyser av naturmangfoldet, som samtidig er godt tilpasset de rammene norsk arealforvaltning skal operere innenfor. Det konkrete utgangspunktet er bekkekløftmiljøer og avveiningen som må gjøres mellom bevaring av naturverdiene og ønsker om å utnytte dem til vannkraftutbygging, skogsdrift mv.

2 OPPDRAGSBESKRIVELSE

Ifølge oppdragsbeskrivelsen er formålet å utvikle en metodikk for verdisetting av bekkekløfter. Den tar samtidig opp viktige problemstillinger som tydeliggjør utfordringene med å få bygd opp en god metodikk. Vi vil presisere at hensikten er å se på hvordan forvaltningen skal bruke NiN-systemet som grunnlag for å verdisette naturmangfoldet etter sine behov. Det er ikke NiN-systemet som skal settes under lupen.

I NVE sin søknad til FOU-midler (forskning- og utviklingsmidler) er problemstillingen beskrevet slik: *«Kartlegging av naturvariasjon etter metodikken Natur i Norge (NiN) legger ofte til grunn at området som skal kartlegges enten er på land eller i vann. Bekkekløfter ligger i brytningspunktet mellom det terrestriske og det akvatiske, og det er derfor en fare for at slike komplekse naturtyper blir mangelfullt kartlagt, eller i verste fall utelatt i kartleggingen av Norsk natur.»*

Forvaltningen må kunne stole på at kartleggingsenheter gir tilstrekkelig informasjon til å kunne gjøre forvaltningsmessige prioriteringer, da verdsettingen av NiN-kartlagte enheter i dag ikke er god nok. Dette må på plass snarest, da implementering av NiN i energisektoren forventes allerede i 2021.

Da bekkekløfter ofte forekommer i konsentrerte fallstrekninger, er naturtypen veldig utbredt i vannkraftprosjekter. Naturtypen har et artsinventar som er sterkt tilpasset et liv i tilknytning til vann, og er i så måte sterkt påvirket av vannkraft. Norge har et internasjonalt ansvar for å ivareta forekomster av bekkekløfter, og foreslåtte FoU-prosjekt vil kunne være avgjørende for å ikke gjøre (systematiske) forvaltningsmessige feil. Prosjektet kan også ha positive ringvirkninger i forvaltningen av andre komplekse naturtyper, da det heller ikke kan utelukkes at kompleksiteten innad i en naturtype underkommuniseres i andre kartleggingsenheter.»

Videre er det satt fram en hypotese om at: *«Kartleggingsenhetene i NiN fanger ikke opp tilstrekkelig informasjon om komplekse naturtyper. Verdsettingen av bekkeløfter er ikke treffsikker nok etter dagens metodikk (NiN).»* I praksis har vi omformulert denne hypotesen noe i vår gjennomgang til følgende: Hvordan skal kartleggingsenheter fra NiN-systemet danne grunnlag for metoder for verdianalyser av komplekse naturtyper, med bekkekløfter som et konkret eksempel?

Deretter kommer målsettingen for prosjektet: *«For forvaltningen er det avgjørende å ta de riktige beslutningene i utbyggingssaker. Prosjektet vil bidra til å ivareta komplekse naturtyper i Norge, og samtidig gi forvaltningen muligheten til å differensiere mellom de svært viktige og de mindre viktige lokalitetene. Prosjektet bidrar til at forvaltningen kan stole på at kartleggingsenheter gir tilstrekkelig informasjon til å kunne gjøre forvaltningsmessige prioriteringer, og at verdsettingen av NiN-kartlagte enheter gjenspeiler de biologiske verdiene som er til stede.»*

Og til slutt hva som skal være produktet: *«NVE ønsker en sammenstilling av hvordan komplekse naturtyper fanges opp i NiN i dag, med utgangspunkt i bekkekløfter. Det skal gjøres en sammenfatning av eksisterende kunnskap (litteratursøk). Videre skal det gjøres en sammenligning av noen utvalgte bekkekløftlokaliteter som allerede er kartlagt etter DN-13-metodikk (ev. lokaliteter som inngår i DN/miljødirektoratets bekkekløftprosjekt) med NiN. Det skal gjøres en konkret vurdering av behovet for supplerende feltundersøkelser. Det skal også fremlegges en diskusjon og analyse av behovet for natur(system)kompleks i forvaltningen av Norges naturressurser og biologiske mangfold.»*

Det er ønskelig at det på grunnlag av arbeidets resultater utarbeides et forslag til bestillingsmal for kartlegging av vassdrag etter NiN, som sikrer at tilstrekkelig naturvariasjon blir fanget opp til å gjøre gode forvaltningsmessige beslutninger for energisektoren.

Resultatene skal samles i en trykket rapport.»

Underveis i utredningsarbeidet har det skjedd enkelte endringer i premissene som ligger bak arbeidet og resultatene. NiN er under utvikling, og en ny versjon 3 er på trappene (Rune Halvorsen pers. med.), der det foreligger enkelte signaler som delvis er forsøkt fulgt opp her. Den interne forståelsen av hvilke muligheter og begrensninger som ligger i NiN har blitt bedre. Eksempelvis virker det ikke aktuelt å koble bekkekløfter til natursystemkompleks-nivået i NiN, men derimot oppfatte bekkekløft som en landform. Presisjonen i begrepsbruk er også utfordrende, og det er eksempelvis antagelig ikke nødvendigvis NiN som gir manglende informasjon om komplekse naturtyper, men derimot når systemet har blitt anvendt i en verdisettingsmetodikk. Og det er selvsagt klart at underveis i en slik prosess så oppdager en nye utfordringer som bør besvares for å få et godt sluttresultat, samt utfordringer som burde vært besvart, men der verken tid eller andre ressurser strekker til i denne omgang (en del av disse er kortfattet omtalt i kapittel 10).

3 METODE

Dette er et FOU-opppdrag for å utvikle en metodikk. Vi er ikke kjent med noen vanlig, standardisert metode for å utvikle en metode. I stedet beskriver dette kapitlet bare i korte trekk framgangsmåten for å komme fram til et forslag til metodikk og hvordan rapporten er bygd opp. Denne er satt opp som en punktvis liste med korte kommentarer.

Innledningsvis kan det kanskje være pedagogisk hensiktsmessig å sammenligne prosjektet med å bygge et hus. Bakgrunnen er et behov, bygningen skal ha et formål (beskrevet i mandatet) og en funksjon. En må skaffe til veie det som trengs for å bygge huset/metoden (økonomiske midler, arbeidere, verktøy og materialer) og ei tomt (i dette tilfellet: bekkekløftene). Deretter må det fundamenteres skikkelig (premissene). Så kommer bygningsstrukturen og reisverket (prinsippene). Til slutt skal de ulike rommene fylles med innhold (den operative metoden). Til slutt gjenstår de sentrale spørsmålene/fasiten: Fungerer huset etter formålet? Hvor holdbart er det? Er det praktisk oppbygd? Med andre ord utprøving av metoden og kritiske diskusjoner av måloppnåelsen.

I grove trekk er framgangsmåten derfor denne:

1. **Beskrive formålet/oppdragsbeskrivelsen.** Denne blir redegjort for først. Dette inkluderer også eventuelle viktige justeringer som det underveis har blitt sett på som nødvendige.
2. **Sette opp premissene for arbeidet.** Mandatet er gitt av NVE og oppsummert i kap. 2. Premissene er ikke like godt fastslått, men tematikken er diskutert i kapittel 4. Premissene er delvis fastlagt gjennom juridiske dokumenter og politiske vedtak, men både disse og de naturfaglige premissene kan være uklare eller ufullstendige.
3. **Beskrive eksisterende kunnskap.** Det foreligger mye eksisterende kunnskap på flere nivåer. NiN ligger som en solid naturfaglig base med tanke på typer og egenskaper som skal beskrives. I tillegg foreligger en del kunnskap om verdisetting gjennom ulike metoder.
4. **Diskutere utfordringer og utarbeide regler/prinsipper.** I kapittel 6 diskuteres og omtales regler og prinsipper knyttet til kartlegging og verdisetting på overordnet nivå. Prinsippene knyttet til beskrivelse av natur er definert i større grad enn for verdisettingsanalysen.
5. **Utarbeide kartleggings- og beskrivelsesmetodikk og et teoretisk forslag til verdianalyse.** Basert på eksisterende kunnskap, resultater av prinsipielle gjennomganger og beste faglige skjønn skal det utarbeides et utkast til beskrivelse- og verdisettingsmetodikk. Tanken er at listen over typer og egenskaper (kartleggingstema) som skal kartlegges bør være så godt som komplett på dette tidspunktet. I tillegg er planen at variablene for verdisettingen av de ulike bevaringsenhetene stort sett skal være på plass, men at innbyrdes vektning av dem, trinninndeling og poenggivning må justeres etter feltforsøk. På dette punktet i prosessen er det viktig å fokusere på effektene av verdisettingen når den koples med påvirkning.
6. **Prøve ut hypotesen i felt (velge ut kløfter, kartlegge og samle inn data).** Det ble planlagt feltbesøkt til minst 4 lokaliteter, to på Vestlandet og to på Østlandet. Det var ønskelig å forsøke å fange opp så mye variasjon som mulig med tanke på blant annet størrelse, dybde, topografi, baserikhet (kalkrikhet), inngrepsstatus. Det var også viktig å få erfaring med alle kartleggingstemaene, helst fra mer enn én lokalitet. Ideelt sett skulle lokaliteter i Nord-Norge også vært inkludert, men dette var det ikke ressurser til i denne omgang.
7. **Diskutere hypotesen og eventuelle andre aspekter som virker relevante.** Erfaringene fra utprøving i felt behandles og både beskrivelses- og verdisettingsopplegg/metodikk justeres. Kartleggingstemaene justeres etter erfaringer fra felt. Innbyrdes vektning av variabler, trinninndeling og poenggivning må fastsettes basert på feltutprøvingen.
8. **Legge fram med en tilråding: Forslag til verdisettingsmetodikk og forslag til oppfølgende undersøkelser og utredninger.** En metodikk/bestillingsmal for naturbeskrivelse og verdianalyse av landformen bekkekløft legges fram. Dette er å betrakte som en første versjon som

er klar til mer storskala utprøving i felt. Dette bør skje gjennom aktiv bruk der tilbakemeldinger er sterkt ønsket. Etter en gitt periode bør metodikken revideres.

Til slutt er det her grunn til å påpeke at dette er den teoretiske rekkefølgen i arbeidet. I virkeligheten vil det alltid være noe fram og tilbake. Underveis kommer det ny kunnskap eller oppdages svakheter i både mandat, premisser og prinsipper, som tilsier at disse bør suppleres og endres.

4 PREMISSE

4.1 Bakgrunn

Metodeutvikling innebærer mange faglig vanskelige valg og mye usikkerhet knyttet til avveininger mellom ulike interesser. Det er derfor nødvendig å legge noen premisser/fundament til grunn for hele arbeidet. Med andre ord sentrale valg som tas, uten at vi forsøker å utdype disse nærmere. Disse vil være avgjørende for hvordan resten av metodeutviklingen vinkles og de videre valgene som gjøres bør da bygge på dem. Vi mener det er behov for å trekke inn tre slike fundament her; et juridisk, et forvaltningsrettet/politisk og et naturfaglig. Dette er i samsvar med hva bl.a. Bay-Larsen (2014) ser som nødvendig. Hun framhever at etablering av fakta i en kunnskapsbasert forvaltning krever en rekke prioriteringer og vurderinger, ikke bare vitenskapelige, men også økonomiske, administrative og skjønnsmessige. Disse vil i noen grad kunne sees på ganske isolert, men det finnes samtidig (selvsagt) en god del koblinger mellom dem.

Disse premissene er såpass sentrale at selv små endringer kan påvirke store deler av metodikken, og store endringer vil rive vekk hele grunnlaget. Det er derfor viktig at de er forholdsvis stabile, at det faktisk er snakk om viktige, solide fundament og at de dekker de vesentlige faktorene som metoden må bygge på.

- Det **juridiske** grunnlaget er *naturmangfoldloven*, med definisjoner av hva naturmangfold er, mål for bevaring i §§ 4-5 og operativ bruk gjennom sentrale paragrafer som §§ 8-10. I tillegg vil forskriften om konsekvensutredninger (FOR-2017-06-21-854) være sentral.
- **Forvaltningsmessig**/politisk vil eksempelvis skranke for dette være forventninger/krav til *kostnader og fagressurser* i feltarbeid og rapportering.
- **Naturfaglig** kommer *Natur i Norge* (NiN) inn som et viktig fundament.

Metodikk for konsekvensutredninger, politisk betingede mål for bevaring av naturmangfoldet og metoder for verdisetting er i tillegg eksempler på fundament der det juridiske, forvaltningsmessige og naturfaglig blir koblet sammen.

Kort oppsummert er strukturen i dette kapitlet først å identifisere utfordringen, deretter redegjøre for vårt valg og til slutt kort nevne mulige alternative valg som er forkastet. En viktig del av strukturen er for øvrig å skille mellom direkte bruk av NiN og den påfølgende verdisettingen av natur med formål å bevare naturmangfoldet. Vi har i den sammenheng gjerne anvendt begrepet *naturbeskrivelse* når vi snakker om direkte bruk av NiN, mens den andre delen er kalt en *verdianalyse*. Kartlegging har vært mer anvendt for NiN, men begrepet kan lett tillegges en mer objektiv betydning enn det vi mener det er grunnlag for her. Verdianalyse gir samtidig etter vårt syn en mer presis forståelse av prosessen med å rangere naturmangfoldet i et bevaringsperspektiv enn bare verdisetting.

Selv om vi har hatt som en målsetting å forsøke å lage en balansert, faglig solid presentasjon, der vi både omtaler alternative valg og også deres konsekvenser, samt gir gode, balanserte begrunnelser for våre løsningsforslag, så er dette bare en ideell målsetting som på langt nær lar seg oppnå. Det vil være svakheter i vår presentasjon. Vi håper likevel vi har klart å peke på viktige veiskiller/valg og har klart å komme opp med noen gode forslag til løsninger, men det vil nok også være fallgruver vi dessverre har oversett, både i presentasjon og tilrådinger.

4.2 Naturmangfold – hva er det?

En ryddig tilnærming til mandatet for oppdraget krever at vi har en korrekt og klar forståelse av hvordan begrepet naturmangfold skal defineres. Dette er en forutsetning for at resultater og diskusjoner skal være treffsikre i henhold til mandatet. Flere av utsagnene om målet med FOU-søknaden er rettet mot dette, eksempelvis at vi må kunne «*differensiere mellom de svært viktige og de mindre viktige lokalitetene*», og «*at verdsettingen av NiN-kartlagte enheter gjenspeiler de biologiske verdiene som er til stede*».

Den generelle definisjonen av naturmangfold må betegnes som ganske klar etter naturmangfoldloven; «*biologisk mangfold, landskapsmessig mangfold og geologisk mangfold, som ikke i det alt vesentlige er et resultat av menneskers påvirkning*». Men, dette er en svært vid definisjon. Spørsmålet gjelder derfor hvordan den skal operasjonaliseres innenfor vårt prosjekt.

I første omgang kommer enkelte paragrafer i naturmangfoldloven til hjelp. Formålsparagrafen har følgende formulering: «*Lovens formål er at naturen med dens biologiske, landskapsmessige og geologiske mangfold og økologiske prosesser tas vare på ved bærekraftig bruk og vern,...*». Videre gir § 8 om kunnskapsgrunnlaget som kreves når forvaltningsvalg skal tas en viss operasjonalisering: «*Offentlige beslutninger som berører naturmangfoldet skal så langt det er rimelig bygge på vitenskapelig kunnskap om arters bestandssituasjon, naturtypers utbredelse og økologiske tilstand, samt effekten av påvirkninger.*»

Sentrale begrep som operasjonaliserer naturmangfoldet, blir da etter vårt syn følgende:

- Arter
- Naturtyper
- Landformer
- Landskap
- Økologisk prosess
- Økologisk tilstand

Andre begrep og inndelinger, som økosystem, økologisk funksjon, kunne også vært relevante. Men, vi mener at en godt fundamentert metode bør bygge på begrep som ikke bare har en naturfaglig definisjon, men også har juridisk støtte. Av begrep med svak juridisk støtte er det nok ikke minst «økosystem» som burde fått en plass i en slik opplisting, siden dette naturfaglig sett sannsynligvis fungerer bedre enn «naturtyper», se også omtale under samt diskusjon hos Halvorsen mfl. (2020). Selv om vi har viet begrepsbruk ganske stor plass i denne rapporten, er det opplagt at temaet er viktig og komplisert, samtidig som vi har en del sentrale uavklarte problemstillinger. Flere begrep bør derfor utredes grundigere, noe vi da også tar opp i kapittel 10.

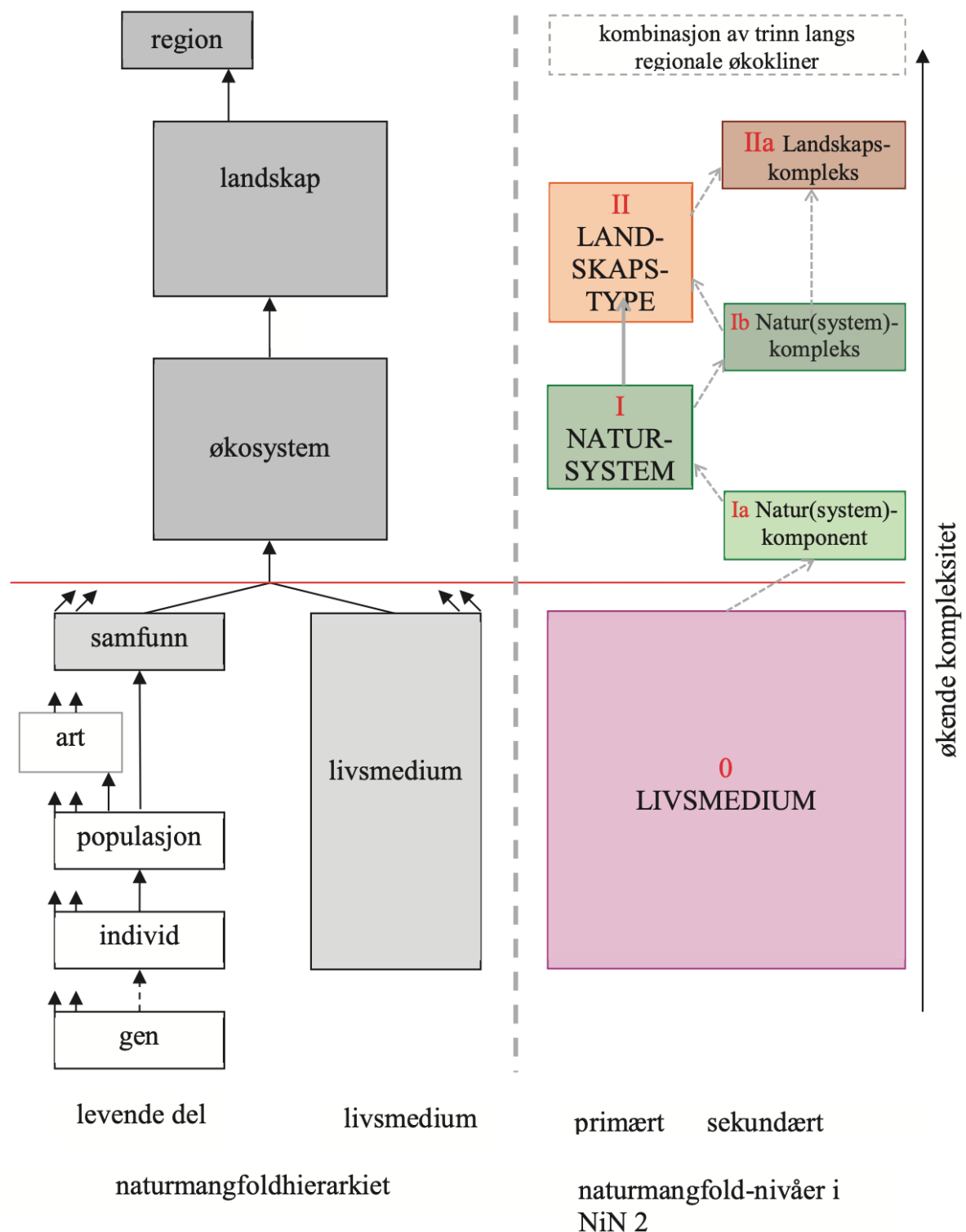
Artsnivået mener vi å ha fulgt opp med grunnlag i det som er vanlig benyttede tradisjoner, med særlig fokus på rødlistearter. NB! Vi har i vårt forslag til operativ metode valgt å skille på rødlistearter innenfor ulike kategorier, samt telling av antall rødlistearter. Dette er et diskutabelt valg som innebærer en sterk forenkling og redusert presisjon i forhold til overordnet mål. Det kunne kanskje vært enda bedre om man for eksempel også tok hensyn til bestandsstørrelser og levedyktighet til ulike arter, men dette innebærer både en vesentlig mer komplisert metode, samtidig som kunnskapsmangel omkring relevante trinninndelinger er stor. I tillegg er det et spørsmål om rødlistearter burde vært vektlagt avhengig av påvirkningsfaktorene. Bør for eksempel arter som primært er truet av globale faktorer som klimaendringer vektas like høyt som arter der arealbruksendringer er viktigst? Habitatspesifikke arter (som ikke er rødlistet) er unntaksvis inkludert under enkeltvariable, men ikke inkludert som generelt element.

Naturtypebegrepet er vesentlig vanskeligere. Umiddelbart vil de fleste antagelig koble dette direkte til naturtyper slik disse er benyttet blant annet i DN-håndbok 13, Miljødirektoratet (2021c) sin kartleggingsinstruks for naturtyper eller rødlista for naturtyper. Ingen av disse har likevel forsøkt å koble

sin begrepsbruk opp mot definisjonen i naturmangfoldloven. Det nærmeste måtte da være DN-håndbok 13, men der er det loven som virker å være bygd på håndboka og ikke omvendt. Isdahl et al. (2020) trekker fram dette problemet for rødlista for naturtyper, men det gjelder også for de andre naturtypemetodene. NiN ble utviklet etter naturmangfoldloven, og som Isdahl et al. (2020) viser er det varierende samsvar mellom definisjon av naturtyper i naturmangfoldloven og definisjonene som blir utledet ved bruk av NiN i rødlista for naturtyper. Dette virker heller ikke å være utredet eller fått noen ryddig konklusjon i Miljødirektoratet (2021c) sin nye instruks for kartlegging av naturtyper. Det blir da en forvaltningskonflikt når statlige myndigheter på den ene siden skal følge lovverket og kommer med forvaltningskrav om at rødlista og den nye instruksen skal ligge til grunn for naturkartlegging, men uten at koblingen mellom disse er utredet og avklart.

Dette er et alvorlig juridisk problem som vi ikke har mandat til å fastslå hva utfallet skal være gjennom vår utredning. Men, vi må trekke det fram i lyset, diskutere det og komme med midlertidige forslag til en praktisk anvendelse, ikke minst fordi vi må ta stilling til hvordan vi skal plassere begrepet «bekkekløft» inn i denne sammenhengen.

Vi velger her å basere oss på naturmangfoldloven sin definisjon av naturtyper, som en *«ensartet type natur som omfatter alle levende organismer og de miljøfaktorene som virker der, eller spesielle typer naturforekomster som dammer, åkerholmer eller lignende, samt spesielle typer geologiske forekomster»*. Og videre hvordan Halvorsen et al. (2016) har forsøkt å få denne definisjonen både mer korrekt naturfaglig sett og samtidig mer generelt utformet: Naturtyper er der definert som en *«ensartet type natur som omfatter alle levende organismer som forekommer sammen på et gitt sted og miljøforholdene som virker der, samt natur med et ensartet preg forårsaket av systematiske mønstre i forekomsten av observerbare strukturer og elementer»*. Samt at de følger opp med følgende utdyping av hva dette betyr for NiN: *«Herav følger at NiN skal inneholde naturtypeinndelinger på flere naturmangfold-nivåer, samt et mest mulig fullstendig begrepsapparat for å kunne beskrive norsk naturmangfold»*.



Figur 1 Figur hentet fra Halvorsen et al. (2016), som viser de ulike naturmangfoldnivåene innenfor NiN-systemet.

I praktisk naturmangfoldforvaltning har en hittil i stor grad valgt å forholde seg til natursystemnivået, men det følger av Figur 1 at også andre nivåer skal kunne defineres som naturtyper. Hule eiker er et eksempel på en naturtype som kan oppfattes som en natursystem-komponent eller et livsmedium. Innenfor tidligere DN-håndbok 13 er det aktuelt å oppfatte deltaer som en naturtype innenfor landskapstype-nivået, og da som en landform.

Vi kan ikke se at det foreligger andre akseptable valg for oss enn å legge naturmangfoldloven sin definisjon av naturtyper til grunn, og i neste omgang NiN sin presisering av denne. Spørsmålet må i

stedet være om myndighetene ønsker å benytte seg av andre naturmangfoldnivåer innenfor NiN (igjen) i sin operative bruk av naturtypebegrepet. Dette er i stor grad et forvaltningsvalg. Vår utredning av bekkekløfter vil da være et eksempel på en redegjørelse for noen konsekvenser av å benytte en slik mulighet. Spørsmålet er så om bekkekløfter kan defineres som natursystemkompleks eller på landskapstypenivået.

Landskap er ikke nærmere definert i selve naturmangfoldloven og i Ot.prp. 52 (2008-2009) benyttes ofte begrepet som et supplement/motsats til biologisk mangfold («landskap og biologisk mangfold»). I proposisjonen (side 203) står det også at: *«Departementet er enig med Direktoratet for naturforvaltning at begrepsbruken bør være entydig, jf. første ledd bokstav a. Og at begrepsbruken bør være i samsvar med den europeiske landskapskonvensjonen der «landskap betyr et område, slik folk oppfatter det, hvis særpreg er et resultat av påvirkningen fra og samspillet mellom naturlige og/eller menneskelige faktorer» jf. konvensjonen, kapittel I, art. 1.»* Samme definisjon er lagt til grunn i NiN (Halvorsen et al. 2016).

I NiN2 (Halvorsen et al. 2016) er natursystemkompleks (naturkompleks) definert slik: *«kompleks av natursystemer som i naturen utgjør en funksjonell økologisk, eventuelt også geomorfologisk, enhet, og som forekommer innenfor et velavgrenset geografisk område»*. Videre definerer Halvorsen et al. (2016) landform som en: *«mer eller mindre distinkt terrengform (overflateform på land eller utforming av bunnen i saltvanns- eller ferskvannssystemer) som kan gis en felles karakteristikk på grunnlag av egenskaper som ofte er forårsaket av én enkelt eller en kombinasjon av distinkte landformdannende (geomorfologiske) prosesser»*. Siden det primært er terrengformen som gir grunnlaget for dannelsen av bekkekløfter, og de er såpass sammensatte at de vanskelig kan betegnes som noen «økologisk enhet» virker det ganske klart at naturfaglig sett så er det mest korrekt å se på bekkekløfter som en landform, dvs. landskapsenhet, og ikke et natursystemkompleks.

Når det gjelder definisjonen av naturtyper på natursystemnivået så konstaterer vi for øvrig et tydelig sprik mellom naturmangfoldloven og de anvendte definisjonene av naturtyper i ulike forvaltningssammenhenger de siste årene, men mener det er utenfor vårt mandat å utrede prinsipielle valg på dette mangfoldnivået.

Økologisk prosess: NiN inneholder ingen direkte definisjon av dette begrepet, men benytter og definerer begrepet «økologisk strukturerende prosess slik: *«prosess som direkte former arters respons på enkeltmiljøvariabler og viktige komplekse miljøvariabler; den umiddelbare økologiske årsaken til variasjon i artssammensetning»* (Halvorsen et al. 2016).

En annen sentral kilde til forståelse av begrepet er naturmangfoldloven og forarbeidene til denne. Fra Odelstingsproposisjon 52 er det ikke minst to avsnitt som er relevante. Side 370: *«Begrepet «naturen» omfatter også naturens økologiske prosesser. Disse er uttrykkelig nevnt for å gi uttrykk for at dynamikken i naturen må sikres. Målet for loven er ikke å stanse naturlig utvikling, men nettopp å sikre at en slik utvikling kan finne sted. Dette utelukker ikke at det i visse tilfeller kan være ønskelig å bevare et særskilt suksessjonstrinn gjennom områdevern og aktiv skjøtsel, f.eks. som et referanseområde. Begrepet økologiske prosesser er nærmere omtalt i merknaden til §4.»* Og videre side 374-375: *«Med «økologiske prosesser» menes det totale innbyrdes samspill mellom de levende organismene i en naturtype og samspillet mellom den levende og ikke-levende natur. Dette samspillet er et resultat av en rekke enkeltfunksjoner som f.eks. arter eller de ikke-levende bestanddeler har. Eksempler på økologiske prosesser er vannhusholdning (f.eks. en tørr eller våt naturtype), bygging og vekst av et korallrev eller produksjon av jordsmonn av en bestemt beskaffenhet (f.eks. at naturtypen er kalkrik).»*

I relasjon til inndelingssystemet Natur i Norge (NiN) er det kanskje ikke minst de lokale komplekse miljøvariablene (LKM-ene) som, sammen med arts mangfoldet, kan utgjøre et sentralt grunnlag for å forstå og dele inn de økologiske prosessene. Vi velger her bare å basere oss på disse to faktorene uten å gå nærmere inn på koblingen mot økologiske prosesser, og ikke fordype oss mer i temaet.

Ikke fordi dette er nødvendig og viktig, men fordi det utvilsomt er faglig tungt, og en god besvarelse krever mer tid og ressurser enn hva vi her har til rådighet.

Økologisk tilstand: Økologisk tilstand er i ferd med å etablere seg som et sentralt forvaltningsbegrep i arbeidet med bevaring av biologisk mangfold. Dette fordi det benyttes til å sammenligne utviklingstrekk for mangfoldet, og det er utviklet operative verktøy til å måle det. Begrepet har gjennom vannforskriften (<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>) også fått en juridisk forankring, med følgende definisjon: «Uttrykk for tilstanden når det gjelder sammensetning og virkemåte for økosystemet i en forekomst av overflatevann», og da basert på klassifiseringer gitt i vedlegg til forskriften. Et annet eksempel på definisjon som gir en mer direkte forklaring og gradering foreligger hos Nybø & Evju (2017): «God økologisk tilstand er definert som ikke vesentlig avvik fra intakt natur, som igjen defineres som natur som ikke er vesentlig påvirket av post-industrielle og gjennomgripende menneskelige påvirkninger». Som det kommer fram av sistnevnte definisjon så er påvirkning et nøkkelord her. I en konsekvensutredning er beregning av påvirkning en egen prosess, sidestilt med verdisetting. For bevaring av naturmangfoldet henger de nær sammen og det er vanskelig å betrakte dem adskilt. Dette fordi kriteriene og graderingen av verdisetting i stor grad er basert på påvirkningsomfanget av naturmangfoldet (ikke minst grad av tilbakegang).

Vi betrakter derfor her økologisk tilstand som en indirekte faktor i verdisettingen. Den kan være interessant som et verktøy for å måle verdi av naturmangfoldet. Siden den bare gir indirekte mål, så foretrekker vi mer direkte målvariabler for å sikre en mest mulig sikker og tydelig kobling mellom mål og virkemidler. Økologisk tilstand er framfor alt viktig når en skal ta forvaltningsvalgene, og da koblet opp mot beregning av påvirkning i konsekvensutredninger. Dette faller utenfor vårt mandat, og temaet økologisk tilstand blir derfor ikke spesielt prioritert i denne utredningen.

4.3 Verdisetting – hva er det?

"Verdi" er et sentralt begrep som nærmest automatisk setter i gang følelser og engasjement hos folk, og som kan spille en avgjørende rolle i mange store samfunnsprosesser. Likevel er begrepet slett ikke entydig eller enkelt å forstå. Snarere blir det brukt og forstått på mange ulike måter, med tilhørende farer for misforståelser og misbruk. I arealforvaltning og naturmangfoldbevaring kan begrepet forstås som blant annet «betydning» og ikke minst «forvaltningsprioritet».

Dette betyr at verdisettingen benyttes til gradering av måloppnåelse (Gaarder & Wangen 2019). Med andre ord et system for å kunne forstå i hvor stor grad et mål blir oppnådd. Verdisetting er derfor et virkemiddel, og ikke målet. Siden det i stor grad er snakk om et «system» og ikke bare et enkeltvalg, så har vi som en konsekvens her ofte valgt å benytte begrepet «verdianalyse». I vår sammenheng skal verdianalysen benyttes for å rangere areal ut fra betydningen det har i arbeidet med bevaring av naturmangfoldet (i samsvar med naturmangfoldloven). I arealforvaltning gir verdianalysen muligheter for å skille ut, avgrense områder som ønskes prioritert av naturmangfoldhensyn, samt også å kunne prioritere mellom ulike områder.

Hva som er naturmangfold, er nærmere beskrevet i kapitlet foran. Men, der beskrives bare en grov inndeling og ikke hvordan en skal verdisette/rangere dette. Formålet gir her to utgangspunkt: Det er snakk om bevaring, med andre ord foreligger implisitt et trusselsaspekt. Analyser av grad av tilbakegang, og da ikke minst kombinert med overlevelsessevne (siden det i stor grad er snakk om liv), vil her være sentrale verktøy. Rødlistene – for arter og naturtyper – er utviklet nettopp med dette som bakgrunn. Det andre utgangspunktet er mangfold og spørsmålet er da hvordan en skal måle dette. Det kan være i eksempelvis rene tall (antall arter eller antall naturtyper), men også spennvidde/bredde bør trekkes inn her (en skal bevare hele naturmangfoldet, ikke bare den mest mangfoldige delen av det). Et konkret forslag til hvordan en skal gripe an og ikke minst koble disse to aspektene ved målet er i praksis en sentral utfordring ved vår utredning, og noe som ikke gir seg selv eller kan besvares kort og enkelt.

En annen metodisk utfordring ligger i prosessen verdianalysen skal utføres innenfor. Vi velger her å la dette bygge på prinsippene for konsekvensutredninger og oppbygging av slike metoder. Vi har ikke tatt nærmere stilling til andre løsninger, da vi har vanskelig for å se for oss mer opplagte valg. Systemet for konsekvensutredninger er både godt etablert, særlig innenfor offentlig arealforvaltning, og godt utprøvd med en forholdsvis lang utviklingshistorikk bak seg. Statens vegvesen (2021) har da også tatt begrepet «forvaltningsprioritet» direkte inn som et kriterium i sine verditabeller, og dette har senere blitt benyttet av Miljødirektoratet (2021a). Det virker lite sannsynlig at vi kan klare å utvikle et nytt system som er like ryddig, velfungerende og kan få like god tilslutning.

I neste omgang vil forholdet mellom verdi og påvirkning være en utfordring, det andre sentrale elementet i konsekvensutredninger (se utdyping i kapittel 6.4). Påvirkning defineres i håndbok V712 hos Statens vegvesen (2021) som: «*Med påvirkning menes en vurdering av hvordan det samme området påvirkes som følge av et definert tiltak. Påvirkning vurderes i forhold til referansesituasjonen (referansealternativet)*» («det samme området» viser her tilbake på området som har blitt verdisatt). Statens vegvesen (2018, 2021) skriver at «*Påvirkning av naturmangfoldverdier handler om at biologiske og geologiske funksjoner, og økologiske prosesser, forringes (noen ganger at de forbedres), eventuelt at sammenhenger helt eller delvis brytes (noen ganger at de styrkes)*». Samme tekst er senere benyttet av Miljødirektoratet (2021a).

Som det indirekte kommer fram her så er tidsperspektivet sentralt for vurdering av påvirkning. For verdisetting er dette løst ved at det er kvalitetene som ligger der i sammenligningsåret for 0-alternativet som skal legges til grunn, jamfør håndbok V712 (Statens vegvesen 2021). Dette er i utgangspunktet ikke kartleggingsåret, men året det utredede tiltaket er planlagt startet opp (i praksis så blir nok ofte situasjonen i kartleggingsåret lagt til grunn, men metodisk er dette altså ikke helt korrekt).

Romperspektivet er vanskeligere å takle. Hvilket areal skal verdisettes og da settes i relasjon til hvilke andre areal? Samspillet i naturen opererer på en ekstremt stor geografisk spennvidde, fra et mikronivå (eksempelvis hva som skjer inne i en celle) opp til hele biosfæren på jordkloden. I tillegg kan forvaltningsvalgene også gjøre det nødvendig med ulike geografiske perspektiv. Det er forskjeller på å utrede konsekvensene av et helt urørt vassdrag, kontra overføring av en sidebekk eller et tidligere delvis regulert vassdrag.

Premisset om at en verdianalyse skal være forvaltningsrettet (jamfør formål og bakgrunnsbeskrivelsen for oppdraget) tilsier at her må det gjøres flere store, avgjørende valg, som utvilsomt vil være diskutabile.

Vi velger her å ha artsnivået som nedre grense (en kunne ha beveget seg ned på et gennivå) og landform som en øvre grense. Men selv med disse valgene finnes det et stort spillerom, og hva slags regler en faktisk havner på vil i mange tilfeller være svært diskutabile.

Det er grunn til å påpeke at romperspektivet også er problematisk i forhold til vurdering av påvirkning. Skal det være påvirkningen av en enkelt forekomst (naturtypelokalitet, bestand) som skal måles, eller er det påvirkningen på alle forekomster? I konsekvensutredninger er det gjerne det førstnevnte perspektivet som er i sentrum, mens naturmangfoldloven kanskje fokuserer mer på sistnevnte perspektiv, gjennom § 10 om samlet belastning. Det kan stilles spørsmål om KU-metodikken klarer å vektlegge § 10 tilstrekkelig, uten at vi går nærmere inn på det her.

I nåværende konsekvensutredningsmetodikk (Statens vegvesen 2021) så opereres det med «delområder», som defineres som områder med enhetlig funksjon, karakter og/eller verdi og dels en praktisk definisjon. Bakgrunnen er ønske om at de skal ha en størrelse/et detaljeringsnivå som er hensiktsmessig for å levere beslutningsrelevante vurderinger. Det siste kommer tydelig fram i Miljødirektoratet (2021a) sin instruks med følgende veiledning: «*En hensiktsmessig geografisk avgrensning av delområder har sammenheng med detaljeringsbehov i den enkelte sak. Dette bør tilpasses beslutningsrelevans for tiltaket eller planen som skal vurderes*». Og videre: «*Det er i noen tilfeller hensiktsmessig å slå sammen flere kartleggingsenheter til felles delområder. Det er for eksempel hensikts-*

messig dersom nærliggende naturtypelokaliteter har en liknende naturtype og verdi. Det er en forutsetning for sammenslåingen at lokalitetene har en tilnærmet lik verdi og funksjon, og at de geografisk henger naturlig sammen». Her er det med andre ord dels en naturfaglig tilnærming og dels en forvaltningsrettet, mer pragmatisk tilnærming. Utvilsomt burde denne balansegangen vært nærmere utredet, da faren for vinklede og dermed skiftende fokus på naturfaglige eller forvaltningsrettede interesser etter vårt syn virker stor.

Vi legger i vår utredning definisjonen av delområder til grunn, men vektlegger der framfor alt hovedkravet – om at inndelingen skal være beslutningsrelevant og derfor fungere for å oppfylle naturmangfoldloven sine krav, ikke minst til økosystemtilnærming og samlet belastning.

4.4 Krav til kunnskapsgrunnlaget

Hvilke krav som skal settes til kunnskapsgrunnlaget er et nødvendig spørsmål å stille seg i de fleste metodeutredningene, men er også aktualisert i vår utredning gjennom følgende formulering i mandatet: *«foreslåtte FoU-prosjekt vil kunne være avgjørende for å ikke gjøre (systematiske) forvaltningsmessige feil».*

Det grunnleggende premisset for kravene som skal stilles til kunnskapsgrunnlaget ligger i forvaltningslovens § 17: *«Forvaltningsorganet skal påse at saken er så godt opplyst som mulig før vedtak treffes».* Dette skal være oppfylt for at saksbehandlingen kan regnes som forsvarlig. En beslektet formulering ligger også i forskrift om konsekvensutredninger § 17: *«Konsekvensutredningens innhold og omfang skal tilpasses den aktuelle planen eller tiltaket, og være relevant for de beslutninger som skal tas».*

Begrunnelsen for et slik krav er flere: Det sikrer at riktig avgjørelse blir truffet, det styrker rettssikkerheten og det er grunnleggende for at forvaltningsmyndighetene skal kunne beholde sin tillitt i samfunnet. Juridisk sett er det grunn til å vektlegge koblingen mot rettssikkerheten tungt. Grundige saksutredninger koster både tid og penger, men hvis faren for feilaktige avgjørelser og/eller avgjørelser tatt på sviktende grunnlag blir stort, så skal dette likevel være av underordnet betydning.

I naturmangfoldloven er dette nyansert noe. § 8 om kunnskapsgrunnlaget formulerer kravet slik: *«Kravet til kunnskapsgrunnlaget skal stå i et rimelig forhold til sakens karakter og risiko for skade på naturmangfoldet».* Det må likevel presiseres at det er forvaltningsloven som er styrende på dette feltet. Naturmangfoldloven kan bare nyansere de premissene som alt har vært lagt i forvaltningsloven, den skal ikke gi føringer for lavere vektlegging av kravene.

Med andre ord er det føringene gitt i forvaltningsloven som bestemmer hva som er «rimelig i forhold til sakens karakter». Derimot er det naturmangfoldloven som avgjør forholdet til «risiko for skade på naturmangfoldet».

Den mest utdypende beskrivelsen av kravet til kunnskapsgrunnlaget finnes i veilederen til de aktuelle paragrafene i Naturmangfoldloven (Klima- og miljødepartementet 2017). Blant annet er det der gitt mer detaljerte føringer om risiko og sakens karakter. For tiltak med potensielt små eller ubetydelige konsekvenser vil eksisterende, lett tilgjengelig kunnskap være nok, mens det for saker med potensielt store negative virkninger vil være behov for å sjekke nærmere med Statsforvalter eller kommunen. I denne sammenheng vil regler knyttet til innsigelser av hensyn til naturmiljøet i rundskriv T-2/16 (Klima- og miljødepartement 2019) være en viktig rettesnor. Videre er det i første rekke truet natur og annen natur som krever spesiell beskyttelse som skal prioriteres, men også naturmangfold av lokalt og regional betydning skal tillegges vekt. Veilederen beskriver dermed ikke direkte hva som skal kreves av en utredning, men indirekte kommer dette dels fram gjennom konkrete eksempler og fokuset på konsekvensene for naturmangfoldet.

NVE sin veileder 6-2018 (Korbøl & Hoel 2018) inneholder retningslinjer for innhenting av kjent kunnskap samt også hvordan nye undersøkelser i felt skal foretas. Den er uten direkte føringer for

hvor god kunnskapen skal være, men inneholder blant annet følgende formulering: «Ved å følge NVEs mal vil det også forenkle forvaltningens vurdering av om utredningene oppfyller de krav som stilles til kunnskapsgrunnlag gjennom vassdragslovgivningen, naturmangfoldloven, konsekvensutredningsforskriften og vannforskriften».

Miljødirektoratet (2021a) sin veileder for konsekvensutredninger innen klima- og miljøområdet (M-1941) gir ikke mer detaljerte instruksjoner. Antagelig er mest relevante formulering der: «Kravene til hva som skal utredes må konkretiseres og tilpasses den enkelte plan eller tiltak, for at konsekvensutredningen skal bli best mulig.» Statens vegvesen (2021) sin veileder har omtrent samme utsagn. «I hvert enkelt prosjekt må det avgjøres hva som er tilstrekkelig kunnskapsinnhenting for å sikre et godt nok beslutningsgrunnlag», samt går mer detaljert inn i hvor kunnskapen finnes og hvordan den skal presenteres.

Det virker dermed som om nåværende veiledere i begrenset grad gir detaljerte, operative krav til kunnskapsgrunnlaget. De forteller når og hvordan en skal hente inn kunnskap, men gir uklare føringer for hva som er tilstrekkelig kunnskap. Vi kan derfor vanskelig være mer konkrete enn å vise til at premissene må ligge direkte i lovverket, samt eventuelt utdypet gjennom konkrete avgjørelser foretatt i rettssystemet, der dette spørsmålet blir belyst og kan ha dannet presedens.

4.5 Brukergrupper for metodikken

Selv om vårt oppdrag spesifikt gjelder bekkekløfter og oppdragsgiver er NVE, som blant annet arbeider med krav til vassdragsutbygginger, så legger vi som et premiss til grunn at vårt prosjekt skal kunne gi mer allmenngyldige resultater. Med andre ord er det i praksis omtrent de samme målgruppene som for annen metodikk som omhandler verdisetting av naturmangfold. Metodikken skal være nasjonal, på lik linje med andre nasjonale veiledere innenfor naturmangfoldtemaet, og det metodiske grunnlaget (inkludert premisser og prinsipper) skal kunne være relevant også for andre naturtyper. Eksempelvis gjelder dette for vår behandling av bekkekløfter som mulig landform – samme metode skal i prinsippet også kunne benyttes på andre landformer og på andre typer tiltak enn vassdragsreguleringer. Mer konkret så legger vi følgende til grunn:

1. Metodegjennomgangen er rettet mot utbyggingstiltak som skal gjennom offentlig saksbehandling etter vannressursloven, vassdragsreguleringsloven, naturmangfoldloven og plan- og bygningsloven. Forslaget til metodikk skal være egnet for bruk både av offentlige saksbehandlere, tiltakshavere og utredere, samt dels også høringsinstanser. Dette innebærer at eventuelle veiledere som utledes av metoden skal kunne ha en nasjonal og sektoruavhengig utforming.
2. Resultatene skal la seg integrere i ordinære saksbehandlingsrutiner, og samkjøres med eksisterende lovverk og retningslinjer. De bør samtidig kunne formidles på et språk som de ulike brukergruppene klarer å forstå. Resultatene må ikke minst kunne benyttes i saksbehandling av konsekvensutredninger etter forskrifter gitt i plan- og bygningsloven samt etter naturmangfoldloven (der særlig §§ 8-10).
3. NVE har i sitt mandat oppgitt at resultatene skal gi grunnlag for en «*bestillingsmal for kartlegging av vassdrag etter NiN*». Dette oppfatter vi som en spesialtilpassing til NVE sine behov, som et eget delprodukt. I praksis vil dette omfatte et forslag til ferdig metodikk.
4. Hvor mye av resultatene som skal kunne gjenbrukes i andre sammenhenger er et mer uavklart spørsmål, selv om utgangspunktet bør være at det gjelder mest mulig. Forskrift om konsekvensutredninger § 24 stiller et generelt krav om at data skal legges inn i databaser, men hvordan skal dette operasjonaliseres? Hvor mye skal være direkte overførbare, hvor mye skal legges inn i felles, offentlig tilgjengelige databaser mv.? I hvor stor grad skal data kunne legges inn i Naturbase og samsvare med Miljødirektoratet sin instruks for naturtypekartlegging? Hvilke krav og forventninger ligger i miljøinformasjonslova? På den ene siden

virker det opplagt for oss at gjenbruksgraden bør være høy. På den andre siden indikerer den svært lave graden av overføring av data fra Miljødirektoratet til Artsdatabanken for NiN-kartleggingene (eneste informasjon som overføres for tiden er hvilke grunntyper for utvalgte naturtyper som er funnet) at dette er et komplisert spørsmål der mye i praksis gjenstår før en kan ha særlig konkrete ambisjoner. Også den nye skogvernmetodikken til Miljødirektoratet (2021b), som ble tatt i bruk i 2021 og som skiller seg betydelig fra annen NiN-basert metodikk i direktoratet, peker i retning av lave ambisjoner med hensyn på gjenbruk i ulike sammenhenger.

4.6 Ressursbegrensninger

Rammer for denne utredningen

Ressursene gitt i tildelte midler og tid til rådighet for denne utredningen (samt valg av utredere) utgjør også et fundament for resultatene. Tildelt sum var 475.000,- kr (eks. mva) og utredningen skulle gjennomføres i løpet av et år, dvs. innen utgangen av 2021 (i praksis ble prosjektet ikke avsluttet før på vårparten 2022). Miljøfaglig Utredning og BioFokus ble valgt som utredere. I en slik FOU er det også et premiss at selv om oppdragsgiver holdes orientert under prosessen og bidrar med innspill, så ligger hovedansvaret og det aller meste arbeidet hos utredere, så lenge mandat og andre betingelser blir oppfylt.

Tildelt sum gav mulighet til å belyse flere sider ved mandatet og metoden, inkludert noe feltarbeid for å evaluere mulige løsninger og gi grunnlag for en viss nyansering i diskusjon av resultatene. Men, det ble bare funnet grunnlag for at de to rapportforfatterne kunne sette seg skikkelig inn i problemstillingene, mens andre bare kunne involveres i avgrensede diskusjoner og kvalitetssikring.

Avsatt tid gav mulighet både til å lage utkast til metode og prøve ut sider ved denne i felt før endelig forslag ble utarbeidet. Men, det gav ikke grunnlag for en fullskala, systematisk utprøving av endelig metode. Dette er en potensielt vesentlig svakhet ved kvaliteten på resultatene.

Valgte utredere har lang erfaring med kartlegging og verdisetting av naturmangfold, både generelt og for bekkekløfter spesielt. Dette burde derfor i utgangspunktet være godt sikret, og kontakt med blant annet sentrale personer for utarbeidelse av NiN – Rune Halvorsen og Anders Bryn, bør også gi grunnlag for at koblingen mot NiN i hovedtrekk er korrekt framstilt. Den juridiske og forvaltningsrettede kompetansen er derimot dårligere. Selv om kontakt med oppdragsgiver og med andre i forvaltningen (Arne Heggland, Statens vegvesen) som arbeider med lignende tema har vært tatt, så ligger dette likevel som en relevant svakhet i diskusjoner og forslaget til ny metodikk, ikke minst den juridiske delen.

Rammer for bruken av foreslått metodikk

Selv om det foreligger enkelte juridiske krav, se kapittel 4.1.3, så ligger det likevel her et stort handlingsrom for politikere og i neste omgang offentlig forvaltning. Et sentralt premiss blir hvor mye økonomiske ressurser som myndighetene egentlig ønsker skal brukes på utredningene. Desto mer ressurser som benyttes, desto mer presise, sikre og anvendbare kan resultatene bli. På den andre siden vil tung ressursbruk på tema naturmangfold kunne øke kostnadene med konsekvensutredningene og hvor lang tid de tar. Hvor mye ressurser som settes inn gjenspeiler den politiske tyngden fagfeltet har. Eksempelvis fastsatte NVE i sin tid en øvre ramme for hvor mye en småkraftutredning for naturmangfold burde koste en utbygger. Denne ble senere hevet og har etter hvert blitt helt fjernet, men innebar i praksis en sterk politisk styring av hvordan temaet ble forventet vektlagt i forvaltningssammenheng.

Det er også delvis et ressursspørsmål i hvor stor grad metoden skal kunne benyttes i ulike sammenhenger. Hvor mye arbeid skal legges i å gjøre den overførbar til andre naturmiljøer og andre typer

tiltak? Hvor langt skal en gå i å harmonisere resultatene slik at de kan brukes på tvers av sektorer? Og hvor mye ressurser skal brukes på å gjøre resultatene etterprøvbare?

Vi har i vår rapport ikke lagt inn noen klare premiss på disse feltene, men har basert oss på at metoden ikke skal innebære vesentlige endringer i kostnadsnivået til utredninger. Og i tillegg at både metoden og bruken av den skal være anvendbar også i andre sammenhenger enn vannkraftutbygginger.

4.7 Definisjonen av en bekkekløft

I kapittel 4.2 har vi plassert bekkekløft innenfor landskapssystemnivået i NiN, som en landform. En ryddig besvarelse av oppdraget krever likevel en noe mer konkret beskrivelse av hva som skal forstås med begrepet «bekkekløft». Vi forholder oss her i utgangspunktet til hvordan Evju et al. (2011) oppfattet begrepet i sin bekkekløftrapport. Der ble dette karakterisert som en «geomorfologisk og topografisk betinget naturtype». Definisjonen, riktignok avgrenset til kløfter under skoggrensa, var i neste omgang basert på en landskapsdel-hovedtype hos Erikstad et al. (2009a): *”En skogsbekkekløft er en V-dal eller et gjel med bratte sider, en bekk eller elv i bunnen og med fastmarksskogsmark (eventuelt også flomskogsmark) som dominerende natursystem-hovedtype i bunnen og langs kantene”*. Evju et al. (2011) utdypet sin definisjon noe, og trakk samtidig inn Erikstad et al. (2009b) sin definisjon av store elvekløfter på landskapsnivå: *«Daler med stor nedskjæringsdybde (dalkant over 400 meter over dalbunnen i en terrengprofil på tvers av dalen) og over det meste av dalens lengde med relativt bratte skråninger i dalsiden (mer enn 15° helning)»*.

I utkastet til reviderte faktaark for DN-håndbok 13 har Hofton (2015) en lengre omtale av skogsbekkekløfter. Han har likevel ingen klar definisjon av naturtypen, selv om miljøet blir forholdsvis grundig omtalt. Det er en del operative definisjoner, men de er basert på inngangsverdier for verdisetting. Dette inkluderte minimumskrav til bl.a. dybde, lengde og areal, samt skogsalder og artsmangfold. Blant egenskaper som kan framheves var krav om at det skal være snakk om en V-formet dal/kløft, med minst 30° helning i lisdene eller et gjel/canyon (som har tilnærmet loddrette sider).

Selv om bekkekløfter til en viss grad er definert og avgrenset av flere fagfolk tidligere, er det grunn til å diskutere hvor entydige disse er i operativ kartlegging. Siden Hofton (2015) tar utgangspunktet i inngangsverdier for verdisetting av kløftene, så mangler han en prinsipielt samlet definisjon. Evju et al. (2011) og Erikstad (2009a) krever at det skal være skog i kløftene, mens Erikstad et al. (2009c) behandler landskap på et nivå som kan ligge over det som vi antar vil være aktuelt å inkludere i begrepet. Det kan altså være svakheter i relevansen for alle disse kildene, og de har i liten grad diskutert kritisk hvor entydig definisjonene lar seg anvende i praktisk kartlegging, samt hvor godt disse eventuelt lar seg innordne i NiN sine inndelingssystemer. Vi går ikke nærmere inn på kravene det er logisk å kreve innenfor NiN her, men forsøker å utdype og problematisere litt mer i forhold til praktisk kartlegging og forvaltning.

De oppgitte kildene har i varierende grad et klart krav om at det er snakk om nedskjæringer i fast berg og ikke i løsmasser. Dette ligger nok trolig implisitt i alle definisjonene. Vi vil likevel presisere at bekkekløfter og raviner etter vår oppfatning av begrepene ikke er overlappende miljøer og at de skiller seg nettopp på dette punktet. Raviner er V-formede nedskjæringer i løsmasser, mens bekkekløfter er tilsvarende i fast berg (bekkekløftene kan som en følge av dette være brattere, men dette er ikke noe krav). Med en slik differensiering er det vanligvis ikke problemer å skille raviner og bekkekløfter ute i naturen i Norge. Tendenser til overganger kan likevel opptre, der raviner kommer i kontakt med fast berg eller løsmasserike partier tilknyttet bekkekløfter, særlig i sluttfasen av disse. Vår erfaring er likevel at dette er et forholdsvis marginalt problem og at skillet mellom løsmasser og fast berg fungerer ganske godt i praktisk kartlegging når poenget er å ha et slikt skille.

For å fungere som en operativ definisjon er en annen utfordring at de bør være topografisk ganske tydelig avgrenset fra omliggende natur. I mange tilfeller er dette også noe som går nesten påfallende greit, med kanter der grensa de fleste steder kan trekkes med en presisjon på en til noen få meter. De fleste norske bekkekløfter er av kvartærgeologisk opphav. De ble skapt gjennom en kombinasjon av svakhetssoner i bergartene og drenering av store vannmasser under nedsmeltingen etter hvert som isbreene trakk seg tilbake (men mange er ikke bare formet etter siste istid, men har gradvis utviklet seg gjennom flere istider). Etter den store avsmeltingen har vannet i mer begrenset grad vært i stand til å erodere videre ned i det faste berget. Særlig når denne dreneringen har skjedd på tvers av den generelle bevegelsesretningen til ismassene, så har grensene blitt skarpe. Dette er lett å observere der skarpe små kløfter faller ned i store dalfører, både i Sør- og Nord-Norge. De kan starte brått, der et slakere fjellparti stupet ned i en stor U-dal, og ende like brått i dalbunnen. Og kantene mot de jevne dalsidene kan også være skarpe.

Problemene med å skille ut kløftene topografisk blir vanskeligere når dannelsen og topografien avviker fra et slikt mønster, noe vi har en del eksempler på:

1. Kløfter som løper med isens dreneringsretning og som dels har blitt utformet av gjentatte istider. Dette gjelder for mange av de store elvejuvene våre, ikke minst opp mot fjellmassivene sentralt i Sør-Norge, men stedvis også i Nord-Norge. Er dette store bekkekløfter eller skal de betraktes som noe annet? Evju m.fl. (2011) problematiserer nettopp dette, og konkluderer med at «*flere av de virkelige store kløftene, faller nok best innenfor betegnelsen "nedskåret dallandskap" og ikke "skogsbekkekløft"*». De viser i den sammenheng til Erikstad (2009b), som har satt som krav for landskapstypen nedskåret dallandskap at det der skal være en «*dalkant over 400 meter over dalbunnen i en terrengprofil på tvers av dalen*».
2. Kløfter med uklare topografiske avgrensninger mot andre landskapsformer. Her tenker vi ikke minst på små kløfter, kanskje bare kløftpregede partier av vassdrag som ellers mangler slike former. Disse oppstår i første rekke i topografisk varierte terreng. Eksempelvis vassdrag som renner i litt slake dalfører, men som får noen brå fall der elva har skåret seg ned i ei kløft. Et annet eksempel vil være småkupert terreng som også fører til at vassdrag kan erodere spesielt hardt og skjære seg gjennom fast berg og skape kløfter.
3. Når blir den topografiske forskjellen fra omgivelsene så liten at det ikke lenger kan betegnes som ei kløft? Hvor dyp, lang og bred skal nedskjæringen være før begrepet bekkekløft gir mening? Hofton (2015) har satt klare grenser her (minst 100 meter lang og 15 meter høydeforskjell), men det er for kløfter med en minimumsverdi som naturtype.
4. Skal det være et absolutt krav med et vassdrag i bunnen? Hva med kløfter/gjel som har blitt gravd under istiden og fått den «korrekte» formen, men der vannet i etterkant har funnet andre veier og ført til at kløfta nå ligger der praktisk talt uten vann? Vi har mange slike eksempler rundt omkring i Norge, og i praktisk kartlegging så blir de gjerne både betegnet som og verdisatt som bekkekløfter.

I oppdragsbeskrivelsen utformet av NVE (kapittel 2) ble det foreslått at plassering av bekkekløft som et natursystemkompleks burde utredes. Som det kommer fram foran så er i stedet landform innenfor NiN her foreslått. Etter en nærmere gjennomgang av definisjonene i NiN og samtaler med Rune Halvorsen (pers. med.) er det klart at planlagt definisjon av natursystemkompleks ikke vil være egnet for bekkekløfter. Årsaken skyldes den svært store og komplekse miljøvariasjonen, uten at man har en samlende miljøvariabel som vil favne en hel bekkekløft og kan benyttes for å definere natursystemkomplekset. Eksempler på slike miljøvariabler ville vært f.eks. vannforstyrrelsesintensitet (VF) som knytter sammen ei elv og hele flommarka omkring, eller vannsprutintensitet (VS) som knytter sammen all natur nedenfor en foss og som påvirkes av fosseregn, fosseyr, fosserøyk eller fossestøv (jf. Bratli et al. 2021). Disse variablene er likevel styrende bare for begrensede deler av bekkekløfta og fungerer ikke som en samlende miljøvariabel. En rekke miljøvariabler virker inn på de ulike naturtypene i ei bekkekløft, og ingen er gjennomgående for hele kløftmiljøet.

Vår tilråding er at definisjonen gitt først i dette kapitlet stort sett opprettholdes og benyttes i forvaltningssammenheng, men med en presisering i forhold til opphav og avgrensning mot annen natur, samt en klarere kobling mot landform i NiN: *”En bekkekløft er en geomorfologisk og topografisk betinget landform. Den er formet som en V-dal eller et gjel i fast berg der det er eller har vært en bekk eller elv i bunnen»*. I felt vil landformen ofte avgrenses skarpt mot natur med annen form eller annet opphav. Det vil utvilsomt fortsatt være problemer med å avgrense enkelte kløfter og det kan komme endringer i NiN som tilsier at definisjonen får en noe annen utforming, men vi håper disse utfordringene ikke er større enn at definisjonen fungerer i de aller fleste sammenhenger.

5 DATAGRUNNLAG

5.1 Kjent naturfaglig kunnskap om bekkekløfter

Den viktigste fagpublikasjonen som samler og oppsummerer kunnskapsnivået om naturmangfoldet og naturverdier knyttet til bekkekløfter er Evju et al. (2011) sin sluttrapport fra det nasjonale bekkekløftprosjektet. Dette prosjektet var initiert og finansiert av Miljødirektoratet (daværende Direktoratet for naturforvaltning) og omfattet feltarbeid i 625 bekkekløfter over det meste av landet i perioden 2007-2010. Sluttrapporten var både basert på innsamlede feltarbeid, andre litteraturkilder og erfaringsbasert kunnskap blant rapportforfatterne. Av særlig nytte her er gjennomgangen av hva slags arts mangfold og hvilke naturtyper (på natursystemnivå) som forekommer i bekkekløfter.

Med grunnlag i dette bekkekløftprosjektet beskrev Hofton (2015) skogsbekkekløft som naturtype i arbeidet med revisjon av DN-håndbok 13. Dette er antagelig den mest konsentrerte sammenfatningen av naturmiljøet med tilhørende egenskaper og arts mangfold. Vi velger derfor her å gjengi Hofton (2015) sin naturfaglige beskrivelse av naturtypen i sin helhet:

«Naturtypen identifiseres fra en kombinasjon av topografi, skogtilstand, spesielle naturtyper og arts mangfold. De ulike delnaturtypene er til dels svært ulike både mht. habitatinnhold, variasjonsbredde og arts mangfold, og det er topografien som er felles. Topografien gjør det lett å skille ut hvor i landskapet (og på kart) potensielle naturtypelokalteter av skogbekkekløft befinner seg.

Topografi

Bekkekløfter er en geomorfologisk og topografisk betinget landskapsdel-hovedtype i NiN [versjon 1], og utgjør skarpe V-daler eller gjel som er skåret ut i svakhetssoner i fast fjellgrunn, først og fremst av fluviale prosesser (rennende vann). Den er definert som en V-dal eller gjel med bratte sider, bekk eller elv i bunnen, og med fastmarksskogsmark (evt. også flomskogsmark) som dominerende natursystem-hovedtype i bunnen og langs kantene. Bratte dalsider og (i forhold til omgivelsene) relativt dypt nedskåret dalbunn karakteriserer alle kløfter, ofte finnes også bergvegger, rasmark, kraftige stryk og fossefall. V-dal og gjel er de to topografiske hovedtypene: V-daler har V-formet tverrsnitt og mer eller mindre jevnbratte sider med stor dekning av skog, mens gjel (canyon) er trang kløft eller elvejuv med tilnærmet loddrette sider og mye berg og ofte bare flekkvis eller sparsom skogdekning. Ellers kan topografien variere mye mellom ulike kløfter, med berggrunn, makrotopografiske og makroklimatiske forhold i regionen som trolig viktigste forklaringsfaktorer – fra små og bratte kløfter i dal- og fjordsidene på Vestlandet, til store og dype elvejuv i form av mange kilometer lange, svingete V-daler i de store dalførene på indre Østlandet.

Variasjonsbredde og naturtyper

Bekkekløfter er svært varierte økosystemer som i velutviklet form inneholder tette og skarpe mosaikker av en rekke vegetasjonstyper og skognaturtyper, elv/bekkemiljøer, svært ofte også med berg og rasmark, og noen ganger fossefall, fosserøykskog, flommark og flommarksskog, etc. Naturtypen er trolig den mest varierte mht internvariasjon i Norge, og kan inneha ekstremer av økologiske og lokalklimatiske gradienter (inkl. hele den intermediære spennvidden), fra konstant kjølige og svært fuktige skogmiljø på skyggeside og i bunnen av kløfta, til tørre og varme edellauvskog- og rasmarks-/bergmiljøer på solsida. Ofte har bekkekløfter stor dekning av rike vegetasjonstyper og skogsamfunn, en del steder innehar bekkekløfter de rikeste vegetasjonstypene i et distrikt. Treslagssammen-setningen er ofte variert, betinget av ustabil terreng hvor lauvtrær kontinuerlig forynges. Noen kløfter har fosserøykmiljøer, stedvis som fosserøykskog med bl.a. lungeneversamfunn på gran.

Kløfter med hovedretning øst-vest og med svingete dalbunn har den største variasjonsbredden fordi dette gir størst kontrast i lokalklima mellom skyggeside og solside. Det er derfor også slike kløfter

som har det rikeste arts mangfoldet. Nord- til nordøstvendte kløfter er mer homogene, men har til gjengjeld det generelt fuktigste lokalklimaet med størst dekning av ekstremfuktig bekkekløftskog (med tilhørende spesialiserte arter), mens kløfter med sørlig hovedeksposisjon gjerne har størst dekning av rike og/eller varmekjære skogsamfunn.

Selv om mange bekkekløfter gjennomgående er betydelig påvirket av ulike inngrep gjennom lang tid, og bare få kløfter har gammel naturskog, finnes slik skog fortsatt enkelte steder – og bidrar da alltid sterkt positivt til naturverdier og arts mangfold. Det er snakk om naturskog i skogtilstandsklassene TS=4-5, mens urskogsfase (TS=6) knapt er påvist i bekkekløfter i Norge. Slike kløfter kan ha store naturverdier knyttet til gamle trær og død ved, noe høy bonitet og ustabil, rasutsatt terreng kan forsterke (hyppig og kontinuerlig dødveddannelse). Ikke minst har noen kløfter på Østlandet store naturverdier knyttet til gammel lavlandsgranskog og lavlandsblandingsskog. Enkelte kløfter på indre Vestlandet har store verdier knyttet til gammel, lite påvirket lauvskog.

Naturverdiene i bekkekløfter er betinget av topografien og den store miljøvariasjonen dette skaper, med kvaliteter både knyttet til dalbunnen og til brattskråningene i kløftesidene. Naturverdiene i bekkekløfter kan være knyttet til vidt ulike egenskaper, men noen generelle karaktertrekk øker sannsynligheten for at ei kløft har store naturverdier: stort areal, stor variasjonsbredde, lav påvirkningsgrad særlig i nyere tid (flatehogst etc.), ikke-regulerte vassdrag, og baserik berggrunn. De mest varierte, mest verdifulle, og mest artsrike bekkekløftene finnes i kontinentale til svakt oseaniske regioner (seksjonene C1, OC, O1), mens mer oseaniske kløfter gjennomgående har lavere naturverdier. Dette skyldes dels at kløfter i slike regioner ofte er små, men viktigere er at kløfter i slike regioner i liten grad har avvikende klimatiske forhold og naturtyper sammenliknet med landskapet ellers. Bekkekløfter kan således ha naturverdier tilknyttet svært ulike naturtyper, og det er denne variasjonsbredden sammen med særegne bekkekløft-elementer "pakket sammen" innen samme område som gjør bekkekløfter så verdifulle.

Arts mangfold

Den store variasjonsbredden gjør bekkekløfter til hotspot-miljøer for biologisk mangfold, der arter med vidt ulike økologiske krav og utbredelse kan leve sammen innen samme kløft. Samtidig finnes et betydelig antall spesialiserte bekkekløftarter – Evju (red.) et al. (2011) definerte 61 bekkekløftarter av karplanter (8), lav (29) og moser (23). Et generelt trekk ved arts mangfoldet i kløfter er at to nabokløfter som ellers er relativt like, kan ha ganske ulikt arts mangfold.

Naturtypen er spesielt viktig for lav, og antakelig er bekkekløfter den mest artsrike naturtypen for lav i Norge (bl.a. ble 46% av alle rødlistede lav i Norge påvist i bekkekløftprosjektet (Evju (red.) et al. 2011)). Også moser, sopp (både vedboende og jordboende), karplanter og (i noen grad) insekter har ofte rike og spesielle samfunn i bekkekløfter. Få eller ingen sopparter anses som særskilt tilknyttet bekkekløfter, men mange kan ha viktige forekomster her, ikke minst vedlevende arter i gammelskog. Viktige og særpregete habitater i bekkekløfter viktige for mange arter er bl.a. ekstremfuktig skog nær elveløpet, lysåpen og stabilt fuktig bergveggskog, fosserøykmiljøer, lutende trær i bratt terreng, ansamling av våte læger i bekkeløpet, åpen blokkmark med høy luftfuktighet, samt naturtyper som også finnes utenfor kløfter men som kan være godt utviklet her, som baserik rasmark, gammel naturskog av gran og furu, boreal lauvskog, sørberg, edellauvskog, gråor-heggeskog, flommarksskog og kalkskog. Flere av de sistnevnte kan ha noe avvikende utforminger og artssammensetning i bekkekløfter.

Karplantefloraen er ofte rik pga. stor habitatvariasjon, og ikke sjelden opptrer alpine/nordlige arter, sørlige varmekjære arter, basekrevende rasmarks-/bergskrentarter og bekkekløftarter i samme kløft. Steinete og rik, noe ustabil skog, og elvenære partier, har gjerne den mest spesielle floraen, bl.a. med bekkekløftarter som huldregras, dalfiol, sudetlok og russeburkne. Lavfloraen skiller seg særlig ut i bekkekløfter, med flere særegne bekkekløft-elementer. Ekstremfuktig skog langs elva kan ha en rik epifyttflora på gran og lauvtrær, både innen lungeneversamfunnet, ragglavsamfunnet (flatragg, småragg, hjelmragg, dvergstry), skjegglav som trådragg og mjuktjafs, og skorpelav på

lauv- og grantrær (bl.a. karakterarten rimnål på gran). Bergvegg-lavfloraen kan være meget rik i stabilt fuktig bekkekløftskog, særlig på svakt til klart baserike bergvegger (bl.a. kort og langt trollskjegg, praktlav, olivenfyllav, elfenbenslav, hodeskodelav, brundogglav og en rekke andre arter i lungeneversamfunnet). Knappenålslavfloraen kan være meget rik særlig i dype kontinentale bekkekløfter, både på trær og ikke minst i form av et særegent element på vedrester og stein innunder store steinblokker (med bl.a. karakterarten hvithodenål, samt huldrenål, smalhodenål, fossenål, langnål, rustdoggnål). Humid granskog i dalsidene preges gjerne av rikelig med skjeggjav, noen steder rike forekomster av huldresty. Fosserøykskog er generelt ikke artsrik, men har spesielle lavsamfunn på grankvister og andre treslag. Arter med vidt ulik substratpreferanse kan her opptre sammen – både boreale regnskogsarter, hovedsakelig bergvegglevende arter, arter fra rikbarkslauvtrær, og enkelte "fosserøykspesialister", med fossefyllav som den kanskje mest typiske (men sjelden). På konstant våte steiner og småberg inntil elvestrengen finnes et spesialisert element, med bl.a. fjellkolle og bekkeskiferlav.

*Generelt for både lav og moser gjelder at bekkekløfter ofte har isolerte innlandsutposter av kystarter. Blant moser er det særlig på bergvegger/steinblokker, død ved og lauvtrær en finner spesielle arter i bekkekløfter. På Vestlandet finnes et element av sterkt oseaniske moser på berg og stein (bl.a. kløftgrimemose, horngrimemose, butturnemose), og på konstant våte steiner i bekkeløpet (bl.a. flommose og vasshalemose). I innlandet har mange suboseaniske arter isolerte forekomster på berg og stein (bl.a. heimose, storstyte, småstyte). Et spesielt element av moser er knyttet til kalkberg i kløfter (med bl.a. flere blygmose-arter *Seligeria* spp.). Særlig i kontinentale kløfter finnes et lite, men spesialisert råtevedmose-element på konstant våte læger inntil vannstrengen (bl.a. fakkeltvebladmose og råtevebladmose). Epifyttmosefloraen kan være artsrik, først og fremst på rikbarkslauvtrær i lavlandskløfter (bl.a. med pelsblæremose)».*

I tillegg til denne omtalen hos Hofton (2015) er det grunnlag for å trekke fram veiledningen for kartlegging av naturtyper, moser og lav langs små vassdrag i Norge (Gaarder et al. 2017) som NVE fikk utarbeidet. Denne inneholder ingen overordnet beskrivelse av bekkekløftene, men går mer i detalj på det mest karakteristiske artsmangfoldet blant lav og moser. Også evalueringen av småkraftundersøkelser (Gaarder & Høitomt 2015) inneholder en del relevant økologisk kunnskap.

Ut over dette så foreligger det fra de siste 20 årene et stort antall kartleggingsrapporter fra norske bekkekløfter, både som småkraftutredninger og naturfaglige verneundersøkelser. Det finnes også en del eldre data, deriblant vassdragsundersøkelser særlig fra 1980-tallet og Berg (1983a, 1983b) sin beskrivelse av bekkekløftfloraen i Gudbrandsdalen. Det meste av relevant naturfaglig informasjon dette er likevel oppsummert og inkludert i Evju et al. (2011) og Hofton (2015), og behovet for å gjennomgå disse vurderer vi som lite.

Utviklingen av NiN (Natur i Norge), som har pågått i over ti år, inneholder også mye informasjon, men da for det meste av mer generell karakter omkring variasjonsbredden og systematisering av naturmangfoldet, og har i liten grad omtale av naturmangfoldet spesifikt i bekkekløfter. Definisjoner og beskrivelser av hovedtyper, grunntyper, tilstandsvariasjon og lokale komplekse miljøvariabler i NiN utgjør et sentralt metodisk grunnlag for et nytt kartleggingssystem i bekkekløftene, men det er hittil i liten grad gjort kartlegginger og utredninger av naturmangfoldet i bekkekløfter basert på NiN-systemet, og knapt noe av dette er sammenfattet på en slik måte at det er egnet til bruk i denne utredningen.

5.2 Eksisterende metoder for verdisetting

Vi har flere nasjonale metoder for verdisetting av naturmangfoldet, både nåværende og tidligere benyttede. Vi anser følgende fem som såpass relevante at vi går nærmere gjennom disse:

- Direktoratet for naturforvaltning (2007a) sin skogvernmetodikk

- Faktaark for revidert bekkekløftverdisetting i DN-håndbok 13 (Hofton 2015)
- Miljødirektoratet (2021a) sin veileder for konsekvensutredninger
- Miljødirektoratet (2021b) sitt utkast til veileder for skogvernregistreringer
- Miljødirektoratet (2021c) sin veileder for naturtypekartlegging etter NiN2

Det foreligger varianter eller utdypende versjoner av flere av disse metodene. For Direktoratet for naturforvaltning (2007) sin metodikk er ikke minst bekkekløftundersøkelsene som er basert på denne (Evju mfl. 2011) relevante. Hofton (2015) er et spesialtilfelle av en generell revisjon av Direktoratet for naturforvaltning (2007b) sin håndbok 13. Veilederen for konsekvensutredninger (Miljødirektoratet 2021a) bygger på og viser i stor grad til Statens vegvesen (2021) sin håndbok V712, men har også et par avvik. Den nye skogvernveilederen (Miljødirektoratet 2021b) er delvis basert på forslag fra Framstad et al. (2018). Og den nyeste naturtypeveilederen (Miljødirektoratet 2021c) foreligger i flere eldre utgaver, samt er basert på en rekke rapporter der metodikken har gradvis utviklet seg og blitt utprøvd. NB! I tillegg kommer mer grunnleggende veiledere, ikke minst for NiN-kartlegging (uavhengig av om formålet er verdisetting eller noe annet), som Bryn mfl. (2020).

Som om ikke dette er nok, så foreligger det også andre relevante metoder som vi her har valgt å ikke utdype. NVE har sine egne veiledere, der ikke minst retningslinjene for konsesjonsbehandling av små vannkraftverk (OED 2007) er relevant, men basert på noe foreldet metodikk. Dette gjelder også den opprinnelige metoden for kartlegging av naturtyper til Direktoratet for naturforvaltning (2007b) og skogbruket sin MiS-metode (Miljøregistrering i Skog). Førstnevnte vurderes som såpass utdatert at den blir mindre relevant. Sistnevnte er blant annet delvis benyttet av Miljødirektoratet (2021b), samtidig som et pågående og ikke avsluttet prosjekt på skogdynamikk i NiN-sammenheng gjør det mindre aktuelt for oss å bli særlig spesifikke på metoder knyttet til inndeling og verdisetting av bl.a. alder og struktur på skogen. Vi er likevel ganske godt kjent med begge metoder og har spesielt forsøkt å trekke inn MiS der vi har sett det som relevant og viktig. Det forekommer utvilsomt også andre metoder som kan ha en viss relevans, eksempelvis for verdisetting av geologiske objekter, men omfanget av alternative løsninger virker allerede så stort at vi velger å snevre inn utvalget for å unngå og miste oversikten selv for ikke å få alt for omfattende og kompliserte presentasjoner og diskusjoner.

Generelt kan aktuelle metoder sorteres og graderes på litt ulike måter. Mens spesielt Miljødirektoratet (2021c), men også i noen grad Hofton (2015) er rettet mot nokså isolerte vurderinger av enkeltobjekter av begrenset størrelse og variasjonsbredde, forsøker de andre metodene i større grad å oppsummere naturverdiene for potensielt store områder, samt til dels også å sette de i sammenheng (gjelder i størst grad Miljødirektoratet 2021a). Det er også en gradient fra å være forholdsvis sterkt rettet mot skog og dels bekkekløfter (Hofton 2015, Miljødirektoratet 2007a, 2021b), til å være mer allment rettet mot bevaring av naturmangfold (Miljødirektoratet 2021c), dels mot verdivurdering allment sett (Miljødirektoratet 2021a). I begge tilfeller betyr dette at det har vært naturlig å trekke inn elementer fra en metode i andre metoder. Og det samme gjelder for metoden vi utvikler. Det vil være logisk ikke bare å velge en metode vi benytter, men å trekke inn elementer fra flere. Og våre forslag til metode vil forhåpentligvis kunne være relevante å trekke inn ved revisjoner av de andre metodene.

Det er til slutt her grunn til å påpeke følgende: Det er brukt mye ressurser på å bygge opp det naturfaglige fundamentet gjennom NiN i nyere tid. Det er også brukt en god del ressurser på å bygge opp en metodikk for vurdering av enkeltobjekter på natursystemnivå. Men, metoder for vurdering av større enheter (som bekkekløfter) har det derimot skjedd mindre med. Selv om Statens vegvesen (2021) og Miljødirektoratet (2021a) sine metoder for konsekvensutredninger inneholder potensielt arealkrevende enheter som landskapsøkologiske funksjonsområder og økologiske funksjonsområder for arter, så mangler disse stort sett et faglig/metodisk utredet fundament. De nyeste og mest detaljerte av relevante metoder som fokuserer på store arealenheter er trolig Direktoratet for naturforvaltning (2007a) og Fremstad mfl. (2018) sine for skogvern. Førstnevnte har likevel flere klare

svakheter. Den er ikke basert på NiN, den inneholder svært mye skjønn og det teoretiske fundamentet kan eksempelvis på ingen måte måle seg med hva NiN bygger på. Sistnevnte fokuserer derimot nokså snevert på NiN og inneholder lite utredninger og føringer av forvaltningsmessige og juridiske forhold. For å forfølge flere av kommentarene i metodekapitlet: Utarbeidelse av en metodikk for verdisetting av bekkekløfter er å bevege seg inn i et lite kjent terreng.

5.2.1 Bekkekløftverdisetting etter revidert DN-håndbok 13

Hofton (2015) avgrenset seg til skogsbekkekløfter og definerte dem etter en kombinasjon av topografi, skogtilstand (etter NiN), artsmangfold og størrelse, se Tabell 1 under. Han splittet dem videre opp i 6 undertyper, basert på klima og treslagssammensetning.

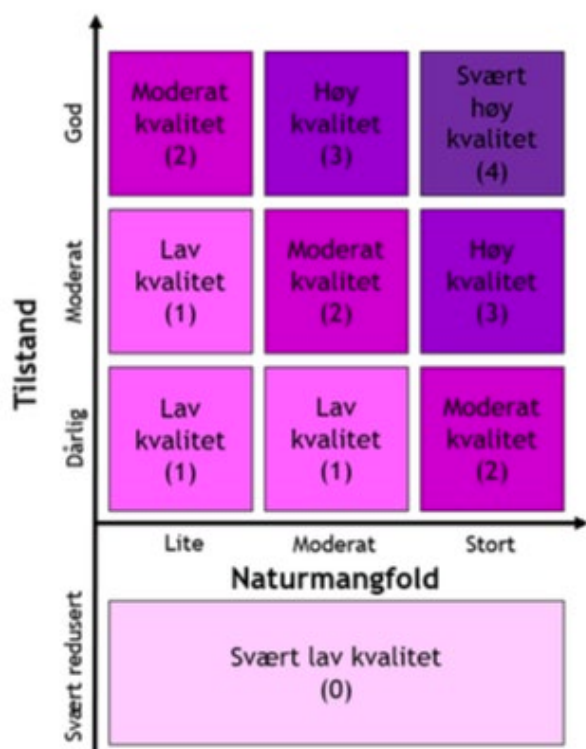
Verdisettingen ble basert på en rekke variabler, både størrelse, topografi og relieff, spesielle naturtyper (stabilt fuktig skog i bunnen av store kløfter, lysåpen bergveggskog, blokkmark med dødvedrester og fosserøyskog), artsmangfold, tilstand/habitatkvalitet, påvirkning og kalkrikhet, samt med lavere prioritet også arrondering landskapsøkologi. Til slutt kom en egen verdisettingsmatrise.

Tabell 1. Veiledning for verdisetting med kriterier for lav, middels og høy vekt hos Hofton (2015).

Variabel	Lav vekt	Middels vekt	Høy vekt
Størrelse	10-40 daa	41-100 daa	>100 daa
Topografi-relieff	Lengde langs elv 100-300 m Høydespenn 15-50 m	Lengde langs elv 300-600 m Høydespenn 50-100 m	Lengde langs elv >600 m Høydespenn >100 m
Spesielle naturtyper	1 bekkekløft-naturtype	2 bekkekløft-naturtyper	3 bekkekløft-naturtyper <i>eller</i> Stabilt ekstremfuktig bekkekløftskog
Artsmangfold	3-5 kjennetegnende arter og 1-5 NT-rødlistearter.	6-14 kjennetegnende arter og 6-10 rødlistearter (inkl. kategori VU).	>15 kjennetegnende arter <i>eller</i> >10 rødlistearter (inkl. minst 2 i kategori VU eller 1 i EN/CR).
Tilstand	Aldersfase (TS=4) 25-75% av arealet	Aldersfase (TS=4) 75-100% <i>eller</i> Naturskogsfase (TS=5) 10-50 daa.	Naturskogsfase (TS=5) >50 daa <i>eller</i> Urskogsfase (TS=6) >1 daa.
Påvirkning	Eldre skog (TS=3-6) 50-70% av areal	Eldre skog (TS=3-6) 70-90%.	Eldre skog (TS=3-6) >90%.
Rikhet	Rike vegetasjonstyper (KA=4-6) dekker 20-50 daa.	Rike veg.typer (KA=4-6) 50-100 daa.	Rike veg.typer (KA=4-6) >100 daa.

5.2.2 Miljødirektoratet sitt nye system for vurdering av kvalitet

Miljødirektoratet (2021c) sin instruks for vurdering av lokalitetskvalitet retter seg strengt mot avgrensede enkeltpolygon på natursystemnivå i NiN. Et grunnleggende prinsipp er at vurderingen av kvalitet skal utledes i en matrise, der variasjon i tilstand utgjør den ene aksen og variasjon i artsmangfold utgjør den andre aksen, se Figur 2.



Figur 2 Miljødirektoratet (2021c) sin matrise for vurdering av kvalitet til naturtypepolygon.

Hvilke kriterier og grenseverdier som ligger bak vurderingene av tilstand og naturmangfold varierer mellom naturtypene. Eksempelvis er for mange skogtyper skogbestandsdynamikk (altså skogstruktur/skogsalder), slitasje, spor av tunge kjøretøy og fremmedartsinnslag sentrale variabler for vurdering av tilstand, mens størrelse, forekomst av rødlistearter, habitatspesifikke arter og mengde død ved er sentrale for vurdering av naturmangfold. Viktige prinsipper er samtidig at det skilles mellom primære og sekundære variabler. For tilstandsvurderingen bestemmer primærvariabelen med lavest verdi en foreløpig verdi for tilstand, etterfulgt av en vurdering av sekundærvariabler (hvis slike forekommer), som kan gi grunnlag for å justere ned tilstanden med ett trinn. For naturmangfoldvurderingen er det derimot slik at primærvariabelen med høyest verdi er styrende for den foreløpige verdien for naturmangfold, etterfulgt av en vurdering av sekundærvariabler (hvis slike forekommer), som kan gi grunnlag for å justere opp tilstanden med ett trinn. Antall variabler for å vurdere tilstand og naturmangfold kan variere, fra 1 og opp til 7. For øvrig er trinninndeling basert på NiN der det er aktuelt (gjelder ikke for naturmangfoldvariabler som omhandler størrelse og artsmangfold).

5.2.3 Miljødirektoratet (2021a) sin veiledning for konsekvensutredninger

Statens vegvesen (2018) utarbeidet en matrise for verdisetting av ulike typer naturmangfold. Denne er siden fulgt opp av Miljødirektoratet (2021a), der de også harmoniserte inn verdisetting av kvalitetsvurderte naturtypepolygon etter Miljødirektoratet (2021c) sin kartleggingsinstruks, se Tabell 2. I tillegg til kvalitet er her rødlistestatus til naturtypene, om de har en sentral økosystemfunksjon, eller er spesielt dårlig kartlagt tillagt vekt. I tillegg kommer andre kriterier, som om det er verneområder/båndlagte naturtyper, verdisetting etter de gamle DN-håndbøkene 13 og 19, økologiske funksjonsområder for arter, landskapsøkologiske funksjonsområder eller geotoper/geosteder.

Tabell 2 Verdikriterier i konsekvensutredninger etter Miljødirektoratet (2021a).

Verdikategori	Ubetydelig verdi	Noe verdi	Middels verdi eller forvaltningsprioritet	Stor verdi eller høy forvaltningsprioritet	Svært stor verdi eller høyeste forvaltningsprioritet
Verneområder og områder med båndlegging					Verdensarvområder Områder vernet etter naturmangfoldloven Foreslåtte verneområder Utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven § 52
Naturtyper etter Miljødirektoratets instruks		Naturtyper med sentral økosystemfunksjon med svært lav lokalitetskvalitet Nær truede naturtyper (NT) med svært lav lokalitetskvalitet Spesielt dårlig kartlagte naturtyper med svært lav lokalitetskvalitet	Kritisk truede (CR) svært lav lokalitetskvalitet Sterkt truede (EN) svært lav lokalitetskvalitet Sårbare naturtyper (VU) svært lav lokalitetskvalitet Naturtyper med sentral økosystemfunksjon med lav lokalitetskvalitet Nær truede naturtyper (NT) med lav og moderat lokalitetskvalitet Spesielt dårlig kartlagte naturtyper med lav og moderat lokalitetskvalitet	Kritisk truede (CR) Lav lokalitetskvalitet Sterkt truede (EN) lav eller moderat lokalitetskvalitet Sårbare naturtyper (VU) lav, moderat eller høy lokalitetskvalitet Naturtyper med sentral økosystemfunksjon moderat og høy lokalitetskvalitet Nær truede naturtyper (NT) med høy og svært høy lokalitetskvalitet Spesielt dårlig kartlagte naturtyper høy og svært høy lokalitetskvalitet	Kritisk trua (CR) moderat, høy eller svært høy lokalitetskvalitet Sterkt truede (EN) høy eller svært høy lokalitetskvalitet Sårbare naturtyper (VU) svært høy lokalitetskvalitet Naturtyper med sentral økosystemfunksjon og svært høy lokalitetskvalitet
Naturtyper kartlagt etter håndbok 13 og håndbok 19		C-lokaliteter av naturtyper kartlagt etter DN-HB13 C-lokaliteter av naturtyper kartlagt etter DN-HB19	Nær truede naturtyper (NT) med B- og C-verdi B-lokaliteter av naturtyper kartlagt etter DN-HB13 B-lokaliteter for naturtyper kartlagt etter DN-HB19 som ikke er av vesentlig regional verdi (konkret vurdering nødvendig)	Sterkt (EN) og kritisk truede (CR) naturtyper med C-verdi Sårbare naturtyper (VU) med B- og C-verdi A-lokaliteter av naturtyper kartlagt etter DN-HB13, inkl. nær truede naturtyper (NT) A og B-lokaliteter for naturtyper kartlagt etter DN-HB19	Sterkt (EN) og kritisk truede (CR) naturtyper med A- og B-verdi Sårbare naturtyper (VU) med A-verdi
Arter inkludert økologiske funksjonsområder		Vanlige arter og deres funksjonsområder	Nær trua (NT) arter og deres funksjonsområde	Sårbare (VU) arter og deres funksjonsområder Spesielle økologiske former av arter (omfatter ikke	Fredede arter Prioriterte arter (med eventuelt forskriftsfestet funksjonsområde)

		Laks, sjøørret- og sjørøyebestander /vassdrag i verdikategori "liten verdi" (NVE 49/2013) Ferskvannsfisk og ål - vassdrag/bestander i verdikategori "liten verdi" (NVE 49/2013)	Funksjonsområder for spesielt hensynskrevende arter Fastsatte bygdenære områder omkring nasjonale villreinområder som grenser til viktige funksjonsområder Laks, sjøørret- og sjørøyebestander/ vassdrag i verdikategori "middels verdi" (NVE 49/2013) Innlandsfisk og åle - vassdrag/bestander i verdikategori "middels verdi" (NVE 49/2013)	fisk da disse fanges opp i NVE 49/2013)) Fastsatte randområder til de nasjonale villreinområdene Viktige funksjonsområder for villrein i de 14 øvrige villreinområdene (ikkenasjonale) Laks sjøørret -, og sjørøyebestander/ vassdrag i verdikategori "stor verdi" (NVE 49/2013) Innlandsfisk (eks. langtvandrende bestander av harr, ørret og sik) og åle vassdrag/bestander i verdikategori "stor verdi" (NVE 49/2013)	Sterkt truet (EN) og kritisk truet (CR) arter og deres funksjonsområde Nasjonale villreinområder Villaksbestander i nasjonale laksevassdrag og laksefjorder, samt øvrige anadrome fiskebestander/vassdrag i verdikategori "svært stor verdi" (NVE 49/2013) Lokaliteter med reliktlaks Spesielt verdifulle storørretbestander – sikre storørretbestander (f.eks. Hunderørret) og ålevassdrag/bestander i verdikategori "svært stor verdi" (NVE 49/2013)
Landskapsøkologiske funksjonsområder		Lokalt viktige vilt- og fugletrekk Områder med mulig betydning i sammenbinding av dokumenterte funksjonsområder for arter Definerte områder med særlig høy tetthet/stor arealandel av fåtallige og intakte naturtyper og økosystemer eller landskap med viktige økologiske prosesser Fysiske strukturer i landskapet som er viktige leveområder, trekk-, vandrings- og forflytningskorridorer for a) et høyt antall arter eller b) viktige for å opprettholde levedyktige bestander av definerte grupper av arter (Eks: amfibier, pollinatorer) Lokalt viktige intakte kjerneområder og naturstrukturer i ellers fragmenterte landskap Intakte kjerneområder med natur i sterkt fragmenterte landskap Naturstrukturer av særlig betydning for viktige naturprosesser eller for økosystemenes struktur, funksjon og/eller motstandskraft/tilpassningsevne til forventede naturendringer.	Regionalt viktige områder for vilt- og fugletrekk. Områder som med stor grad av sikkerhet bidrar til sammenbinding av dokumenterte funksjonsområder for arter	Intakte sammenhenger mellom eller i tilknytning til større naturområder som har en viktig funksjon som forflytnings- og spredningskorridorer for arter Nasjonalt viktige områder for vilt- og fugletrekk. Områder som med stor grad av sikkerhet bidrar til sammenbinding av verneområder eller dokumenterte funksjonsområder for arter med stor eller svært stor verdi. Lengre elvestrekninger med langtvandrende fiskebestander.	Særlig store og nasjonalt/internasjonalt viktige trekkruiter.
Geologisk mangfold - geotoper	Diffus utforming/	Nær truede objekter med tydelig til middels tydelig utforming og god til noe redu-	Nær truede objekter med meget tydelig utforming og	Sårbare objekter med meget tydelig utforming og meget god tilstand,	Truede og kritisk truede objekter og/eller forvaltnings-prioriterte,

	sterkt redusert tilstand	sert tilstand, Sårbare objekter med middels tydelig utforming og noe redusert tilstand.	meget god tilstand, sårbare objekter med tydelig utforming og god tilstand, truede objekter med middels tydelig utforming og noe redusert tilstand.	truede objekter med tydelig utforming og god tilstand.	meget tydelig utforming/store systemer, meget god tilstand.
Geologisk mangfold - geologisk arv (geosteder)		Geosted som enten har forringet kvalitet eller lav representativitet, men kan likevel være av betydning for lokal geologisk forståelse Lite tydelig og svakt forklarende geosted, men som likevel er relevant for kjennskap til lokal geologi.	Geosted som er enten har noe forringet kvalitet eller at representativitet er begrenset til et avgrenset område (region) Tydelig og lesbart geosted som bidrar til å øke forståelsen av en geologisk prosess eller et områdes geologiske oppbygging, og er relevant for læringsmål eller pensum.	Godt bevart, vitenskapelig kjent geosted som gir/har gitt bidrag til å øke forståelsen av geologiske prosesser og sammenhenger, og er representativt for Norges geologiske oppbygging Tydelig og lesbart geosted som bidrar til å øke forståelsen av en geologisk prosess eller Norges geologiske oppbygging, og er relevant for læringsmål eller pensum.	Meget godt bevart, vitenskapelig velkjent geosted som gir/har gitt betydelige bidrag til geologi som vitenskap eller global geologisk forståelse, og er representativ for betydningsfulle og fundamentale prosesser og sammenhenger i jordsystemet. Svært tydelig og lesbart geosted som bidrar til god forståelse av en global geologisk prosess eller sammenheng, og er svært relevant for undervisningsformål.

5.2.4 Verdianalyser av naturfaglige registreringer i skog

I arbeidet med naturfaglige registreringer i skog utarbeidet Direktoratet for naturforvaltning (2007) en egen metodikk for registrering og verdisetting av skogsmiljøer. Resultatene fra dette er tilgjengelig i en rekke rapporter, samt Internett-basen NARIN på BioFokus sin hjemmeside (<https://biofokus.no/narin/>). For bekkekløfter er resultatene oppsummert av Evju mfl. (2011).

I denne metoden var kriteriene representativitet, sjeldenhet, forekomst av sjeldne vegetasjonstyper, egnethet til å ta vare på biomangfold, størrelse, naturvernloven sine krav til å være «urørt eller tilnærmet urørt» eller «spesiell naturtype», potensial for restaurering og avgrensning. Det ble videre utviklet en fem-delt skala (stjernesetting) for å angi i hvor stor grad kriteriene var oppfylt, fra ikke relevant, via uten betydning, til liten, middels og stor grad av oppfyllelse av kriteriekravene. Oppfyllelsen ble deretter ytterligere operasjonalisert gjennom overveiende skjønnsmessige inndelinger (med unntak av for størrelse, der entydige arealgrenser ble satt). Det ble ikke utarbeidet regler for fastsetting av samlet verdi, men brukt en fem-delt skala der plassering av de enkelte områdene ble gjort på basis av faglig skjønn.

I 2016 satte Miljødirektoratet i gang en prosess med å utarbeide ny metodikk for verdianalyser i skog, og Framstad mfl. (2018) har i den sammenheng utarbeidet et kriteriesett. De foreslår i alt 12 kriterier, knyttet til ulike variabler i NiN: variasjon i naturtyper, variasjon i landformer, variasjon i treslag, mengde og variasjon av død ved, gamle/store trær og trær med spesielt livsmedium. I tillegg kommer størrelse på skogarealet. De trekker samtidig fram relevante andre kriterier som arrondering, eventuell påvirkning av nyere hogster, teknisk infrastruktur og fremmede arter, som kan gi fratrekk i verdi. Videre foreslås kriteriene inndelt i en firedelt verdiskala (fra 0 til 3), med tilhørende grenseverdier mellom trinnene. Grenseverdiene foreslått lagt til prosentilene 50, 80 og 95 der det er grunnlag for å gjøre dette (alternativt bruke skjønn).

Miljødirektoratet (2021b) har nylig utarbeidet og begynt å bruke en ny veileder for kartlegging i forbindelse med verdivurdering av skog i vernesammenheng. Denne ble for første gang brukt sesongen 2021. Metoden baserer seg bare delvis på Fremstad mfl. (2018) sitt system og inneholder ikke noen metodikk for verdianalyse av skogsmiljøene, men den har veiledning for hva som skal registreres i slike prosesser. Dette omfatter i korte trekk hogstklasser, mengder med død ved og store/gamle trær, eventuell forekomst av regnskog, kalkrikhet, eventuelle treplantasjer, treslagsfordeling, trær med spesielle livsmedium samt artsregistreringer. Definisjoner og grenseverdier mellom ulike trinn for mange variabler er basert på NiN2.

5.3 Feltarbeid i 2021

Det ble gjennomført feltarbeid i 12 vassdrag i forbindelse med dette prosjektet. Fokuset i feltarbeidet var å teste ut de ulike variablene som var aktuelle for metodikken. Lokaltetene ble derfor valgt ut slik at flest mulig av variablene skulle være relevante på minst to lokaliteter. Av ressursmessige årsaker ble kun lokaliteter på Vestlandet og Østlandet besøkt. Feltarbeidet ble som følge av begrensede ressurser ikke organisert veldig strukturert, men de ulike variablene ble vurdert i felt. Det ble blant annet foretatt noen finmålinger av areal for naturtyper som naturlig forekommer i små enheter for å kunne fastsette grenseverdier på en god måte. Se kapittel 8 for en grundig gjennomgang av feltarbeid og utprøving av metodikken.

6 METODISKE PRINSIPPER OG UTFORDRINGER

I dette kapitlet blir viktige prinsipper som vi mener det er nødvendig at metoden må bygge på for å få en solid struktur, diskutert og utformet. Med andre ord skjelettet i en bygningsstruktur. Disse prinsippene er nødvendig for å få en systematisk, regelmessig oppbygging av metodikken. De er derfor sentrale for hvordan den i praksis blir seende ut. De kan endres, men det er krevende og det vil ha vidtrekkende konsekvenser for hvilke resultater en får ved bruk av metoden.

6.1 Grunnleggende utfordringer

Bevaring av naturmangfoldet innebærer å ta vare på variasjonsbredden i naturen. Denne er definert i naturmangfoldloven som *biologisk mangfold*, *landskapsmessig mangfold* og *geologisk mangfold*, samt at beslutninger skal tas på bakgrunn av kunnskap om *arters bestandssituasjon*, *naturlypers utbredelse* og *økologiske tilstand*, samt *effekten av påvirkninger*.

En grunnleggende utfordring er at dette mangfoldet både er stort og det må oppfattes flerdimensjonalt. Naturlyper består av arter, og artene er satt sammen av gener (som består av DNA-strenger og kan deles opp i aminosyrer). Naturlypene kan i neste omgang settes sammen i større enheter, med ulike samspill mellom dem. Inndeling/taksonomien av organismer har vært ganske veletablert i lang tid (siden Linné på 1700-tallet), mens tilsvarende system for økologisk variasjon ennå ikke har fått noen lignende konsensus. Kompleksiteten har vært så stor at de fleste vanligvis har nøyd seg med enten å utvikle en typifisering eller et sett over sentrale miljøvariabler. NiN er derimot et norsk system som forsøker å fange opp hele variasjonen. Halvorsen et al. (2020) gir i sin beskrivelse av «the EcoSyst framework» en beskrivelse av prinsippene og metoden som ligger bak systemet, inkludert organisering og kobling mellom ulike organisasjonsnivåer. Både fravær av tidligere etablerte metoder for systematisering av denne miljøvariasjonen og det omfattende arbeidet som ligger bak NiN er en god dokumentasjon på hvor krevende er å få på plass den naturfaglige organiseringen. I tillegg kommer de juridiske og forvaltningsmessige rammene.

En metodikk for kartlegging og verdisetting av natur må innebære store forenklinger, samtidig som detaljnivået må tilpasses slik at man fanger opp relevante data av en slik kvalitet og presisjonsnivå at de kan danne grunnlaget for solide og pålitelige forvaltningsmessige vurderinger. Hvordan skal så forenklingen gjøres uten at en overser eller mislykkes i å fange opp informasjon som er vesentlig for kunnskapsgrunnlaget? Det kan argumenteres for at en overordnet og generell metodikk vil være mindre utsatt for at viktig variasjon forsvinner enn en som er detaljrik og svært spesifikk. Gaarder & Wangen (2019) problematiserer utfordringen med å vise en skyteskive, der de spør hva som er best – å bruke grov hagl som treffer bredt, men unøyaktig eller ei rifle som er mer presis, men kanskje bommer på målet. På den andre siden kan dette føre til at viktig informasjon ikke kommer fram, og det kan bli vanskeligere å kontrollere resultatene. Med andre ord en avveining av informasjon om detaljene mot å få det store bildet.

En god og funksjonell løsning kan være å fokusere på en del antatt sentrale detaljelementer, samtidig som en etablerer en overordnet ramme for å fange opp viktig restvariasjon. Alternativt kan en fokusere på helhetsbildet, mens man ofrer noe detaljrikdom. Forsøk på å forene ønske om stor detaljgrad med sterkt fokus på helhetsvurdering av restvariasjon kan lett resultere i kompliserte løsninger.

For å unngå tap av verdifull restvariasjon kan kontrollert bruk av erfaringsbasert skjønn være en løsning. Et eksempel på en faglig etterprøvbart skjønnbruk er hvis kartlegger kan flytte verdien samtidig som det gis en faglig begrunnelse på hvorfor avviket kan forsvares. Som det diskuteres senere i kapittel 6.7 representerer skjønn likevel slett ikke noen enkel løsning her, fallgruvene er flere.

Samtidig er behandlingen av naturmangfoldet strengt tatt ikke mer enn halve utfordringen, da det også er et spørsmål hvordan metoden skal plasseres og tilpasses forvaltningen. I kapittel 5.2 er det vist til flere metoder som benyttes i ulike forvaltningssammenhenger. Selv om det her med grunnlag i mandatet er klart at det primært er i konsekvensutredninger som metoden skal benyttes, se omtale i kapittel 5.2.3, så er dette i seg selv en sammensatt metodikk. Vi omtaler her bekkekløfter som en «naturtype», men innenfor KU-metodikken bør landformer som bekkekløfter kanskje like gjerne behandles som landskapsøkologiske funksjonsområder. Dette burde vært utredet bedre, og da helst samtidig som en også går kritisk inn i de andre kategoriene som naturmangfoldet blir delt opp etter i konsekvensutredninger (se også kommentar i kapittel 10).

6.2 Bruk av Lokale Komplekse Miljøvariabler

Bakgrunn

LKM-er står for Lokale Komplekse Miljøvariabler, og utgjør et sentralt fundament i NiN. Sammen med artsutskiftning, er det disse som gir grunnlag for å definere hovedtyper og grunntyper i systemet. Eksempler på økologisk viktige LKM-er er kalkinnhold, uttørkingsfare og vannmetning. LKM-ene representerer i så måte et uttrykk for de ulike miljøprosessene innenfor natursystemnivået i NiN. Bevaring av disse og variasjonsbredden faller dermed også inn under forvaltningsmålet nedfelt i naturmangfoldlovens § 4: «*Målet er at mangfoldet av naturtyper ivaretas innenfor deres naturlige utbredelsesområde og med det artsmangfoldet og de økologiske prosessene som kjennetegner den enkelte naturtype*» (vår understreking).

Diskusjon

Natursystemtyper etter NiN er i naturmangfoldsammenheng dermed definert som en kombinasjon av to typer mangfold: Artsmangfold og mangfold av LKM-er (miljøvariabler/karakteriserende kilder til miljøvariasjon). Dette fører til at arter kommer inn både som selvstendig enhet og som et sentralt grunnlag for naturtyper. LKM-ene som en del av naturmangfoldet blir derimot bare inkludert gjennom naturtypene (og bare miljøvariasjon som gir opphav til variasjon i artsmangfoldet er tatt med). Det er da et spørsmål om forvaltningsmessig viktig naturvariasjon kan gå tapt når NiN skal brukes til å dele inn kartleggings- og forvaltningsenheter.

For å konkretisere med et eksempel: Innenfor myr var tidligere de bløte myrene og fastmattemyrene sett på som ulike vegetasjonstyper. Skillet er fortsatt opprettholdt i NiN på grunntypenivå, men ved generering til kartleggingsenheter for kartlegging i målestokk 1:5000 er forskjellene i artsmangfold såpass små at de slås sammen til én kartleggingsenhet. For noen arter (men da litt for få for kravene som stilles i NiN) er forskjellene tydeligvis likevel svært viktig. Vi har eksempelvis et knippe myrplanter sterkt knyttet til bløt myr som er til dels høyt rødlistet. Økologien til disse kunne registreres på en vesentlig mer presis måte i den gamle myrtypeinndelingen enn slik NiN nå benyttes på natursystemnivå. For prinsippene som NiN bygger på blir dette korrekt. For bevaring av naturmangfoldet kan det være problematisk, blant annet fordi de bløte myrene er mer sårbare for inngrep enn fastmattemyrene. Ensidig bruk av bestemte nivåer i NiN til å beskrive økologi og trusler kan altså føre til at viktig forståelse av økologi og trusler mot slike arter blir skjult. Løsningen hvis en ønsker bedre presisjon og synliggjøring kan da i forvaltningssammenheng bli å opprettholde dette gamle skillet, eller at en velger å benytte en mer omfattende bruk av LKM-ene (og kanskje heller prioriterer ned naturtypene litt).

Konklusjon

Vi har normalt forholdt oss til skillet mellom viktige og mindre viktige LKM-er i NiN som grunnlag for valg av kartleggingstema, dvs. benyttet de viktige LKM-ene og i neste omgang grunntyper og hovedtyper i NiN i samsvar med dette. Vi har likevel vurdert nærmere om det kan være spesielle miljøforhold og forvaltningsrelaterte problemstillinger i bekkekløfter som kan forsvare et supplement her.

Vi foreslår ut fra dette å vektlegge LKM-en UE-0a (uttørkingseksposering trinn 0 – ikke uttørkingseksponert og trinn a – svært lite uttørkingseksponert), sammen med liggende død ved som grunnlag for å definere et eget kartleggingstema. Årsaken er betydningen av rennende vann på død ved. Dette er gjort fordi noen tvebladmoser (fakkeltvebladmose *Scapania apiculata*, flomtvebladmose *S. glaucocephala* og råtetvebladmose *S. carinthiaca*) er strengt knyttet til vannpåvirket død ved, og samtidig har et klart tyngdepunkt i bekkekløftmiljøer. Også enkelte vedboende sopp viser noe tilknytting til samme substrat og med viktige forekomster i bekkekløfter, som vedalgekølle *Multiclavula mucida* og vedfingersopp *Lentaria byssiseda*. Det er godt mulig også flere andre arter, bl.a. vedboende sopp, har lignende miljøkrav, men substratet er noe mangelfullt studert. Artsmangfoldet er utvilsomt for sparsomt til å forsvare egne, generelle NiN-naturtyper, men vi mener dette er et såpass åpent spørsmål som et relevant spesialtilfelle for bekkekløfter, at vi har benyttet den her. Dette miljøet med tilhørende arter vil samtidig kunne påvirkes sterkt av vassdragsreguleringer og er dermed potensielt spesielt interessant i forvaltningssammenheng. Vi har i kapittel 7.3.2 gitt en noe nærmere omtale av miljøvariabelen, men har ikke beskrevet den utfyllende i samsvar med NiN. Rune Halvorsen (pers. med.) opplyser for øvrig at det i NiN3 antagelig blir utviklet et system for å beskrive variabler i karakterisering av landformvariasjon, eksempelvis objekter som død ved i elveløp.

6.3 Behandling av tidsperspektivet og forholdet mellom verdi og påvirkning

Definisjon av begrepet påvirkning i konsekvensutredninger og i neste omgang forskjellen mellom verdi og påvirkning er beskrevet i kapittel 3.3 og diskutert i kapittel 4.3. Verdien baserer seg på de naturkvalitetene som antatt finnes (er påvist eller potensielt forekommer), mens påvirkning er en vurdering av hva som skjer med naturmangfoldet når et tiltak settes i verk.

Skillet mellom verdi og påvirkning bør ut fra dette være ganske klart og enkelt å forstå og praktisere. Det er likevel verdt å gå litt mer kritisk inn på det. Verdisettingen av naturmangfoldet er i stor grad basert på hvordan naturmangfoldet påvirkes. Som det kommer fram av eksisterende metoder for verdisseting (se kapittel 5.3), så er det ikke minst rødlistene for arter og naturtyper som danner grunnlaget. Rødlistestatus til arter og naturtyper blir dermed sentralt. Og denne statusen er tungt basert på utviklingstrender. Hvor sterk har tilbakegangen vært og hvordan forventes den å bli i framtiden? Med andre ord hvilken påvirkning mangfoldet har vært og antas å bli utsatt for.

Ikke sjelden er dermed rødlistestatus og i neste omgang verdien knyttet opp mot hvordan naturmangfoldet blir påvirket av det tiltaket som faktisk skal utredes. Denne nære sammenhengen mellom verdi og påvirkning er samtidig en unik situasjon for utredningstema naturmangfold, og vil i vesentlig mindre grad gjelde for andre fagfelt som skal utredes (vi har ikke rødlistene for friluftsliv, kulturminner eller landbruk). I teorien bør dette være mulig å håndtere på en ryddig måte, men i praksis kan det skape forvirring. Det er derfor viktig at en ved utvikling av metoder for utredning av naturmangfold er bevisst utfordringen og søker å bruke begreper og ha en tilnærming som reduserer risikoen for dette.

Det har i den sammenheng vært noe skiftende begrepsbruk for «påvirkning» i konsekvensutredninger. En periode var «omfang» benyttet, og også «sårbarhet» har vært brukt. Sårbarhet benyttes nå i første rekke som prognose for påvirkning i verdi- og sårbarhetsanalyser (Statens vegvesen

2021). Her betegner det et mål på hvor følsomt naturmangfoldet er for ulike påvirkningsfaktorer, dvs. evnen naturmangfoldet har til å tåle og eventuelt restituere seg etter aktiviteter eller endringer i miljøforholdene (Statens vegvesen 2016). Dette er særlig relevant i en konseptfase eller silingsfase der en ikke står ovenfor et konkret tiltak, men har en rekke mulige alternativer enten det gjelder fysisk plassering av tiltaket (ulike alternative løsninger) eller type tiltak. Dette innebærer at også sårbarhet (for framtidig påvirkning) er noe som allerede i noen grad ligger innbakt i verdisettingen.

Uansett ligger tidsperspektivet her som den store utfordringen i verdianalysene. Dette har en definisjon i konsekvensutredningene, som det året et tiltak er planlagt startet opp. Mens det ligger en helt annen definisjon i rødlistene, der det er snakk om en utviklingstrend over tid, både fortid og framtid. Og det kan variere betydelig mellom ulike arter (fra 10 til 100 år, avhengig av såkalte generasjonslengder, som igjen er bygd på tiden mellom fødsel/spiring og forplantning). Også i det naturfaglige grunnlaget – NiN – varierer dette. I NiN2 er natursystemnivået bygd på miljøvariabler som har en stabilitet på minst 100(-200) år, mens tilstandsvariablene behandler mer kortsiktig variasjon. I NiN3 vil dette bli vesentlig endret i enkelte miljøer (f.eks. ferskvann), hvor korttidsvariasjon trolig blir satt til (20-)25 år (Rune Halvorsen pers. med.). Og enkelte variabler behandler utfordringene knyttet til tid direkte, der såkalt «endringsgjeld» inngår som et kriterium. Samtidig blir det presisert at en ved kartlegging etter NiN skal forholde seg til det som er dagens situasjon, altså beskrive et øyeblikksbilde.

Vi velger å benytte eksisterende definisjoner og rutiner i forhold til tidsperspektivet, men vil påpeke at dette metodisk er en svært utfordrende problemstilling. Bevaring av det biologiske mangfoldet krever ikke bare at det lever i øyeblikket, men også at det har muligheter til å overleve i framtiden. Det vil ikke være overraskende om det kommer vesentlige metodiske endringer i tidsrelaterte kriterier som virker inn på både verdi- og påvirkningsvurderingene. Mens temaet har vært en del problematisert både i arbeidet med rødlistene og NiN, ser det derimot i liten grad ut til å ha vært arbeidet med i selve verdisettingsmetodene. Den gamle DN-håndbok 13-metoden gav nok litt større muligheter for å ta hensyn til utviklingstrender enn det Miljødirektoratet (2021c) sin kartleggingsinstruks gjør, men ingen av stedene ble valgene gjort tydelige eller debattert.

Vi anser ellers forholdet mellom verdi og påvirkning for å ligge fast, basert på nåværende definisjoner i konsekvensutredninger. For vårt metodearbeid er det prinsipielt viktigste at de to beregningsmåtene «matcher» hverandre på en god måte, eksempelvis trinninndelingen og bruken av grenseverdier. Hvis det skulle bli endringer i tidsperspektivet for verdivurderinger sammenlignet med Miljødirektoratet (2021c), så er dette noe som en får ta stilling til når det skjer.

6.4 Behandling av tilstand

Bakgrunn

Tilstand (korttidsvariasjon) kan være godt egnet til å skille verdifulle naturområder fra mer triviell natur. I eksisterende metoder varierer tilnærmingen, og det er nødvendig å diskutere både om og hvordan tilstand skal behandles i en verdisettingsmetodikk, samt hvilken tilstand som er relevant. Samtidig er det viktig å få en god kobling mot naturmangfoldloven.

Diskusjon

Miljødirektoratet (2021c) har i sin kvalitetsvurdering gitt vurdering av tilstand like stor tyngde som vurdering av naturmangfold (jfr. kapittel 5.2.2). For naturmangfold er det variabelen med høyest vekt som avgjør samlet vektning. For tilstand er det derimot motsatt, der vil dårligste tilstandsnivå styre samlet vektning. Fra dette kan vi utlede to prinsipper i Miljødirektoratet (2021c) sin metodikk:

1. Tilstand blir tillagt selvstendig, uavhengig vekt, og vektet like tungt som naturmangfold.
2. Tilstand benyttes til å nedgradere kvalitet og i neste omgang verdi.

Begge deler mener vi er i ganske klar konflikt med naturmangfoldloven og forarbeidene til denne (Ot.prp 52).

For å ta det siste prinsippet først: Naturmangfoldloven er en lov for å *bevare* naturmangfoldet. En metode som skal oppfylle denne loven sitt formål bør da ha en metodikk som fokuserer på bevaring som mål. Ved å bruke variabler for å redusere kvalitetsnivå og i neste omgang verdi, blir det lett graden av *ødeleggelse* av naturmangfoldet som blir målt. Vinklingen blir dermed lett feil. I den grad tilstand (og andre variabler) skal tillegges vekt så bør det etter vårt syn være at disse skal gi økt verdi, aldri redusere verdien.

Denne grunnleggende svakheten i Miljødirektoratet sin metodikk har da også ført til ganske store praktiske utfordringer i utviklingen av den. Det har skjedd til dels betydelige forandringer i kriteriesettet for tilstandsvurdering, etter hvert som det har blitt oppdaget det som oppfattes som svært urimelige utslag. Eksempelvis var det i første versjon av metoden (Evju et al. 2017a) nok at det forekom en liten flekk med torvuttak på ei stor nedbørsmyr før tilstanden falt fra god til dårlig, og dermed også totalverdien. I boreonemoral regnskog kunne åpen hogst på mer enn 1/8 av arealet også føre til dårlig tilstand, helt uavhengig av hvor stort eller artsrikt området var. Begge deler er nå fjernet som kriterium.

Denne svakheten kan samtidig forsterkes siden tilstand er korttidsvariasjon. I noen tilfeller er det mulig å gjøre vesentlige endringer på tilstanden over kort tid. Eksempelvis fjerne fremmedarter i en naturtype, eller ta opp igjen skjøtsel av ei semi-naturlig eng. Dette er ikke uvesentlige påvirkningsfaktorer, men faren ligger i at de blir tillagt for stor vekt, og dermed svekker stabiliteten i vurderingene og verdisettingen.

For det første prinsippet er ikke manglende samsvar med naturmangfoldloven like åpenbar. Men, når en går gjennom loven er det vanskelig å finne grunnlag for at tilstand kan vektlegges så tungt som Miljødirektoratet gjør. «Tilstand» og da ikke minst økologisk tilstand er et viktig begrep i flere paragrafer, men det er ikke inkludert i forvaltningsmålene (§ 4 og 5). Det benyttes i § 8, men bare som et av flere element som beslutninger skal bygge på, og ikke som et mål, bare som et virkemiddel. Kanskje mest aktuell er § 13 om fastsetting av kvalitetsnormer, som også kan gjelde for økologisk tilstand. Men, dette er der knyttet opp mot vassdrag og forurensning, og virker så langt ikke aktuelt i en bredere sammenheng. I flere andre paragrafer (§23, §34, §52) vises det også til tilstand, men igjen bare som et kriterium for å oppnå andre mål, som bevaring av arter, naturtyper og verneområder. Tilstanden er med andre ord i første rekke relevant når mangfoldet av naturtyper, arter og økologiske prosesser ikke blir ivaretatt.

I forarbeidene til loven (Ot.prp. 52 (2008-2009)) er det utdypet hvordan tilstand skal vektes. Der nevnes tilstand som en verdi i seg selv innenfor habitatdirektivet til EU, men uten at dette ble fulgt opp i forslaget til lovtekst. Det nærmeste en kommer tilstand som et selvstendig mål er diskusjonen i kapittel 8.7 i Ot.prp. 52 om miljøkvalitetsnormer, der tilstand i større grad frigjøres. Men, dette foreslås begrenset til forurensning og vassdrag, noe som ble fulgt opp gjennom nevnte § 13. *Både odelstingsproposisjonen og selve naturmangfoldloven er med andre ord tydelige på at tilstandsnivåer i de fleste sammenhenger bare er relevant som et virkemiddel til å bevare naturmangfoldet og ikke skal være et mål.*

Med grunnlag i naturmangfoldloven og tilhørende forarbeider mener vi derfor det ikke kan forsvares å vektlegge tilstand like tungt som naturmangfold i en verdisettingsmetodikk. Med unntak av i spesielle tilfeller, virker ikke dette logisk. Det bør derfor helst være direkte måling av artsmangfold, naturtypemangfold og mangfold av økologiske prosesser som skal utgjøre fundamentet for en verdisettingsmetodikk. Rent naturfaglig er dette ikke like opplagt, all den tid det ikke er noen prinsipiell forskjell mellom tilstandsvariabler og miljøvariablene som benyttes til å definere naturtyper. Det er bare en forskjell i tidsskala, siden tilstandsvariabler er mål på korttidsvariasjon, mens de andre er mål på langtidsvariasjon. Dette er likevel en problemstilling som vi velger å ikke gå nærmere inn på her. Det er dagens lovverk vi skal forholde oss til.

Vi mener derfor tilstand i første rekke bør benyttes som et indirekte, underordnet mål, og da i tilfeller der det finnes forvaltningsmessig gode, aksepterte grunner for dette. Dette kan være når et eller begge følgende kriterier er oppfylt:

- Tilstandsvariabelen gir et ganske presist mål på hvor godt mangfoldet av arter, naturtyper eller økologiske prosesser er bevart. Sammenhengen er sterk og vitenskapelig godt underbygd.
- Tilstandsvariabelen kan gi et relevant, men mer uklart og/eller indirekte mål på mangfoldet. Sammenhengen antas å være sterk, men er vitenskapelig dårligere underbygd. Derimot kan kravene til kunnskapsgrunnlaget gitt i naturmangfoldlovens §8 (at dette skal stå i et rimelig samsvar med sakens karakter, dvs. at det blir for ressurskrevende å måle betydningen direkte) forsvare bruken.

Vi foreslår at tilstandsvariabler kan benyttes i en verdisettingsmetodikk for bevaring av naturmangfoldet på følgende måte, under forutsetning av at de to foregående kriteriene er oppfylt:

1. Tilstandsvariabler som gir viktig, direkte naturmangfoldinformasjon, særlig om graden av intakthet til LKM-er og eventuelt økologiske prosesser. Disse inkluderes som en primær variabel eller som en inngangsverdi i verdisettingsmetodikken.
2. Tilstandsvariabler som gir en mindre viktig direkte informasjon, eventuelt en viktig indirekte informasjon. Disse inkluderes som en sekundær variabel i verdisettingsmetodikken, som kan gi grunnlag for å justere verdien.

NB! Selv om tilstandsvariablene vanligvis bør ha en indirekte og underordnet betydning i verdisettingen, så betyr ikke dette at det ikke er viktig å registrere slike variabler i naturtypekartlegging. Informasjon om tilstand gir oss en ryddig og strukturert beskrivelse av påvirkningsgraden til naturmiljøene. Dette er i neste omgang sentral informasjon for å kunne prioritere og sette i verk tiltak for å bedre tilstanden og dermed miljøforholdene for naturmangfoldet. Dette er likevel et tema som ikke utdypes nærmere i vår rapport, da det faller utenfor mandatet.

I tradisjonell verdisetting er det mange eksempler på situasjoner der tilstand indirekte og av politiske/forvaltningsmessige hensyn anses som hensiktsmessig å måle, framfor et direkte mål av primærverdiene arter og naturtyper. Det er eksempelvis vanlig å bruke mengde død ved eller forekomst av gamle trær som mål på verdien av en gammelskog. Kunnskapen om koblingen mellom artsmangfoldet og slike elementer har vært mye undersøkt og kan være ganske god, samtidig som det kan være svært arbeidskrevende å registrere artene i nødvendig grad. Et annet eksempel er å bruke omfanget av grøfting av myr som en variabel, framfor å forsøke å måle vannmetningen i myra, siden koblingen mellom grøfting og LKM-en vannmetning vanligvis er sterk og det er mye enklere å observere førstnevnte. Det er likevel grunn til å advare mot overdreven bruk. Den vitenskapelige dokumentasjonen av sammenhengene bør være solid, og en må være svært på vakt ovenfor større hull i sammenhengene her. Eksempelvis at det kan forekomme mye død ved uten tilhørende betydning for artsmangfoldet, eller ennå alvorligere – at små mengder død ved under visse betingelser likevel kan være av stor betydning. Blant annet gir klimatiske forskjeller store utslag. Et godt eksempel på dette er den utvalgte naturtypen hule eiker. Disse er definert ut fra egenskaper som hulrom og dimensjoner, men det er velkjent at eksempelvis mangfoldet av rødlistede sopp og insekter i slike trær er svært mye lavere på Vestlandet enn på Østlandet (se bl.a. Direktoratet for naturforvaltning 2012). Det kan også koste uforholdsmessig mye ressurser eller være svært kompetansekrevede, og naturmangfoldlovens § 8 formulerer tross alt en klar forventning om at ressursbruken ikke skal være urimelig (stor).

Argumentet om at tilstand kan være nyttig som et indirekte mål på artsmangfoldet betyr med litt andre ord at tilstand kan fortelle en god del om *potensial* for arter. Hvor god sammenhengen er mellom tilstand og artsmangfoldet vil som nevnt variere, også etter hvilken tilstandsvariabel det er snakk om og hvilke arter en er interessert i. Det er uansett klart at det finnes flere situasjoner enn

eksemplet med død ved og gamle trær, der tilstanden forteller mye om hvor egnet miljøet er for mange arter. Det er likevel ofte mye usikkerhet knyttet til sammenhengene, og de kan være både vage og kompliserte. Det er derfor all grunn til å være kritisk til når og hvordan potensial benyttes i en verdsettingsmetodikk, samtidig som vurdering av potensial er helt nødvendig for å følge opp naturmangfoldloven (se også kommentar i kapittel 10). Og det gjelder selvsagt både om en velger en standardisert tilnærming, med eksempelvis fast vektlegging av bestemte variabler, eller en skjønnsmessig tilnærming der det blir opp til den enkelte kartlegger å gjøre de faglige vurderingene, se nærmere diskusjon om bruken av skjønn i kapittel 6.7).

Forekomst av fremmede arter er et eksempel på en tilstandsvariabel som i utgangspunktet sier lite om naturmangfoldet. Ulike fremmede arter påvirker miljøet de lever i svært forskjellig og forekomsten kan ikke i seg selv betegnes som negativt for naturmangfoldet. I mange tilfeller vil fremmedarter være det, men da vil det også komme frem gjennom et utarmet naturlig arts mangfold som følge av biotiske interaksjoner (parasittisme, konkurranse mm.) Et annet moment er at enkelte forekomster av fremmede arter enkelt kan fjernes. I henhold til Miljødirektoratets (2021c) nåværende metodikk kan kvaliteten automatisk økes i slike tilfeller, selv om øvrig naturmangfold er uendret. Det er vanskelig å se at dette kan forsvares ut fra lovverket. Også for flere andre tilstandsvariabler kan det være enkelt å rette opp dårlig eller svært redusert tilstand, uten at det er så klart at dette gir tilsvarende store utslag på naturtype og arts mangfold. Dette gjelder eksempelvis hyppig brukte variabler som slitasje og spor etter tunge kjøretøy. Sammenhengen mellom disse variablene er i beste fall svært variabel og usikre, og de påvirker sjeldent naturtypen i seg selv. I andre tilfeller kan det kanskje ta hundrevis av år før arts mangfoldet er tilbake, selv om tilstanden er vesentlig endret og ført tilbake til antatt optimalt nivå.

I bekkekløftsammenheng ville det blitt feil å tillegge vassdragsreguleringseffekt alene stor vekt på en eventuell tilstandsakse. I mange dype og velutviklede bekkekløfter er en stor del av mangfoldet nærmest uavhengig av vannføringen. Verdien er trolig nesten alltid enda større med intakt vannførringsregime, men de kan fortsatt være svært store også langs regulerte vassdrag. Vinstradalen i Gudbrandsdalen er landets kanskje mest artsrike bekkekløft (Hofton 2008), men er samtidig sterkt regulert.

I noen tilfeller er det også sann at det som oppfattes som ikke-optimal tilstand faktisk øker det totale naturmangfoldet. Dette gjelder ikke minst ulike former for (moderat) forstyrrelse. Selv om slitasje og ferdsel ofte blir regnet som negativt, er realitetene at variert slitasje som følge av ferdsel eller annen påvirkning i flere naturtyper kan være nærmere opprinnelig naturlig dynamikk enn fravær av slik påvirkning. Et eksempel på dette er åpen kalkmark der det kan finnes et stort mangfold av svært sjeldne moser på steder med stor slitasje som følge av ferdsel. I en større sammenheng vil det da være bra at noen få lokaliteter får lov til å bli påvirket på denne måten, samtidig som verdier som ikke tåler denne typen påvirkning blir ivaretatt andre steder. Kjørespor i myr med påfølgende blottlegging av torv i en liten del av et stort myrområde er et annet eksempel på påvirkning som på mange måter erstatter tidligere tiders tråkk fra beitedyr. Poenget er at god tilstand for enkelte arter og artsgrupper ikke nødvendigvis er god tilstand for andre. Som en ensidig benyttet verdsettingsvariabel kan den da lett bli praktisert feil.

Rent metodisk kan tilstand både behandles i forkant av selve verdianalysen, som en integrert del av selve vurderingen eller i etterkant av vurderingen. I det første tilfellet blir arealer med definerte «ikke relevante» tilstandsnivåer eliminert ved å sette standardiserte inngangsverdier. Dermed reduseres kompleksiteten i det videre verdsettingsarbeidet, ved at fokus rettes mot verdidifferensiering av arealer med forvaltningsrelevans. Alt annet areal vil ikke bli videre behandlet. DN13-metoden og den opprinnelige MiS-metodikken følger denne tilnærmingen, eksempelvis ved å sette krav til alder på skogen før den skal kartlegges. Nyere, mer heldekkende metoder gjør det derimot i mindre grad. I den nye skogvernmetodikken (Miljødirektoratet 2021b) skal også ungskog fanges opp, mens all semi-naturlig mark uavhengig av gjengroingstilstand skal kartlegges etter Miljødirektoratet (2021c) sin instruks.

Om man ønsker fullskala implementering av tilstand i selve metodikken kan man plassere denne variasjonen langs en egen akse. I Miljødirektoratet (2021c) sin metodikk for kvalitetsvurdering av naturtyper har man valgt denne tilnærmingen der tilstandsaksen og en akse som skal beskrive naturmangfoldvariasjon hver teller 50 % i en streng matrisestruktur.

En tredje måte å håndtere tilstandsvariasjon i verdisettingssammenheng, er å ta det i etterkant av selve vurderingen. Dette er trolig mest aktuelt i tilfeller der deler av tilstandsvariasjonen allerede er behandlet på et tidligere stadium. Da kan man bruke restvariasjonen til å flytte lokaliteter opp eller ned eksempelvis ett kvalitets- eller verditrinn for å harmonisere datasettet som følge av eventuelle svakheter i metoden. Med andre ord benytte faglig skjønn, se nærmere diskusjon i kapittel 6.7.

Konklusjon

Med basis i diskusjonen foran bygger vi vår metodikk på følgende retningslinjer (prinsipper): For å opprettholde et godt samsvar med lovverket vil tilstand normalt ikke brukes som et selvstendig, tungtveiende mål i verdisettingen av naturmangfold. Siden tilstand indirekte kan fortelle oss mye om naturmangfoldet er det likevel viktig å registrere det og det kan i visse tilfeller forsvares å benytte dette som en sekundær variabel i verdisettingssystemet, når presisjonen som indirekte mål på naturmangfoldet er god og det samtidig er forholdsvis ressurskrevende bare å benytte direkte mål. I tillegg kommer nytten av tilstandsvariabler for å prioritere og sette i verk tiltak for å bedre miljøforholdene for naturmangfoldet, men dette faller utenfor vårt oppdrag.

6.5 Kompleksitet, kompetanse og kvalitet

Bakgrunn

Både kompleksitet i metodikk og kompetansen til kartleggere er av stor betydning for kvaliteten på kartleggingsresultatene. Faktorene er samtidig knyttet en del til hverandre. Den åpenbare sammenhengen er at det simpelthen kreves mer kompetanse og erfaring for å forstå og beherske komplekse metoder.

Ikke overraskende har flere undersøkelser av kartlegging etter NiN vist at omfanget av feil/avvik øker med økende grad av kompleksitet i metoden (Eriksen et al. 2019, Haga et al. 2021, Ullerud et al. 2018). Ullerud et al. (2018) viser at forskjellene i resultater mellom kartleggere øker sterkt med økende kompleksitet. Eriksen et al. (2019) fikk 35% feil på grunntypenivå og 16,4% på hovedtypenivå ved NiN-kartlegging. Når det gjelder årsaker til feil/avvik så nevner Haga et al. (2021) at faktorer som gjengroing, seine suksjonsstadier og tresjiktstetthet er kritiske årsaker til dårlig samsvar mellom kartleggere, samt at forvirring også oppstår rundt kalkrikhet, uttørkingsfare og når det er snakk om sjeldne typer.

At kompetanse er viktig for kvaliteten bør være selvsagt. Spørsmålet er hvor stor betydning det har. Kahnemann et al. (2021) viser til en rekke eksempler innenfor bl.a. jus og medisin som får fram betydningen, men også at selv svært erfarne personer kan gjøre mange og store feilvurderinger.

Diskusjon

I forvaltningssammenheng er selvsagt best mulig nøyaktighet et mål. Hvor mye som kan tillates foreligger det sannsynligvis få politiske signaler om. Reint faglig kan Tennøy (2014) sin gjennomgang av kvalitet i konsekvensutredninger trekkes fram. Hun opererte der med tre grader av nøyaktighet avvik på 0-10% ble betegnet som nøyaktighet, 11-25 % som middels nøyaktig og avvik over 26% som unøyaktig. Om ikke annet tilsier dette at over 25% feil/avvik oppfattes som svært problematisk. Både data fra Eriksen et al. (2019) og egne og andre sine upubliserte erfaringer peker klart i retning av at det i naturtypekartlegginger kan ligge godt over dette nivået. Det samme gjelder våre egne erfaringer under tidligere evaluering av småkraftutredninger (Gaarder & Høitomt 2015).

Tiltak for å redusere feil/avvik bør derfor være høyt prioritert i kartleggingsmetoder. Dette kan skje på en rekke måter, og vi viser her særlig til Bryn et al. (2020) sin veiledning for feltbasert NiN-kartlegging. Her er det gitt en lang rekke ulike råd for å få høyest mulig kvalitet på kartleggingene.

Vi begrenser oss her til å gå litt nærmere inn på utfordringer knyttet til kompleksitet, siden bekkekløfter representerer et spesielt utfordrende miljø i så måte. Feil som følge av stor kompleksitet kan reduseres på ulike måter, deriblant:

1. Enkel metodikk med få regler og variabler.
2. Unngå uklare/vanskelige/ressurskrevende regler og variabler.
3. Etterstrebe solid og lang kompetanse hos de som skal utvikle og bruke metodikken.
4. Økt handlingsrom for skjønnsutøvelse.

I tillegg bør det framheves at Halvorsen et al. (2021) omgitt kompleksitetsproblemet med å kartlegge i separate kartlag, dvs. splittet opp kartleggingsprosessen.

Et enkelt system må selvsagt veies opp mot informasjonstapet som en får ved slike forenklinger og begrensninger. Dette tilsier uansett at det er viktig at en ved utvelgelse av variabler er fokusert mot kartleggingsmålet, unngår unødig kompliserte variabler og har klare og gode retningslinjer for skjønnsutøvelsen. NB! Redusert kompleksitet er slett ikke en garanti for redusert usikkerhet. Økt kompleksitet kan også klargjøre ting bedre, og redusert kompleksitet

God naturtypespesifikk kompetanse og mye erfaring er sentralt for å håndtere og beskrive usikkerhet på en best mulig måte, se ikke minst Bryn et al. (2020). En viktig kilde til feil og avvik, er usikkerhet ved tilordning til trinn langs gradienter, jamfør undersøkelsene som viser at mye feil kan forekomme langs viktige gradienter som kalkrikhet (Haga et al. 2021) og at det lettere blir feil mellom nærstående typer (Eriksen et al. 2019). Er den naturfaglige kompetansen svak blir med andre ord tilordningen til trinn langs gradienter vanskeligere og usikkerheten større.

Samtidig kan dette slå særlig negativt ut når formålet er bevaring av naturmangfoldet, for her trekker to faktorer sammen i denne retningen. Gjennomgående gir økt kalkrikhet økt verdi. Samtidig er det de mest kalkkrevende artene som avgjør kalknivået. Med andre ord, hvis en ikke oppdager eller mangler kompetanse til å finne artene, så kan en få et av to uheldige resultater. Enten undervurderes det hvor kalkrikt det er, eller så baserer en seg på antagelser/potensialvurderinger og får økt usikkerhet i resultatene. Det samme gjelder for en del andre miljøer, eksempelvis i bekkekløfter, der det er høy frekvens av kanskje små, vanskelig bestembare eller lite kjente arter som er særlig viktige for fastsetting av naturverdi. Enten undervurderes naturverdien, noe som antagelig kan forklare viktige avvik i tidligere bekkekløfteevaluering (Gaarder & Høitomt 2015), eller usikkerheten økes.

Foruten at høy kompetanse på arter og naturtyper gir redusert usikkerhet som følge av flere faktiske funn, vil også høy kompetanse føre til at kartleggere med større grad av sikkerhet kan utelukke forekomster.

Vår erfaring er at kompetansebehovene varierer vesentlig mellom ulike naturmiljøer/naturlandskap. Noen er svært krevende å kartlegge, mens det er andre der kompetansebehovene virker forholdsvis små. Det kan være problemer både med å identifisere naturtypene, å avgrense dem, verdisetze dem eller vurdere betydningen av påvirkning. Også de tidligere nevnte vitenskapelige studiene av NiN-kartlegging dokumenterer det samme (Eriksen et al. 2019, Haga et al. 2021, Ullerud et al. 2018). Årsakene kan etter vår vurdering være flere:

- God kvalitet kan for noen naturtyper kreve god kompetanse på vanskelige grupper som lav, moser, sopp, virvelløse dyr. Karplanter anser vi som forholdsvis enkle i dette perspektivet.
- Det kan være vanskelig fordi det er krevende å forstå de økologiske prosessene som ligger bak. Vanskelig å identifisere LKM-ene.

- Det kan bli vanskelig fordi en må ha fokus på mange artsgrupper, naturtyper blir mer krevende, sammenlignet med der en bare må forholde seg til få arter og naturtyper. Det er enklere der en har få arter, naturtyper og/eller kanskje primært enkle strukturer/økologiske prosesser man kan bygge på.
- Enkelte naturtyper kan være vanskelig tilgjengelige (marine miljøer er kanskje det mest ekstreme, men en del bekkekløfter kan også være svært utfordrende).
- Andre undersøkelser (eksempelvis Haga et al. 2021) viser at det blir vanskelig når det er snakk om naturtyper som er ganske like hverandre.

I det minste bør en del typer sterkt endret mark normalt kunne være nokså enkle å skille ut, som treplantasjer (T38), hard sterkt endret mark (T39) og åker (T44), selv om det også finnes vanskelige overgangsformer for disse. For de fleste typer semi-naturlige og naturlige typer støter en derimot så ofte borti utfordringer at de som helhet bør betegnes som minst middels vanskelige (av og til kan nok fattige grunntyper innenfor flere enheter regnes som forholdsvis enkle).

Dette inkluderer fleste skogtyper. Riktig nok finnes det presise teoretiske definisjoner av gammel-skog, men det faglige grunnlaget viser at det er stor variasjon og her ligger det mye usikkerhet i selve metoden, selv om den praktiske bruken kan være mer presis. For kalkskogene kan det derimot være svært krevende å kartlegge, da en til dels er helt avhengig av marklevende sopp for identifikasjon og verdisetting, noe som både krever spesialkompetanse og kartlegging på helt bestemte tidspunkt. Det er både vår og andres erfaring at presis kartlegging av kalkrik granskog ofte ikke lar seg gjøre uten bruk av sopp (se også eksempelvis Holien et al. 2018).

Selv om kalkskoger er krevende og det er mulig å gjøre store feil, så kan disse sannsynligvis kartlegges ganske presis bare en gjør det på et godt tidspunkt og har en viss minimumskompetanse på marklevende sopp. Da kan kulturlandskap være enda mer utfordrende, hvis disse er varierte og artsrike. Der vil en faglig solid kartlegging både kunne kreve god kompetanse og omfattende undersøkelser av flere krevende organismegrupper, ikke minst insekter, men stedvis også moser og sopp. Samtidig utgjør finskala mosaikk og kantsonemiljøer metodiske utfordringer som det er vanskelig å beskrive og verdisette uansett naturfaglig kompetanse.

Bekkekløfter representerer muligens noe av det mest utfordrende å kartlegge på en god måte på landjorda i Norge utenfor kulturlandskapet. Gaarder & Høitomt (2015) sin evaluering av utredninger gjort i forbindelse med småkraftverk dokumenterer mye av dette. God kartlegging krever både solid kompetanse på spesielle artsgrupper som lav og moser, samtidig som bekkekløfter er svært varierte og miljøene kan være komplekse. Samtidig vil kompleksiteten avhenge av formålet og detaljeringsgraden av kartleggingen, men ikke minst også hvilke ressurser man har til rådighet.

Differensierte kompetansekrav kan være en sentral løsning på disse utfordringene. Dels kan løsningen være å stille spesifikke krav til kompetanse rettet mot aktuelle naturtyper og organismegrupper. Dels kan løsningen være å stille generelle krav til erfaring, der noen miljøer har lave krav, mens andre vurderes som vesentlig mer kompetansekrevede. Se også diskusjon og konklusjoner hos Skog et al. (2021), som etterspør både mer spesifikke utredningskrav og feltkompetanse.

6.6 Behandling av usikkerhet

Bakgrunn

Vi har tidligere framhevet at naturmangfoldet er svært komplekst og vår forståelse av det ufullstendig. En kartlegging av naturmangfold er kompetansekrevede og i praksis må det gjøres mange valg for å forenkle resultatene ned til en håndterbar form i forvaltningssammenheng. Det vil derfor ligge mange vurderinger og avveininger bak valgene som tas ved utvikling av en kartleggings- og verdisettingsmetodikk, og dermed også usikkerhet bak disse vurderingene og valgene. Det samme gjelder når man tar metodikken i bruk.

Betydningen av usikkerhet er nedfelt i naturmangfoldloven gjennom § 9 om føre-var-prinsippet, og det er i loven i tillegg en sterk sammenheng mellom verdi og usikkerhet. Usikkerhet blir også fremhevet i retningslinjer for forskere (NENT 2016) og er et sentralt forskningsetisk punkt: «Forskeren skal få klart fram usikkerhet i egen forskning og vurdere risiko som følge av forskningsfunn.» Svakheter i utredning av usikkerhet er likevel et av de viktige punktene som Skog mfl. (2021) identifiserte i sin gjennomgang av norske konsekvensutredninger. Dette var et av punktene hvor utredningene hadde dårligst kvalitet, uavhengig av fagtema.

En solid behandling og synliggjøring av usikkerhet bør ikke bare være basert på lovverk og forskning, men også få en tung plassering i en metodikk av forvaltningsmessige og politiske hensyn. Usikkerhet betyr at det valget som er tatt kan være feil, noe som gir grunnlag for dårlige forvaltningsvalg. Dette ønsker vi selvsagt å unngå. Mer dyptliggende og kanskje ennå mer alvorlig er at manglende synliggjøring av usikkerheten på sikt kan undergrave legitimiteten til hele utredningsprosessen. Folk slutter å tro på resultatene som legges fram når de opplever at potensielt viktige svakheter blir fortiet. Da hjelper det ikke lenger om nye resultater er aldri så korrekte.

Diskusjon

Det gjør ikke saken bedre at flere faktorer gjør at usikkerheten kan bli skjult eller undervurdert, og det kan være sterke krefter som ikke ønsker at den blir synliggjort og realitetsvurdert:

1. Deler av usikkerheten kan være ukjent, og det er svært vanskelig (langt på vei umulig) å synliggjøre dette i praksis. Graden av ukjent usikkerhet henger trolig sammen med kompetanse- og erfaringsnivå. Det virker uansett ikke mulig å eliminere denne typen usikkerhet helt gjennom konkrete faglige vurderinger. Gjenværende rest av usikkerhet må derfor samles i en generell føre-var vurdering. Dette er en usikkerhet som ikke skal synliggjøres i konsekvensutredninger. I veiledningen for naturmangfoldloven (Miljødirektoratet 2017) står følgende: «*Føre-var-prinsippet brukes ikke ved generell eller hypotetisk usikkerhet*».
2. Usikkerhet synliggjør kompetansemangel og manglende mestringsevne. Vi mennesker har et (naturlig) stort behov for å mestre og forstå tilværelsen. En rekke vitenskapelige undersøkelser viser at dette gjør vi i mindre grad enn hva vi ønsker og tror. Vi viser her bare til Kahnemann et al. (2021) sin bestselger: «Støy. Når dømmekraften svikter», for å underbygge dette. Usikkerheten i våre valg er ofte mye større enn vi er klar over. Vi er tvert imot veldig flinke til å bortforklare og neglisjere dette.
3. Utenforstående krefter kan av ulike årsaker ønske at usikkerheten ikke blir synliggjort (eller like gjerne – forventer at resultatene er sikre, selv om det er urealistisk), både arbeidsgivere, oppdragsgivere, saksbehandlere og politikere. Usikkerhet er ikke bare ubehagelig for en selv, men skaper også problemer for de som i neste omgang må bruke dataene og kanskje stå ansvarlig for konsekvensene av dem. NB! Motivene kan være flere. De behøver slett ikke å være uetiske eller på kanten av lovverket, men simpelthen av praktisk art. Behandling av usikkerhet krever ressurser og skaper uklarhet. I tillegg er det utvilsomt en rekke krefter som ønsker å overdrive usikkerheten, jamfør eksempelvis debatten om global oppvarming eller tidligere debatter omkring helserisikoer for røyking. Usikkerhet virker polariserende og er utvilsomt konfliktskapende.
4. Usikkerheten kan opptre i ulike ledd og i ulik grad innenfor en metodikk og ved utøvelse av metoden. Både motvilje mot usikkerhet og behovet for å synliggjøre den, kan gi en selvforsterkende negativ effekt, der enkelt observerbar usikkerhet framheves for sterkt, mens vanskelig observerbar usikkerhet blir skjult.

Mange vil nok fokusere mest på punkt 3 her. Foruten nevnte konflikter knyttet til røyking og global oppvarming, så bør det her være nok å vise til medisinsk forskning, der det har vært dokumentert omfattende underrapportering mv. av usikkerhet. Vi mener det også er grunn til å advare spesielt mot punkt 2 (som i mange tilfeller forsterker problematikken under punkt 3.) Det kommer stadig nye eksempler og forskning som direkte eller indirekte dokumenterer hvor sterk denne drivkraften

er, se nevnte Kahnemann et al. (2021). Også konspirasjonsteorier vitner på sitt vis om dette, som både florerer på internett og som gir seg utslag i politiske bevegelser og holdninger. Hvor sterkt mange kan tro på slike teorier og hvor lukket de er for alternative (og da objektivt sett mer logiske) forklaringer kan være vanskelig å fatte, men viser hvor stor problemer folk har med å stille spørsmålstegn ved egen virkelighetsforståelse. Evolusjonen av mennesket har ikke gått i retning av at vi stadig skal stille spørsmål ved våre valg og evaluere disse kritisk. Dette er både energikrevende og tar tid for hjernen. Vi er derimot konstruert for oftest å ta raske valg innenfor kjente omgivelser der vi med høy grad av sikkerhet kan regne med at de er korrekte. Dagens kompliserte samfunn og i denne sammenheng – økende krav til en presis vurdering av et komplekst naturmangfold, er vi dårlig tilpasset.

Det er også grunn til å være på vakt ovenfor punkt 4 og kritisk til løsninger som ikke tar dette på alvor. Eksempelvis kan dette oppstå når enkelte data lett lar seg analysere med hensyn på usikkerhet (eksempelvis tallfesting som lar seg kontrollere), mens andre er vesentlig vanskeligere (der skjønnsmessige vurderinger og/eller mer prosa er involvert). Men, dette er også en stor fare i metodeutvikling, eksempelvis hvis metodeutviklere legger stor vekt på å redusere usikkerhet i bruken av metoden, mens de neglisjerer eller skjuler usikkerheten som kan oppstå i selve metoden (sett i relasjon til målet). Det er grunn til å stille spørsmål om ikke dette er en av de mest problematiske sidene ved integreringen av NiN i verdisettingen av naturmangfoldet. Spørsmålet er på den ene siden om det kan ligge mye skjult skjønn tatt i tidlige stadier ved utvikling av metodene, og i neste omgang om dette kan medføre økt usikkerhet i kvaliteten til resultatene som kommer ut av bruken. Noe av den skarpeste kritikken som har kommet mot den nye metoden for kvalitetsvurdering av naturtyper fra Miljødirektoratet (2021c) kan muligens føres tilbake til dette (i denne rapporten er det bare Gaarder mfl. 2022 som gir et eksempel på dette, men en rekke tilbakemeldinger til Miljødirektoratet på utført utvalgskartlegging de siste årene er her også relevante).

Det kan også være motiver for å overdrive usikkerheten. En kartlegger eller forsker ønsker kanskje å få mer arbeid, og foreslår derfor stadig nye utredninger/undersøkelser under dekke av at det fremdeles er mye som er ukjent/usikkert. Også kartleggere og forskere blir bli stilt til ansvar for sine valg og konklusjoner, og for sterk vekt på usikkerhet kan derfor virke betryggende, særlig for usikre og fryktomme personer.

Det er derfor etter vårt syn et svært stort behov for å se kritisk på behandling av usikkerhet både i metoden og i resultatene ved bruk av metoden. Vi mener at flere av faktorene foran tilsier at en behandler dette med større alvor og mer kritisk enn hva mange i første omgang mener er nødvendig. Og desto flere forenkende grep man må gjøre for å lage en effektiv og gjennomførbar metodikk, jo viktigere er det å synliggjøre og systematisere usikkerhet.

Gjennom føre-var-prinsippet i § 9 i naturmangfoldloven er det juridisk støtte for vektleggingen av usikkerhet: *«Når det treffes en beslutning uten at det foreligger tilstrekkelig kunnskap om hvilke virkninger den kan ha for naturmiljøet, skal det tas sikte på å unngå mulig vesentlig skade på naturmangfoldet. Foreligger en risiko for alvorlig eller irreversibel skade på naturmangfoldet, skal ikke mangel på kunnskap brukes som begrunnelse for å utsette eller unnlate å treffe forvaltningstiltak.»* Dette mener vi må oppfattes som et klart uttrykt krav om at mangel på kunnskap skal synliggjøres og begrunnes.

Foruten å tilstrebe en metode som ikke medfører unødig stor usikkerhet i kartleggingen, blir utfordringene da å:

1. Beskrive grundig og utvikle gode rutiner for å behandle usikkerheten på en åpen, tydelig og solid måte i presentasjonen av resultatene.
2. Sørge for at usikkerheten blir tatt hensyn til i konklusjonene på en ryddig, korrekt måte, i samsvar med lovverk og overordnede (nasjonale) retningslinjer, se eksempelvis Statens vegvesen (2021).
3. Etablere rutiner for å kontrollere kvalitet og usikkerhet.

4. Registrere feilkilder og usikkerhet på en systematisk måte, samt gjøre dem åpent og lett tilgjengelig
5. Basert på kvalitetskontrollen utvikle system og metoder for å redusere feilkildene.

For de to siste punktene, se ikke minst Bryn mfl. (2020) sin veiledning for NiN-kartlegging og Halvorsen mfl. (2019) sitt arbeid med å utvikle en standard for kvalitetskontroll av NiN-kartlegging. Disse to kildene er basert på omfattende erfaring og forskning for å få utvikle gode kartleggingsrutiner og oppnå høy kvalitet på NiN-basert kartlegging.

Behandle usikkerhet på en åpen, tydelig og solid måte

Reduksjon av faktisk usikkerhet ved å stille krav til kompetanse, kursing, kalibreringer mv. (se ikke minst Bryn mfl. 2020) er viktige virkemiddel for å redusere deler av problemet, men dette hjelper ikke alltid på synliggjøring av usikkerheten, snarere kan det oppstå nye fallgruver som heller øker den. Eksempelvis har forskning vist at grupper vanligvis framstår mer sikre enn enkeltpersoner, på tross av at deres valg/konklusjoner ikke nødvendigvis er mer sikre. Kahnemann et al. (2021) har viet et helt kapittel til temaet «hvordan grupper forsterker støy» (støy forstås i denne sammenheng som feil/usikkerhet). Mennesket er et utpreget sosialt vesen, der flere mekanismer går i retning av å danne seg felles meninger og holdninger, som del av en gruppetilhørighet. Kalibrering, uten kompetanseoppbygging, behøver ikke føre til mindre usikkerhet i kartleggingsresultatene, men kan derimot føre til mer enhetlige resultater, der de samme feilkildene i økende grad går igjen hos deltakerne. Usikkerheten kan derfor tvert imot bli skjult og som Kahnemann et al. (2021) dokumenterer – til og med forsterke den. Årsakene kan i følge dem skyldes faktorer som gruppepolarisering, kadeeffekter og sosial påvirkning, uten at vi går nærmere inn på disse.

Det er derfor viktig å synliggjøre usikkerhet på en god måte:

- Sørge for tydeligere og klarere krav ved å skille mellom usikkerhet i registreringer, usikkerhet i verdi og usikkerhet i påvirkning.
- Konkretisere hvordan usikkerhet skal synliggjøres. Stille klare krav og komme med gode (og dårlig) eksempler. Dels med veiledende prosa, dels med tabeller/figurer. Samtidig kobles dette konkret opp mot kunnskapsnivået og hvilke konsekvenser det skal ha for vurdering av verdi og påvirkning, se også kapittel 5.2.
- Komme med god veiledning om de underliggende utfordringene beskrevet foran, samt etiske/moralske og dels juridisk ansvar. Gi gode perspektiver på konsekvensene av dårlig behandling av usikkerhet.
- Holde kurs og fagsamlinger (et godt eksempel på sistnevnte er Artsdatabanken sin fagsamling for NiN-kartlegge 30.11.202 se Artsdatabanken (2021)) der behandling av usikkerhet er et viktig eller eneste tema. Med vekt på å bevisstgjøre deltakerne om utfordringer og konsekvenser.

NB! Det er viktig å være klar over at selv med gode slike rutiner, så kan det gjenstå problemer som simpelthen neppe lar seg løse bare gjennom en naturfaglig metodikk. Bjørkan & Hauge (2019) viser til filosofien om postnormal vitenskap der det pekes på at når vitenskapelig kunnskap er usikker, så bør en ha en demokratisk tilnærming for å vurdere hva som skal være relevant kunnskap. Dette blir utenfor vårt mandat å diskutere nærmere, men det er klart at det slett ikke reduserer viktigheten av å behandle usikkerhet på en solid og ryddig måte.

6.7 Bruk av skjønn

Bakgrunn

Opptrappingen av naturtypekartleggingsarbeidet i Norge kom delvis som en følge av et representantforslag (dokument 8) som ble behandlet i Stortinget (Innst. 144 S (2014-2015), Meld. St. 14

(2015-2016)). Her var ikke skjønnsutøvelse direkte kritisert, men indirekte lå nok dette til grunn. Eksempelvis uttrykte en av forslagsstillerne at *«kvaliteten på kartleggingen ikke er tilstrekkelig for å utøve en objektiv forvaltning»*. Under behandlingen i energi- og miljøkomitéen uttalte den følgende: *«Komiteen mener kartleggingen av naturtyper i likhet med all annen forskning skal gjennomføres etter en mest mulig objektiv, verdinøytral og etterprøvbart metode»*. Noen av de store utfordringene med bruk av skjønn ligger nettopp i at dette lett blir vanskelig etterprøvbart og at skjønnets kan få subjektive trekk.

Anvendelse av faglig skjønn er likevel i utstrakt bruk i norsk forvaltning. Eksempelvis kan landskaps-temaet trekkes fram, et fagfelt som behandles på lik linje med naturmangfold i konsekvensutredninger. Der har svært skjønnsmessige vurderinger lenge vært omtrent dominerende. Innenfor naturmangfoldtemaet er skjønn til en viss grad også faktisk lovfestet. Naturmangfoldlovens § 8 om kunnskapsgrunnlaget har en formulering om at *«myndighetene skal videre legge vekt på kunnskap som er basert på generasjoners erfaringer gjennom bruk av og samspill med naturen,...»*. Ofte benyttes begrepene erfaring og skjønn om hverandre, med god grunn.

Innenfor komplekse og til dels mangelfullt kjente fagfelt er det vanskelig å unngå skjønnetsbruk, og i utøvelsen av offentlig forvaltning er skjønnetsutøvelse sentralt. Det er ikke uten grunn at Tennøy (2014) i sin beskrivelse av hva som karakteriserer høy kvalitet i konsekvensanalyser, har som et av punktene at *«Analysene er gjennomført etter beste faglige skjønn (og dermed av kompetente fagfolk)»*.

Selv om Tennøy (op cit.) framhever betydningen av skjønn, må det sies å være nesten påfallende lite diskutert og utredet innenfor konsekvensutredningsfagfeltet generelt og naturmangfoldtemaet spesielt. Et unntak er Gaarder & Wangen (2019) som særlig fokuserte på utfordringer knyttet til usikkerhet og skjønn i sin gjennomgang av naturtypekartleggingen. Blant annet kritiserte de der det svært positivistiske vitenskapssynet som offentlig forvaltning, en rekke politikere og også folk innenfor de naturvitenskapelige fagmiljøene legger til grunn. De argumenterer i stedet for et konstruktivistisk vitenskapssyn, der faglig skjønn og fortolkninger er en viktig del av kunnskapsproduksjonen. For det meste peker likevel enkle nettsøk klart i retning av at det i første rekke er innenfor helsefag det har foregått noe utredning og debatt på dette temaet i Norge (se eksempelvis Nilsen 2017).

Diskusjon

Det mangler en fullt ut dekkende teori om skjønn (Grimen & Molander 2019), men dette er ingen akseptabel unnskyldning for manglende utredninger, og utgjør opplagt et alvorlig problem både ved naturfaglig kunnskapsoppbygging (som kartlegging av naturmangfold) og forvaltningsrettet bruk av dette.

Bakgrunnen tror vi ikke minst kan være at det her ligger en alvorlig, grunnleggende utfordring som hittil virker lite synliggjort. Mens vitenskapen ideelt sett skal være bygd på prinsipper rundt bl.a. falsifisering av teorier, full åpenhet og et kritisk syn på usikkerhet, samt et ønske om å utfordre etablerte sannheter, så tilstreber forvaltningen størst mulig grad av egenskaper som stabilitet, likhet og sikkerhet. Her tror vi med andre ord det ligger en stor målkonflikt i utvikling av metodikk. Det vil ikke overraske oss om en nærmere gransking av forvaltningen sin oppfølging av Bryn mfl. (2020) og Halvorsen mfl. (2018) sine råd om kvalitetskontroll og rutiner knyttet til synliggjøring av usikkerhet mv. gir en indirekte, men god støtte for denne hypotesen.

Vi har dessverre ikke ressurser (og begrenset kompetanse) til å foreta noen solid utdypning av temaet i vår utredning, men vil komme med enkelte betraktninger og forsøke å sette ned noen prinsipper for relevant bruk av skjønn, blant annet med grunnlag i Grimen & Molander (2008).

Rent fagteoretisk så beskriver Grimen & Molander (op cit.) fire trekk som bør karakterisere skjønnets (deres uthevninger):

1. Skjønn er praktiske resonnement, men der *holdepunktene er svake*.

2. Skjønnnet må være uomgjengelig, dvs. *skjønnets omstendigheter* må være nødvendige.
3. Skjønnnet må ha et normativt rammeverk eller prinsipper, altså *skjønnets normative kontekster* må være identifisert.
4. De problematiske sidene ved skjønnnet må være forklart, altså *skjønnets byrder*.

Skjønn, i dette tilfellet faglig skjønn, innebærer at en anvender naturvitenskapelig kunnskap på konkrete, praktiske utfordringer (dvs. verdisetting av naturmangfold). Skjønn kan defineres på litt ulike måter. Dels kan det anvendes når det foreligger en ubestemthet i forhold til hva som er riktig, dels som et akseptert/delegert handlingsrom som man kan operere innenfor. *Det er videre et premiss for skjønnnet at dette opereres innenfor rammene satt av en autoritet* (i dette tilfellet bør det være offentlige myndigheter – de som skal stå til ansvar for metoden).

Når det gjelder de fire trekkene som karakteriserer skjønnnet, så er poenget med de to første trekkene at det foreligger en grad av ubestemthet, der skjønnnet har som funksjon å lukke dette. Altså at det mangler en regel som gir et klart svar, og at skjønnsutøvelse er nødvendig for å gi dette svaret. Grimen & Molander (2008) trekker fram eksempler fra jussen og medisin/legevitenskap på dette, men slike vil også være utbredt innenfor naturforvaltningen. Videre viser de til tre teoretisk ulike måter der skjønn er nødvendige (der enten omstendighetene/fakta er uklare, konsekvensene uklare eller begge deler). *Med andre ord er det et prinsipp for utøvelse av skjønn at det foreligger en uklarhet, der ansvaret for å avklare/lukke denne uklarheten har blitt delegert.*

Et normativt trekk som stilles til skjønnnet er at en bør tilstrebe likebehandling, dvs. at alle like tilfeller skal behandles likt og gi de samme resultatene. Dernest bør en tilstrebe at det er mulig å reproduusere skjønnnet, dvs. at det bør foreligge nok informasjon til at også andre kan gjenta den samme situasjonen og på den måten kontrollere skjønnsutøvelsen. De svake holdepunktene/graden av ubestemthet som ligger i skjønnsutøvelsen innebærer på den andre siden at det kan være en viss grad av individualisering i prosessen, dvs. at situasjonen i noen grad kan være unik. Her ligger det derfor en spenning i skjønnnet.

Dette er en byrde ved skjønnnet. Det må forventes (fornuftig) uenighet ved valgene som tas, selv når det utøves samvittighetsfullt og gjennomtenkt. Videre vil mange naturfaglig skjønnsmessige valg være preget av analogi, dvs. at en baserer seg på lignende (men ikke identiske) forhold, og ifølge Grimen & Molander (2008) er det en «*indre tilbøyelighet i analogisk resonnering til å skape variasjon i bedømmelser over tid, situasjoner og personer*». Med andre ord: Vi tror vi praktiserer likebehandling, men dette er ikke virkeligheten. Et annet eksempel på en byrde som de beskriver går på utfordringer med ubestemtheten, der fakta kan være ubestemte, omstridte og/eller avhenge av observatørens evne og kompetanse til å beskrive dem.

Det er i diskusjonen om skjønnnsbruk sentralt å fremheve Grimen & Molander (2008) sine avsluttende bemerkninger omkring ansvarliggjøring av skjønnnet, ikke minst fordi det er element av vilkårlighet og variasjon (skjønnets byrder). De framhever at det først og fremst er viktig med bevisstgjøring av skjønnnsbruken, og da i perspektiv mot de byrdene som ligger i skjønnnet. De diskuterer deretter kort hvordan dette skal gjøres, og avslutter med følgende: «*Disse ordningene har trolig det felles at de må forankres i argumentasjonsfellesskaper som kontinuerlig gjør skjønnets byrder til gjenstand for diskusjon*». Med andre ord: En åpen, tydelig og kritisk diskusjon av skjønnnsbruken er fundamentalt når skjønn utøves.

I kapittel 6.6 foran redegjøres det kort for forskjellen mellom usikkerhet og skjønn. Skjønn kan sees på som et praktisk virkemiddel for å forenkle regelverket og dermed gjøre det både mer oversiktlig, fleksibelt og mindre ressurskrevende. Dette burde i utgangspunktet være hensiktsmessig, og indikerer at jo mer skjønn som benyttes, desto bedre er det. Men, som det også nevnes under omtalen av usikkerhet så er det grunn til å advare sterkt mot ukritisk åpning for skjønnnsbruk. Skjønnsutøvelsen kan være skjodesløs og misbrukes til å skjule usikkerhet. Ikke minst når det kan være store forskjeller i kompetanse og erfaring mellom brukere av metoden (noe det sannsynligvis er for naturtype-

kartlegging), så ligger det en stor risiko forbundet med å åpne for mye skjønnsbruk. Ennå mer alvorlig er det når skjønn benyttes for å fremme egne, skjulte agendaer. En annen alvorlig ulempe som uansett ikke lar seg fjerne er at skjønn reduserer gjenbruksmulighetene til resultatene.

Gis det handlingsrom for skjønnsutøvelse så forsvinner i stor grad mulighetene til å aggregere data, få bygd opp statistikk mv. som en ville fått med et regelbasert system. Med andre ord er det viktig å unngå at skjønn blir brukt når en har behov for presise data som skal sammenstilles i felles datasett. Utsagn som «det forekommer noe kalkrik skog i området», «her finnes en del/et ti-talls rødlistearter» er lite egnet til å lage statistikk av, i stedet for utsagn som «her forekommer xx dekar med temmelig til sterkt kalkrik fastmarkskog» eller «her forekommer de yy nær truede og xx sårbare arterene». Dette kan antagelig betegnes som unødvendig skjønnsbruk, noe som bør søkes fjernet fra metoden i størst mulig grad.

Skjønnnet må forsøkes begrunnet best mulig, jamfør blant annet Grimen & Molander (2008) sin avsluttende kommentar. Hvis utstrakt bruk av ubegrunnet skjønn aksepteres, så betyr det i praksis at utreder blir sittende med definisjonsmakten for forvaltningsvalgene som skal tas, noe som bryter direkte med prinsippene som hele lovverket bygger på. Kravet om begrunnet skjønn er likevel ikke enkelt å oppfylle og heller ikke fullt ut ønskelig. Et velbegrunnet skjønn innebærer i praksis at en like gjerne kunne hatt et fastlagt regelverk og vil samtidig kunne være svært ressurskrevende å få til. Skal skjønnsutøvelse aksepteres og ha en reell funksjon, så betyr det faktisk at utreder her får et handlingsrom å spille innenfor, som gir vedkommende makt og ansvar på bekostning av de som skal bruke resultatene. Hvordan skal en så løse dette dilemmaet/balansegangen?

Et grunnleggende prinsipp må da være at skjønnnet ikke uttrykkes på en autorativ måte, men slik at de som skal bruke resultatene faktisk ser handlingsrommet og selv kan ta valg og operere innenfor dette. Dette vil utvilsomt kunne være utfordrende i metodeutvikling, blant annet som følge av tidspress. Eksempelvis benyttet Evju et al. (2017b) for innkomne metodeutspill seg av en tilnærming der de presenterte innspillene, deretter la fram egne synspunkter («ekspertgruppa mener») og til slutt kom med sine løsninger. Med andre ord forsøkte her utredere å slå fast, med grunnlag i egen autoritet, hvordan skjønnnet skulle utøves. Handlingsrommet (ubestemtheten), skjønnets byrder og alternative løsninger ble normalt ikke diskutert.

Dernest bør det være et prinsipp at fokuset i analyse- og vurderingsfasen skal ligge på forvaltningsrelevant skjønnsutøvelse. Med andre ord skjønn som har betydning for hvilke forvaltningsvalg som skal foretas, eksempelvis skjønn som påvirker verdisetting og konsekvensvurdering eller gradering av avbøtende tiltak. Det vil alltid være en rekke valg som tas av utreder som er mer eller mindre basert på skjønn, men som ikke får forvaltningsvirkninger – disse er mindre viktige.

Det bør også være et sentralt prinsipp at skjønnnet skal synliggjøres og diskuteres. Med andre ord at brukere av data skal forstå at her er resultatene basert på skjønn og ikke et rigid regelverk. Hvis ikke blir skjønnnet skjult, noe det har blitt advart mot gjentatte ganger i utvikling av ny naturtypemetodikk (Angell-Petersen 2015, Gaarder 2015, Gaarder mfl. 2017), men dette har også blitt fremmet mot tidligere metoder (Løvdaal m.fl. 2002).

For det fjerde må en tilstrebe å uttrykke skjønnnet på en forståelig måte, slik at brukere av resultatene skjønner hva det omfatter, både naturfaglig og forvaltningsmessig. Unødige fremmedord eller kompliserte, lange setninger bør unngås, og en bør uttrykke klart at det er snakk om et skjønn, ikke bortforklare det. Etter vårt syn ligger det i dette også at en bør forsøke å uttrykke seg så presist som mulig, noe annet blir å misbruke skjønnsbruken til også å omfatte usikkerhet. Har man faglig grunnlag for å bruke vage mengdeangivelser som «litt, noe, mye» i en skjønnsutøvelse, så bør man bruke det framfor å la være. «Her finnes litt kalkrik skog» blir da riktig. Hvis en med samme kunnskapsnivå i stedet skriver «her finnes kalkrik skog», så er dette en klart dårligere skjønnsanvendelse. Her vet kartlegger faktisk at skogtypen finnes og at det ikke er mye av den, men i stedet for å skrive det så velger en bare et mer generelt, åpent utsagn. Dette reduserer etterprøvbareheten og kvaliteten på vurderingene.

For det femte kan det være grunn til å presisere at det skal være et faglig skjønn som utøves. Og fagligheten skal være i samsvar med oppdraget/mandatet som er gitt. Typiske eksempler på feil skønnsbruk vil da være når utredere gir uttrykk for følelsesladde eller politiske standpunkter i sine vurderinger. «Det er svært uheldig at...», «vi mener området bør vernes», «dette er derimot uheldig fordi det er i konflikt med xx interesse» eller «dette er et usedvanlig vakkert område» er i denne sammenheng skønnsutøvelser som ikke kan anses faglig begrunnet. Også utsagn som at «dette er derimot uheldig fordi det er i konflikt med xx interesse» eller at «men hensynet til xx interesse tilsier derimot at yy velges» kan være en faglig feil skønnsutøvelse når det havner utenfor den rammen som det bør tillates utøvd.

Vi mener, bl.a. på bakgrunn av diskusjonen her, at det er flere klare grunner til at en god metodikk må ha rom for en del skjønn. Samtidig må dette uttrykkes åpent, og det er svært viktig å hindre misbruk og unødvendig skønnsbruk. I dette ligger i at vi har en tilnærming til temaet som ligger nær Statens vegvesen (2018, 2021) sin *metodeveiledning*. Vi stiller oss noe mer skeptisk til Miljødirektoratet (2021a) sin tilnærming som har sterkere preg av å være et *metodepålegg*. Samtidig er bruken av skjønn utvilsomt et både vanskelig og betent tema som burde vært mer kritisk utredet, noe vi derfor anbefaler blir nærmere utredet (se kapittel 10).

For å få en god og forsvarlig skønnsutøvelse mener vi at viktige prinsipper ved utarbeidelse og bruk av naturtypemetoder skal være:

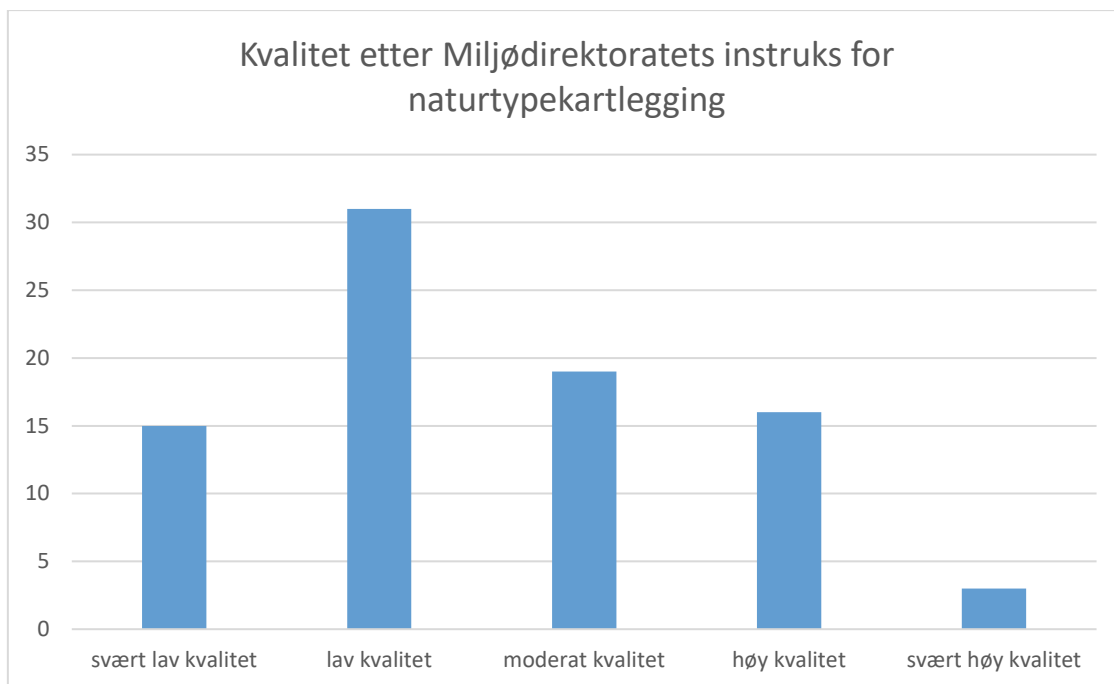
1. Skjønnnet skal ikke uttrykkes autorativt.
2. Skjønnnet skal være godt synlig, og det bør diskuteres.
3. Skjønnnet må være forståelig.
4. Det er et faglig skjønn som skal utøves, og innenfor korrekt faglig ramme.
5. Fokuset i analysefasen skal være på forvaltningsrelevant skønnsutøvelse.

6.8 Fastsette inngangsverdier og andre grenseverdier

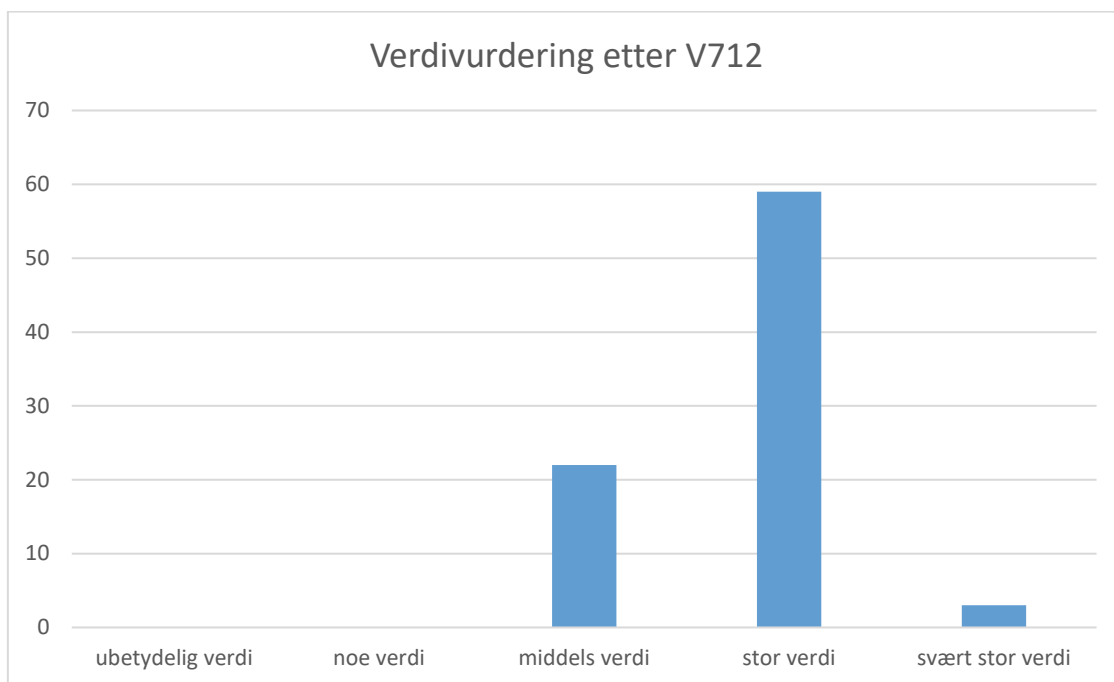
Bakgrunn

Et sentralt spørsmål er hvordan fordelingen mellom ulike verdikategorier skal være. Dette er prinsipielt sett primært forvaltningsvalg. Juridiske premisser vil også være et viktig grunnlag og forvaltningsvalgene må være harmonisert med disse. Innflytelsen av naturfaglig kunnskap bør i første rekke begrenses til å beskrive konsekvensene av valgene som tas. Klima- og miljødepartement (2019) har med sine retningslinjer for innsigelse (se også kapittel 6.3 foran) gitt enkelte viktige føringer for hvordan koblingen mellom kvalitetsvurderingene basert på Miljødirektoratet (2021c) sin kartleggingsinstruks og de juridiske konsekvensene skal være, noe som i neste omgang er benyttet som grunnlag i Miljødirektoratet (2021a) sin verdisettingsmetodikk. Også NVE har utarbeidet egne retningslinjer som kan være relevante, eksempelvis i forbindelse med vurdering av småkraftsaker (Olje- og energidepartementet 2007), selv om noen av disse begynner å bli ganske gamle. Ut over dette foreligger få prinsipielle, operative valg.

Det er svært vanskelig å lage gode retningslinjer, noe som reflekteres i utviklingen av Miljødirektoratet (2021c) sin kartleggingsinstruks. Under evalueringen av det første utkastet til kvalitetsvurderinger i 2017, ytret flere konsulenter skepsis mot at mange lokaliteter/polygon fikk svært høy kvalitet, mens få kom ut med lav kvalitet. Fagansvarlige for metodikken (Evju mfl. 2017b) løste dette ved å splitte den høyeste kategorien i to. Miljødirektoratet (2021a) har i sin nye verdisettingsmetodikk bare delvis valgt å benytte den aktuelle kvalitetsinndelingen. Derimot har de valgt å trekke rødliste-status for naturtyper tungt inn, og har med grunnlag i disse slått sammen igjen flere kvalitetsklasser. Dette samsvarer med retningslinjene for innsigelse i rundskriv T2-16 (Klima- og miljødepartement 2019). Resultatet ser ut til å være at den løsningen som Evju mfl. (2017b) kom med i stor grad har blitt reversert, særlig i landskap med en høy andel truede naturtyper. Figur 3 og Figur 4 under gir et eksempel på dette.

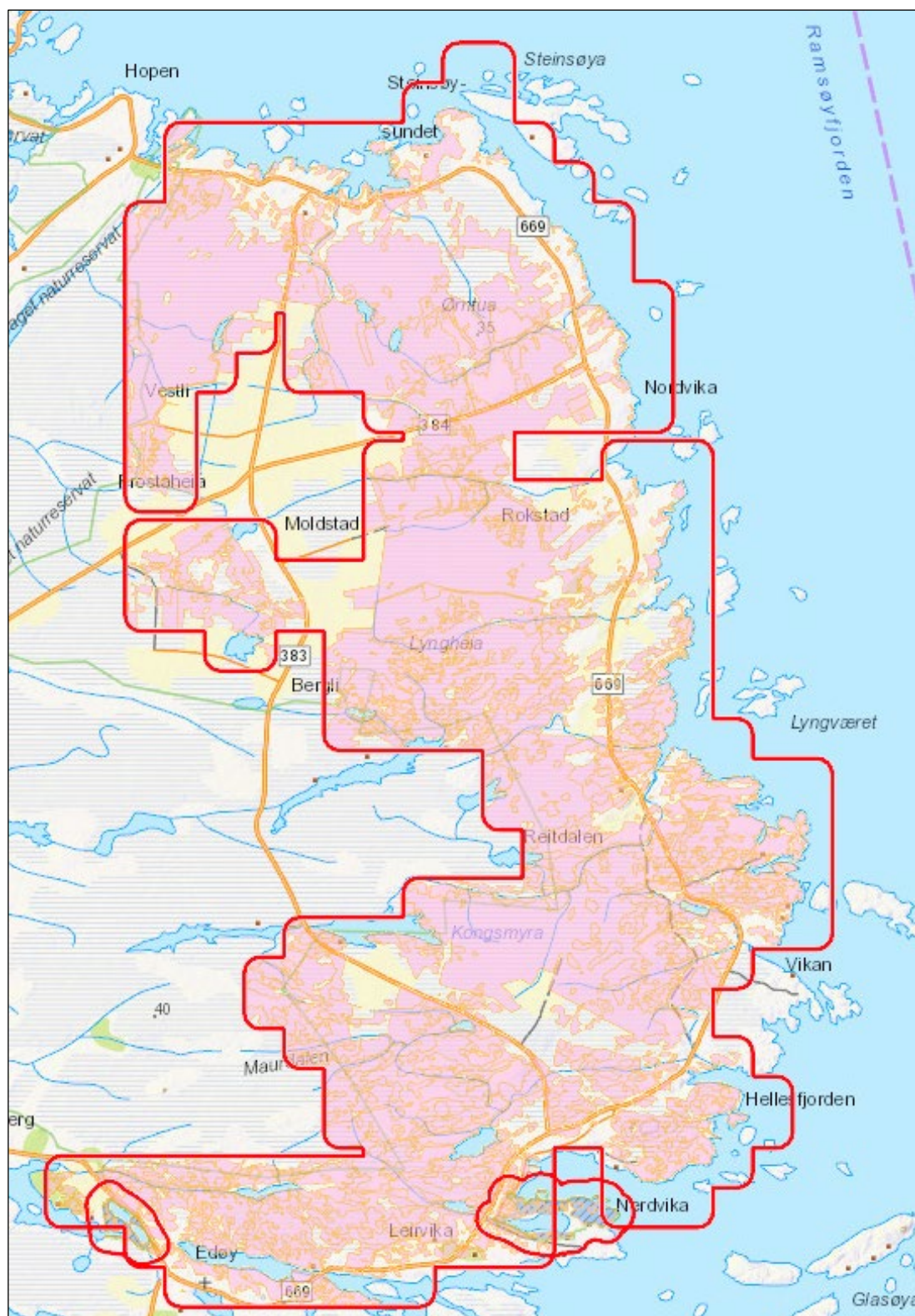


Figur 3. Vurdering av kvalitet for 84 naturtypelokaliteter i InterCity-forbindelsen på strekningen Brumunddal-Moelv, sammenstilt av Bjørn Harald Larsen, Miljøfaglig Utredning.



Figur 4. Oversettelse til verdi for de samme 84 naturtypelokalitetene. Forskyvningen mot høyre skyldes i all hovedsak vektleggingen av rødlistestatus for naturtyper og viser hvordan Miljødirektoratet (2021a) har valgt å reversere Evju mfl. (2017b) sitt forsøk på å få en mer jevn kvalitets-/verdifordeling av naturtypelokaliteter.

I enkelte områder viser det seg at inngangsverdiene for verdifulle naturtyper er satt såpass lavt at en svært høy arealandel faller innenfor. Dette må en i utgangspunktet anta er ønsket statlig politikk, men det stiller samtidig ikke minst private, kommuner og andre sektorer ovenfor store utfordringer hvis de planlegger tiltak i slike landskap. Dette ser særlig ut til å gi store utslag i enkelte kystområder med en høy andel nedbørsmyr, kystlynghei og boreal hei, se Figur 5 under. Men også ved vassdrags-utbygginger kan dette være utfordrende, noe vårt prosjekt er et eksempel på.



Figur 5 Resultater fra kvalitetsvurdering av naturmiljøer på østre deler av Smøla i Møre og Romsdal, etter kartlegging basert på Miljødirektoratet sin instruks i 2018. Rød strek viser avgrensning av kartleggingsområde, mens rosa farger er avgrensede polygon der inngangsverdi for kvalitetsvurdering er oppnådd. Store arealer er nedbørsmyr og kystlynghei, der førstnevnte har status nær truet (men det er også en del truede høymyrer og terrengdekkende myrer her), mens kystlynghei er sterkt truet. Kvaliteten varierer, men det meste av arealet har minst moderat kvalitet og mye har høy eller svært høy kvalitet. Siden innsigelse skal vurderes for alle truede naturtyper av lav eller høyere kvalitet, vil dette være noe statlige myndigheter svært ofte må vurdere hvis tiltak planlegges i dette landskapet.

Diskusjon

Siden avgjørelsene her må være basert på politiske valg og ikke naturfaglige, så er det svært begrenset hvor mye vi kan (eller skal) komme med anbefalinger og råd. Men, vi kan kort diskutere mulige tilnærminger til spørsmålet, og vi bør forsøke å beskrive konsekvensene av våre metodeforslag.

Både i Miljødirektoratet (2021c) sin kartleggingsinstruks, retningslinjer for innsigelser (Miljødirektoratet 2019) og veiledning for naturmangfoldloven (2017) er bruken av rødlistor for arter og naturtyper tillagt stor vekt. Siden formålet med rødlistene er å gradere etter utviklingstrekk og risiko for tap av naturmangfold, gir disse en operativ kobling mellom målene og naturfaglig kunnskap.

I tillegg opereres det i veiledningen for naturmangfoldlovens kapittel II (Miljødirektoratet 2017) flere steder med begrepet «naturens tålegrenser»: *«Hvis man har nådd eller nærmer seg grensen for hva en art eller en naturtype kan tåle og et tiltak ytterligere vil redusere bestanden av arten eller naturtypen, bør dette være et svært tungtveiende moment i vurderingen av om et tiltak skal gjennomføres eller ikke.»* Og man *«vurderer tålegrensen for det naturmangfoldet som typisk berøres av en type tiltak»*. Samt *«at samlet belastning tillegges stadig større vekt ettersom tålegrensen for den enkelte art eller naturtype nærmer seg...»*.

En utfordring med bruken av «tålegrenser» er at slike i liten grad er kjent eller forsøkt operasjonalisert for arter og naturtyper. Det er strengt tatt et åpent spørsmål om det er mulig å fastsette slike på et vitenskapelig grunnlag for svært mange arter og naturtyper. Beregning av utdøingsgjeld representerer nok en relevant innfallsvinkel, men det er arbeidet lite med dette i Norge. Et annet beslektet begrep er «økosystemkollaps», som det både forskes på og forsøkes operasjonalisert. Gode eksempler på bestandskollapser finnes riktig nok for en del arter (med utryddelsen av vandredue som kanskje det med mest dramatiske konsekvenser, men også diverse fiskebestander), og en bør forvente at kunnskapen er i sterk vekst. Samtidig er det så stor forskjell på dynamikk i økosystemer og arter at begrepet sannsynligvis i mange tilfeller er lite egnet. Hva er egentlig tålegrensene og når kollapser bestandene for arter med lang levetid og lav genetisk diversitet (som diverse lavarter) eller som kan overleve i frøbanker over lang tid?

I likhet med Miljødirektoratet (2019, 2021a, 2021c), så anser vi rødlistene som det beste operative verktøyet for å sette grenseverdier mellom ulike verdiklasser for bekekløfter. Men, vi kommer i tillegg med forslag for å gjøre koblingene mer tydelige og kanskje prinsipielle. Samtidig er et godt samsvar med etablerte systemer for verdiklasser i konsekvensutredninger (Miljødirektoratet 2021a, Statens vegvesen 2021) nødvendig av forvaltningshensyn.

1. Vi baserer oss på at innsigelseskravene representerer et fundamentalt skille. Innsigelse er i første rekke relevant når nasjonale interesser står i fare, dvs. at risikoen for uerstattelig tap av naturmangfold er høy. Skillet mellom nær truede og truede arter og naturtyper bør i hovedtrekk kunne synliggjøre denne grensa.
2. Mange truede arter og truede naturtyper kan kreve/dekke store areal. Det er derfor behov for å kunne skille også innenfor disse kategoriene (samtidig som dette er faglig vanskelig). Som det var uttrykt i vår oppdragsbeskrivelse, er det ønskelig å «differensiere mellom de svært viktige og de mindre viktige lokalitetene». For å harmonisere med antall verdiklasser i konsekvensutredninger, innebærer også det etter vårt syn en to-deling. Med andre ord at begge de to øverste verdiklassene kan gi grunnlag for innsigelse.
3. Det er nødvendig å etablere en inngangsverdi, dvs. laveste verdinivå for at et miljø skal regnes som mer verdifullt enn «hverdagslandskapet». Vi ser det som logisk at dette skillet ligger mellom hva som forventes å være grunneiere og allmenhet sitt selvstendige forvaltningsansvar, og når det skal være aksept for at offentlige myndigheter har rett og plikt til å kunne påvirke arealforvaltningen. Koblet mot rødlistene så antar vi dette nivået grovt sett vil ligge mellom arter og naturtyper som ikke er rødlistet, og de som har status nær truet

(eller status datamangel). I tillegg kan det komme inn flere mer diffuse kriterier her: ansvarsnaturtyper, økologiske funksjonsområder, konsentrasjon av artsmangfold, høy produktivitet.

4. Både for å harmonisere med eksisterende inndelinger i KU-sammenheng, og fordi det også for naturmangfold blir mye natur med et stort verdispenn som havner mellom «hverdagslandskap» og innsigelsesrisiko, så mener vi også disse bør splittes i to.
5. Vi har ikke funnet fram til eller er kjent med gode retningslinjer/prinsipper for å kunne skille mellom de to øverste verdiklassene eller de to under der igjen. Litt støtte mener vi likevel å finne for dette i innsigelsespraksisen, eksempelvis siden skogområder av både regional og nasjonal verdi kan gi grunnlag for innsigelse, og det er også sammenslått flere kvalitetstrinn som kan havne enten under eller over innslagsnivået. Rent pragmatisk vil vi derfor benytte oss av følgende retningslinje: Skillet mellom disse verdiklassene bør settes slik at fordelingen mellom lokaliteter ikke blir alt for ujevn, men helst med færrest i den øvre, siden disse lokalitetene bør ha høyest fokus. Med andre ord tror vi det ideelt sett er en fordel med noe flere lokaliteter/større areal som får «noe verdi» enn «middels verdi» og flere/mer som får «stor verdi» enn «svært stor verdi».
6. Overordnede retningslinjer for fastsetting av inngangsverdier og grenseverdier mellom ulike verdinivåer er politiske valg. Derimot vil det i hovedtrekk være en naturfaglig utfordring å få harmoniserte og konsekvente skiller på tvers av naturtyper og arter. Rødlistene representerer et slikt system, mens dette mangler for ansvarsnaturtyper og naturtyper med viktig økosystemfunksjon. Vi har valgt ikke å gå nærmere inn på denne utfordringen.

Som det kommer fram av eksisterende verdisystemer så kan det være behov for å nyansere og supplere disse reglene en god del. Både antall arter og bestandsstørrelsen til artene har betydning for hvor viktige lokaliteter er for bevaring av naturmangfoldet. Dette henger i neste omgang nært sammen med størrelse på lokalitetene. Samtidig er nærhet til andre lokaliteter og muligheter for utveksling av individer og gener også viktig for overlevelse. Framtidig overlevelse vil i tillegg kunne avhenge av langtidseffekter av miljøtilstanden. Etter hvert som det kommer mer operativ kunnskap omkring naturens tålegrenser, risiko for økosystemkollaps og det som betegnes som «utdøelsesgjeld», bør også dette innarbeides i en operativ metodikk. Generelt er dette en tung og komplisert materie som det er forsket mye på, men som det faller utenfor våre ressursrammer å gå nærmere inn på.

En spesiell utfordring er forekomster av rødlistede naturtyper som faller ut fordi de vurderes å ha sterkt redusert tilstand (svært lav kvalitet) i kvalitetsvurderingene etter Miljødirektoratet (2021c) sin instruks. Vi har valgt å se helt bort fra slike forekomster. Det er etter vårt syn flere argumenter for dette. Ett er at det mangler god veiledning for identifikasjon av slike forekomster, og graden av feil og usikkerhet i kartlegging kan bli svært høy. Et annet er at forekomsten av rødlistede og karakteristiske arter antagelig ofte er så sparsom at artsmangfold som verdiargument gjerne faller omtrent helt bort. Og et tredje er at miljøendringene gjerne er så betydelige at for mange naturtyper kan nydanning både være tidsmessig og ressursmessig en like effektiv bevaringsstrategi som restaurering.

Konklusjon

Fastsettelse av inngangsverdier og grenseverdier er i første rekke politiske valg/forvaltningsvalg. Den naturfaglige utfordringen er først og fremst å få en harmonisert og konsekvent skala som gir lik tyngde på naturtyper og arter med samme bevaringsverdi/bevaringsutfordring.

Vi har forholdt oss til tre hovedretningslinjer for fastsettelse av disse nivåene:

1. Inngangsverdier er i stor grad basert på rødlistestatus for arter og naturtyper.
2. Antall verditrinn følger etablerte metoder innenfor konsekvensutredninger mv.
3. Retningslinjer for innsigelsespraksis danner et hovedskille for grenseverdier.

Det er grunn til å stille spørsmål om ikke innsigelseskriteriene er satt så lavt i enkelte tilfeller at disse kanskje burde vært revidert (sammenlign eksempelvis innslagskravene med naturtyperesultatene vist i bl.a. figur 5). Dette går vi ikke nærmere inn på her, da vi regner det må være en nær sammenheng mellom innsigelser og grenseverdier for verdinivåene.

Vi har to utfordringer i tillegg: For det første forsøker vi å utarbeide en verdisettingsmetodikk for landformer, et natursystemnivå over naturtyper, og som ikke er inkludert i retningslinjene for innsigelser. Vi har derfor lite politiske føringer å bygge på, og må i stedet delvis lene oss på det som har vært utarbeidet av lignende metoder tidligere, og som har blitt politisk akseptert (i etterkant). I tillegg medfører verdisetting på landform-nivå nye behov for harmonisering/samkjøring av ulike kvaliteter/verdier på arts- og naturtypenivå. Også her finnes det noe erfaring fra tidligere som vi kan bygge på.

Det er uansett nødvendig å presisere at det vi kommer med her er et forsøk/eksempel på en metode for verdisetting av landformer (og i noen grad også en tilnærming til generell kartlegging av en landformenhet). Arbeidet bakenfor er mye tynnere enn hva eksempelvis NiN kan vise til. I tillegg er det få politiske retningslinjer som vi kan bygge på. Som et forsvar for vår løsning, så mener vi på den andre siden at vårt poengsystem basert på ulike variabler gir stor fleksibilitet for tilpasning til skiftende politiske retningslinjer. Det vil i teorien være enkelt å skifte ut eller endre på poeng for ulike variabler, og også flytting av grenser mellom ulike nivåer for samlet verdi lar seg enkelt gjøre.

6.9 Vektlegging av naturtyper versus arter

Bakgrunn

Bevaring av naturtyper likestilles med arter i naturmangfoldloven. Samtidig bygger både definisjonen av naturtyper og svært mye av praktisk kartlegging av naturtyper med tilhørende tilstandsvariabler på forekomsten av arter. Vi har i tillegg en metodikk for verdisetting av naturmangfold i konsekvensutredninger der naturtyper og arter i teorien behandles separat, men der arter igjen blandes inn i verdisettingen av naturtyper. Det er også i praktisk kartlegging og metodeutvikling stor forskjell på hvor sterk vekt som legges på arter. Vårt spørsmål blir da i hvor stor grad arter bør tillegges vekt i en metode for verdisetting av bekkeløfter.

Diskusjon

Vi mener i utgangspunktet at dette neppe er et spørsmål som det finnes noe endelig svar på eller som kan begrunnes på en solid prinsipiell måte. Det er minst tre viktige årsaker til dette:

1. Definisjon av natursystemtyper bygger i stor grad på forekomst av arter, noe som medfører fare for sirkelargumentasjon.
2. Forvaltningsmessig er det stor forskjell på hvor mye vekt som i praksis legges på kartlegging og verdisetting av arter versus naturtyper, uten at dette er tydelig koblet mot lovverket.
3. Det subjektive elementet knyttet til verdisetting, som innebærer at verdisetting alltid vil angi verdi *for noen*. Denne oppfatningen vil samtidig kunne endre seg over tid og påvirkes av ytre rammebetingelser.

I tillegg benyttes det ved verdianalyser av naturtyper også gjerne variabler som i varierende grad baserer seg på artsforekomster.

Nåværende metodikk for verdianalyser av naturmangfold i konsekvensutredninger behandler overfladisk sett naturtyper og arter som separate variabler. I teorien kunne en derfor tilsynelatende sett på disse som uavhengige og etablert et slikt prinsipp. Som det kommer fram av punkt 1 foran så går ikke det for naturtyper, siden de alt i utgangspunktet i stor grad er bygd opp av artsforekomster.

Bevaring av artsmangfoldet har også av praktiske årsaker i utstrakt grad vært innlemmet som verdikriterium for naturtyper. Dette blant annet fordi naturtypene kan være hensiktsmessige enheter

også for mange arter (noe som ikke bør være uventet) og fordi dette kan forenkle saksframstillingen vesentlig. Det er tross alt mye lettere å forholde seg til en naturtypelokalitet med en samlet/oppsummert verdi som samtidig inkluderer 20 rødlistearter, sammenlignet med om en skal lage egne lokaliteter med egne verdier for hver enkelt art. I praksis har bruken av verdikategorien «økologiske funksjonsområder for arter» hittil stort sett begrenset seg til arealkrevende arter som har miljøkrav som omfatter flere naturtyper (som mange pattedyr og fuglearter), samt prioriterte arter etter naturmangfoldloven med juridisk definerte funksjonsområder. Omtrent alt ellers av artsmangfold, dvs. alle virvelløse dyr, karplanter, lav, moser og sopp, har i praktisk verdisetting latt seg inkludere i verdien til naturtypene.

Vi mener det foreligger flere gode grunner til fortsatt å la verdisetting av arter være et (av flere) element i verdisettingen av naturtyper:

1. Arter inngår alt i definisjonen av naturtyper, og naturtyper lar seg uansett ikke definere som uavhengige.
2. Det er ofte praktisk og gir bedre oversikt.
3. Det mangler en god metodikk for å få en fullstendig og samtidig likeverdig kartlegging og verdisetting av alle arter.
4. Flere studier av naturtypekartlegging vektlegger uansett at god artskompetanse er viktig for kvaliteten (se eksempelvis Haga et al. 2021).
5. Arter representerer mer objektive og stabile økologiske enheter enn naturtyper, med vesentlig mindre preg av gradvise overganger eller behov for etablering av subjektive inndelingssystemer (Gaarder & Wangen 2019).

Samtidig ligger det også noen klare svakheter i en slik løsning:

1. Arter kan som en følge av dette potensielt bli telt flere ganger. Dette kan gi uryddige løsninger.
2. Det er en fare for at enkelte arter/artsgrupper på denne måten blir neglisjert (fordi de ikke påvises), mens andre får for stor tyngde.
3. Arter har gjerne en mer ustabil opptreden, og forvaltningsmessig gir naturtyper derfor større forutsigbarhet.
4. Det er i tillegg en fare for at mange arter sine miljøkrav ikke blir fanget opp på en tilstrekkelig god måte.
5. Det kan også være mer kompetansekrevende og ressurskrevende sammenlignet med naturtypekartlegging. Artene kan bli oversett.

Svakheter knyttet til punkt 1 kan eksempelvis være der spesielle arter utgjør en del av grunnlaget for identifikasjon, avgrensning og kvalitetsvurdering av naturtyper. Nå gjelder dette neppe mange arter, men noen karplanter med ganske snevre miljøkrav har status som prioriterte og kan derfor gi et slikt utslag. Dette burde vært prinsipielt avklart, men vi tror dette blir såpass spesielt og på siden av vårt mandat at vi ikke forfølger problemstillingen nærmere.

Punkt 2 og 3 er mer relevant, og i begge tilfeller utgjør ikke minst virvelløse dyr en stor utfordring. Disse utgjør samtidig nærmere halvparten av vårt artsmangfold, så spørsmålet er sentralt i bevaringssammenheng. I Miljødirektoratet (2020) sin kartleggingsinstruks gis det ingen muligheter for å kartlegge virvelløse dyr, og disse virker heller ikke inkludert i noe av metodikken som ligger bak, verken i identifikasjon av naturtyper, beskrivelse av dem eller i kvalitetsvurderingene. Mange virvelløse dyr har miljøkrav som bør gjøre kartlegging av naturtyper til et like godt egnet bevaringsverktøy for dem som for karplanter, lav, moser og sopp. Men det er også en del virvelløse dyr (særlig insekter) som stiller såpass skiftende miljøkrav i sin livssyklus at naturtyper kan bli et mer ufullstendig redskap (eksempelvis arter der larvestadiet er knyttet til død ved/gamle trær, mens voksne individ krever åpne engsamfunn).

Disse svakhetene blir til dels forsterket gjennom norsk forvaltningskultur, der utredningskrav ofte er spesifikt rettet mot forekomst av naturtyper samt ulike grupper arealkrevende virveldyr. Det er mer sjelden andre organismegrupper blir trukket inn, og skjer det så er det gjerne koblet mot forekomst av naturtyper.

Hvor godt arts mangfoldet i praksis blir ivaretatt gjennom utredningskravene som stilles burde vært et sentralt utredningstema. Ikke minst burde det vært sett i perspektiv til ny metodikk for kvalitetsvurdering av naturtyper, der virvelløse dyr (i motsetning til den gamle DN-håndbok 13-metoden) konsekvent er neglisjert, samt til ny metodikk for verdisetting i konsekvensutredninger. Dette faller utenfor vårt mandat, og vi velger derfor her bare å basere vårt forslag til metodikk på noen enkle prinsipper som i begrenset grad lar seg begrunne på en ryddig måte, og som bør vurderes mer grundig og kritisk:

Prinsipper/konklusjon

I verdisettingen av naturtyper inngår også verdisetting av deler av arts mangfoldet. Et viktig unntak er arealkrevende virveldyr. Problemstillingen må likevel oppfattes som mangelfullt utredet.

Utdypende konsekvenser

Dette medfører et par viktige avvik fra Miljødirektoratet sine metoder. For det første innebærer det at virvelløse dyr blir inkludert som grunnlag for kvalitetsvurdering (og i neste omgang verdisetting) av naturtyper, noe Miljødirektoratet ikke har med nå. Det kan potensielt også innebære at det blir behov for nye naturtyper eller påvirke avgrensning av naturtyper (eksempelvis tørre sand- og grusrike miljøer som er sterkt menneskepåvirket, se bl.a. Gaarder mfl. 2022, Ødegaard mfl. 2011), uten at vi ser behov for å gå nærmere inn på dette her.

Det påvirker også egnetheten til Miljødirektoratet (2021a) sin nye instruks for konsekvensutredninger. Der gis eksempelvis sårbare naturtyper med svært høy lokalitetskvalitet svært stor verdi/forvaltningsprioritet, mens sårbare arter ikke oppnår mer enn stor verdi, og tilsvarende får nær truede naturtyper med høy eller svært høy lokalitetskvalitet stor verdi, mens nær truede arter ikke kan oppnå mer enn middels verdi. Siden store deler av arts mangfoldet i praksis ikke har vært inkludert i både definisjon og kvalitetsvurdering av naturtyper (og noe vi foreslår å opprettholde), medfører dette at Miljødirektoratet legger opp til at dette arts mangfoldet får en systematisk lavere verdi enn både andre arter og naturtyper. Dette kan være et brudd på naturmangfoldloven sin likestilling av arter og naturtyper, som i praksis særlig rammer alle virvelløse dyr hardt. Vårt forslag til prinsipper er derfor i konflikt med Miljødirektoratet (2021a) sin verdisettingsmetodikk.

6.10 Hva faller utenfor rammene?

I denne utredningen foretar vi en rekke valg. En del av disse blir gjort underveis, og der vi tilstreber å begrunne dem og/eller å beskrive alternative løsninger. Noen er av såpass grunnleggende art at de bør oppsummeres og tydeliggjøres i et eget kapittel, selv om de i noen grad er redegjort for tidligere. Men, se også kapittel 10 der vi trekker fram en rekke problemstillinger og utfordringer som vi mener burde vært gått nærmere inn på!

Vi verdisetter med grunnlag i naturmangfoldloven og ikke annet lovverk. Med andre ord betydningen for bevaring av naturmangfoldet og ikke eksempelvis verdi for næringslivet, friluftsliv eller andre interesser. Dette bør være selvsagt og slike prinsipielle skiller kommer da også tydelig fram i bl.a. veiledning og regler for konsekvensutredninger.

Vi har ikke trukket inn økosystemtjenestebegrepet i diskusjonen omkring verdisetting av arts mangfoldet, og i praksis er det bare deler av økosystemtjenestene som fanges opp. I likhet med avgrensningene nevnt i forrige avsnitt skyldes det ikke minst at dette hittil ikke har vært en tradisjon. Det er samtidig grunn til å regne med at betydningen av mange økosystemtjenester blir ivaretatt

gjennom verdisetting gjort av andre sektorer. Det er her også grunn til å trekke fram naturmangfoldloven, som ikke inkluderer dette perspektivet i sine bevaringsmål.

Vi har i tillegg gjort flere avgrensninger innenfor definisjonen av *naturmangfold* i vår besvarelse. Vi har ikke behandlet geologisk mangfold, i praksis ikke landskapsmessig mangfold (slik vi har forstått dette i naturmangfoldloven) og i liten grad genetisk mangfold. Dette er en potensiell svakhet med metoden, og det bør antagelig utredes nærmere om verdisettingen på sikt bør utvides med en gradering etter slike kvaliteter. Vår begrunnelse for ikke å inkludere dem er i første rekke rene ressursbegrensninger.

Vi verdisetter primært ut fra et forvaltningsperspektiv i utbyggingssaker, ikke eksempelvis vernesaker. Dette betyr mer konkret at eksempelvis urørthet ikke blir tillagt særlig vekt (noe det derimot er lovhjemmel for når områder vurderes for vern etter naturmangfoldloven).

7 FORSLAG TIL VERDISETTINGSMETODE FOR BEKKEKLØFTER

7.1 Innledning

Denne rapporten skal danne grunnlaget for en metodikk for kartlegging og verdisetting av landformen bekkekløft. I prinsippet ønsker vi at denne metodikken skal være så generelt utformet som mulig, slik at i det minste hovedtrekkene i metoden er overførbart til annen kompleks natur og større geografiske enheter der beskrivelsene av hvert enkelt natursystem ikke gir tilstrekkelig presisjon eller grunnlag for å besvare sentrale forvaltningsutfordringer.

Vi velger å publisere selve metoden i et vedlegg til denne rapporten, slik at den kan stå på egne bein i operativ bruk. Om man ønsker å dykke ned i bakenforliggende argumentasjon og prinsipper for valg som er gjort så henvises det til selve hovedrapporten.

Prinsipielle forhold rundt utvalg av variabler skal være redegjort for i tidligere kapitler. I denne delen vil vi derfor fokusere på en konkret gjennomgang av variabler og hvordan disse er anvendt i metoden.

7.2 Metodens struktur

Metodikken er inndelt i tre hovedbolker og bruk av metoden skal følge denne rekkefølgen:

1. Kartlegging av naturtyper og egenskaper (naturtypebeskrivelsen)
2. Verdisetting av bevaringsenheter (verdianalyse på natursystemnivå)
3. Vurdering av potensiale og usikkerhet
4. Verdisetting på landformnivå (verdianalyse på landformnivå)

Punkt 1-3 henger sammen og må alltid gjennomføres. Punkt fire er aktuelt når man ønsker verdisetting av et stort og komplekst naturområde som helhet, men er ikke obligatorisk for at resultater fra punkt 1 og 2 skal kunne gis gyldighet og være relevante isolert sett. NB! Merk begrepet «bevaringsenheter». Vi har i selve kartleggingsmetoden valgt å benytte et slikt generelt, naturfaglig «nøytralt» begrep, både fordi «naturtyper» er et noe omdiskutert og vanskelig begrep (se både kapittel 4.2 og kapittel 10), og fordi det i flere tilfeller her uansett vil være snakk om sammensatte miljøer som omfatter flere naturtyper. Vi bruker også begrepet «kartleggingstema» som en samlebetegnelse på naturtyper og andre egenskaper i kartleggingssammenheng.

7.3 Avgrensning av kartleggingsområde

Vi anbefaler at kartleggingstemaer som er bekkekløftspesifikke skal kartlegges langs hele den planlagt berørte elvestrekningen. Øvrige naturtyper bør kartlegges innenfor landformavgrensningen bekkekløft.

7.4 Kartlegging av naturtyper og egenskaper

Her følger en gjennomgang av de valgene som er tatt i utvalg av naturtyper og egenskaper for kartlegging av natur i bekkekløfter.

Det er gjort et utvalg av naturenheter (naturtyper) og egenskaper (i første rekke lokale, komplekse miljøvariabler, heretter benevnt LKM) som er sentrale for å beskrive naturvariasjonen i det gitte natursystemkomplekset, i dette tilfellet bekkekløfter. Ut fra disse har vi definert kartleggingstemaer, som i praksis er enheter for kartlegging. Det finnes mye tilgjengelig kunnskap om naturvariasjon i bekkekløfter, og utvalget av variabler til kartlegging er basert på kunnskap og erfaring per nå. Der støtter vi oss i stor grad på Evju et al. 2011, men også Gaarder og Høitomt (2017) og Hofton (2015) sin gjennomgang av bekkekløftene i forbindelse med revisjonen av faktaark for DN-håndbok 13 har vært benyttet.

Føringene som ligger til grunn her bør ha gyldighet også i andre landformer med kompleks natur og kan også være relevante for å vurdere større naturlandskap generelt sett.

7.4.1 Kartleggingstema

Under følger en beskrivelse av kartleggingstema som er valgt ut for kartlegging etter denne metoden. Vi gir en kort begrunnelse for valg av kartleggingstema og diskuterer viktige forhold ved temaet og naturtypene og eventuelle egenskaper den er bygd opp av. For informasjon om hvordan man praktisk skal tilnærme seg metoden, samt hvordan de ulike kartleggingstemaene er definert og skal kartlegges, henvises det til vedlagt forslag til kartleggings- og verdisettingsmetodikk (Vedlegg I) og NiN-systemet <https://www.artsdatabanken.no/NiN>. Hvordan kartleggingstemaene håndteres videre inn i verdisetting er også omtalt i vedlegg I, samt oppsummert i **Feil! Fant ikke referansekil-**
den.. Kartleggingstemaene er lagt inn under de tilhørende bevaringsenhetene i den videre omtalen i denne rapporten.

Tabell 3. Oversikt over kartleggingstema (bygd opp av typer og egenskaper i NiN) med inngangsverdier og hvordan disse samles i grupper (bevaringsenheter) for verdisetting. Navn og koder for kartleggingstema er hentet fra NiN-systemet (Halvorsen et al. 2015) så sant ikke annet er angitt.

Bevaringsenheter	Kartleggingstema (naturtyper og egenskaper)	Inngangsverdi	Tillegg
Fossesprutsone	Fossesprutpåvirket areal (VS:a+) (VS:a+ blir et naturkompleks i NiN 3.0 som blir naturlig å kartlegge samlet.	50 m ² (arealer på 50-250m ² punktfestes, større arealer tegnes ut som polygon)	
Forekomst av polert (vanntransportert) dødved	Ikke NiN-type	Avventer implementering i NiN	
Kalkrike flomsoneberg	Kalkrik flomsonebergvegg og -knaus (T1-67,68) Utfigureres som linje!	30 m ² (som betyr 30 m linje langs å 1 meters bredde (sjablong))	
Åpen flomfastmark	Åpen flomfastmark på silt og leire (T18-C-2)	50 m ² (arealer på 50-250m ² punktfestes, større arealer tegnes ut som polygon)	
	Åpen flomfastmark på sand, grus og stein (T18-C-1)	50 m ² (arealer på 50-250m ² punktfestes, større arealer tegnes ut som polygon)	
	Åpen flomfastmark på kalkrik grus og stein (T18-C-3)	50 m ² (arealer på 50-250m ² punktfestes, større arealer tegnes ut som polygon)	

Bevaringsenheter	Kartleggingstema (naturtyper og egenskaper)	Inngangsverdi	Tillegg
Flomskogsmark	Flomskogsmarker på grus og stein (T30-C-1)	50 m ² 7SD-NS-3,4,5 & naturskog. Areal under 250 m ² punktfestes, øvrig areal tegnes ut som polygon.	Frekvensfordeling treslag + totaldekning tresjikt
	Flomskogsmarker på finmateriale (T30-C-2)	50 m ² 7SD-NS-3,4,5 & naturskog. Areal under 250 m ² punktfestes, øvrig areal tegnes ut som polygon.	Frekvensfordeling treslag + totaldekning tresjikt
	Kildepåvirkede flomskogsmarker på finmateriale (T30-C-3)	50 m ² 7SD-NS-3,4,5 & naturskog. Areal under 250 m ² punktfestes, øvrig areal tegnes ut som polygon.	Frekvensfordeling treslag + totaldekning tresjikt
Ekstrahumide arealer	Ekstrahumide arealer (C1, OC, O1) Ikke NiN-type NB: Kan overlappe med alle andre typer unntatt fossesprutsone.	2,5 daa og UE:a- og hvis skog 7SD-NS-4,5 & naturskog	Frekvensfordeling treslag + totaldekning tresjikt
Kalkmark	Skogsmark KA-hi (unntatt flomskogsmark)	2 daa og 7SD-NS-4,5 & naturskog	Frekvensfordeling treslag + totaldekning tresjikt
	Åpen mark (KA-hi) (unntatt fossesprutsone, kalkrike flomsoneberg og åpen flomfastmark)	250 m ²	
Lågurtmark	Skogsmark KA-fg (unntatt flomskogsmark)	2 daa og 7SD-NS-4,5 & naturskog	Frekvensfordeling treslag + totaldekning tresjikt
	Åpen mark (KA-fg) (unntatt fossesprutsone, kalkrike flomsoneberg og åpen flomfastmark)	250m ²	
Gammel skog	Øvrige skogtyper	2 daa og naturskog	Frekvensfordeling treslag + totaldekning tresjikt
Treslagsvariasjon	Antall treslag >5% relativ dekning i bekkekløftområdet som helhet.	7SD-NS-4,5 & naturskog	
	Antall treslag > 10 gamle trær i bekkekløftområdet som helhet.	7SD-NS-4,5 & naturskog	
Rødlistearter uten polygontilknytning		Alle forekomster av rødlistearter som ikke inngår i kartleggingstema (polygon, linje eller punkt)	

Bevaringsenheterne kan grovt deles i to grupper, bekkekløftnaturtyper og andre naturtyper. Bekkekløftnaturtypene er sterkt knyttet til vannstrengen og/eller topografien i kløftmiljøer. Fossesprutsone og flomskogsmark er gode eksempler på slike typer. Den andre gruppen er naturtyper som regelmessig forekommer i bekkekløfter, men som ikke er direkte betinget av vassdraget og kløftmiljøet. Flere av disse naturtypene kan ha spesielt store kvaliteter i bekkekløfter, blant annet som følge

av vanskelig tilgjengelighet i forhold til menneskelige inngrep, men verdifulle lokaliteter av disse naturtypene er også utbredt andre steder i landskapet. De videre beskrivelsene av bevaringsenhetene med tilhørende kartleggingstema er gruppert i bekkekløftnaturtyper og andre naturtyper. Dette skyldes at vi tror det kan være fornuftig å utføre kartleggingen av naturmiljøer i disse to gruppene med litt ulik presisjon.

7.4.2 Bekkekløftnaturtyper

Fossesprutsone: Dette kartleggingstemaet inkluderer all natur etter NiN-systemet der den lokale, komplekse miljøvariabelen vannsprutintensitet (VS) primært brukes for å forklare naturvariasjonen. Dette betyr at alt areal som er fossesprutpåvirket (VS:a+) her skal kartlegges egenskapsområde. Et naturkompleks med samme definisjon vil implementeres i NiN 3.0 (Rune Halvorsen pers med.) og vi velger her å foregripe dette. Innenfor dette komplekset finnes i mange grunntyper som eksklusivt forekommer her. Dette gjelder to typer fosse-eng, kalkfattig og intermediær fosseeng (T15-C-1) og kalkrik fosseeng (T15-C-2). Det inngår også en rekke grunntyper av nakent berg med fosserøypåvirkning (Fossebergvegg og -bergknaus T1-69,70,71,72,73,74,75,76). I tillegg inkluderes all fosse-røypåvirket skog inn i denne kartleggingstemaet, da som trinn a på vannsprutintensitet (VU) der det vokser skog. I tillegg vil noe øvrig areal med nakent berg også inngå i komplekstypen. Vi gjentar at alt fossesprutpåvirket areal skal kartlegges som én enhet. Grunntyper skal ikke angis.

Det virker å være bred enighet om at fossesprutsone har ganske høy prioritet i kartlegging av biologisk mangfold. Et viktig spørsmål i kartleggingssammenheng er da inngangsverdiene for areal. Miljødirektoratets instruks (Miljødirektoratet 2021) opererer med 250m², mens Ihlen (2014a, 2014b, upubl.) i sitt fakta-ark fra revisjonsprosessen til DN-håndbok 13 opererer med 10-20m². Siden små fragmenter med fosseeng langs bratte stryk og ved småfusser også kan huse et spesialisert arts-mangfold er vår erfaring at en inngangsverdi på 250m² kan ekskludere mange viktige arealer. En inngangsverdi på 10m² vil derimot kanskje generere en del unødvendig areal, da mye tyder på at de aller minste arealene sjeldnere huser viktige mikromiljøer som er viktige for spesialister (egne obs). Vi har derfor valgt å bruke 50m² som inngangsverdi. Merk at arealer mellom 50 og 250 m² punktfestes, men større arealer tegnes ut som polygon. Arealer som er punktfestet gis automatisk median-verdien 150 m² ved utregning av totalt areal for dette kartleggingstemaet.

Forekomst av polert (vanntransportert) dødved: Dette spesielle elementet er ikke tidligere kartlagt som frittstående egenskap, men ble foreslått som parameter under flomskogsmark i revisjonsarbeidet med DN-håndbok 13 (Høitomt 2014 upubl.) Dette substratet er viktig for flere sjeldne og trua moser og sopp og flere av disse artene finnes bare på dødved av denne spesielle kvaliteten. Særlig godt dokumentert er denne sammenhengen for flere arter i slekta *Scapania*, tvebladmoser.

Dette er foreløpig ikke et definert substrat i NiN, men like fullt en egenskap som er sentral i mange bekkekløftmiljøer. Dette kartleggingstemaet opptrer i mange ulike naturtyper, men er ofte mer eller mindre frikoplet fra naturtypen siden stokkene kan falle uti hvor som helst det finnes trær og i tillegg kan fraktes med vannet for så å legges igjen på et nytt sted. Merk at polert dødved ikke trenger å være vanntransportert. Dersom et stort tre faller over en bekk eller elv og blir liggende, kan dette være et egnet substrat både før og etter forråtnelsesprosessen kommer så langt at stokken deler seg opp eller føres videre med strømmen. Volummessig finnes det nok mest polert dødved i flomskogsmark, men elementet opptrer også i åpen flomfastmark, i vannkanten eller ute i elva/bekken (egen erfaring). Vi har derfor valgt å frikople dette elementet fra naturtypene og basert kvalitetstrinnene på absolutte verdier for antall funksjonelle stokker. En funksjonell stokk er definert som en stabilt fuktig eller >20 cm grov låg eller del av trestamme. Denne definisjonen er ment som veiledende. Her må erfaring brukes ved opptelling. Det er med dagens kunnskapsnivå ikke for-svarlig å komme med en mer presis definisjon av hva som er en funksjonell stokk.

Kalkrik flomsonebergvegg og flomsonebergknaus: Dette er et kartleggingstema som tidligere ikke har vært egen enhet i naturtypekartlegginger, selv om den i praksis ofte har inngått i naturtypene bekkekløft og bergvegg eller skogsbekkekløft. Etter innfasingen av Miljødirektoratets (2021c) instruks er det mer usikkert hvor disse arealene fanges opp, blant annet som følge av krav til minsteareal. Disse miljøene er viktige å få kartlagt siden det er dokumentert et høyt mangfold av sjeldne og trua moser og lav der. Dette gjelder stort sett de mest kalkrike bergartene, selv om enkelte rødlistede arter i dette elementet også er tilknyttet fattigere berggrunn, men da med en svært begrenset geografisk utbredelse grunnet klimatiske krav. Vår erfaring er at disse unntakene trolig er så få at vi har valgt å definere de ut av metodikken. Artene det angår må da eventuelt inngå i ekstrahumide arealer eller registreres og medregnes som rødlisteart uten polygontilknytning.

Kartleggingstemaet omfatter to grunntyper som opptrer som smale soner under øvre flomnivå langs vassdragene. De to grunntypene spenner over de tre øverste trinnene på skalaen for kalkinnhold (KA:ghi) for henholdsvis flomsonebergvegg (T1-67) og flomsonebergknaus (T1-68). Der disse typene forekommer på strekninger lengre enn minstelengden markeres forekomstene i linjetema. I den videre verdisettingen gjøres én meter linje om til én kvadratmeter. Slik kan verdisettingen baseres på areal på samme måte som for andre typer. Størrelsen én meter er valgt på grunn av at det er vår erfaring at dette er omtrent gjennomsnittlig bredde på funksjonell del av flomsone langs midtstore vassdrag i bekkekløfter. Variasjon i bredde er stor og kan variere fra godt under én meter på loddrette berg og opp til flere titalls meter i tilfeller der flate sva blottlegges ved lav vannføring. Husk at begge sider av elva telles med, noe som betyr at man kan registrere to kvadratmeter per meter elvestrekning der man har forekomst på begge sider. Minstelengde settes til 30 m. Det aksepteres inntil 20 % innslag av andre naturtyper så fort minstelengden oppnås. Et alternativ er å tillate inntil ti meters brudd eksempelvis for hver 30 eller 50-ende meter elvestrekning, men det er mulig en slik tilnærming er en unødvendig komplisert øvelse.

Åpen flomfastmark: Denne bevaringsenheten (og NiN-hovedtypen) opptrer sparsomt innenfor de fleste bekkekløfter. Det finnes noen unntak i store elvekløfter med lite fall og i nedre deler av kløfter der de munner ut i hoveddalfører. Tre av fire grunntyper tilhørende denne hovedtypen kan i teorien være aktuelle, og åpen flomfastmark på sand, grus og stein (T18-C-1) er den mest aktuelle. Åpen flomfastmark på sand med klart erosjonspreg (T18-C-4) tror vi ikke er relevant, og de to andre grunntypene vil trolig bare opptre lokalt eller unntaksvis innenfor landformen bekkekløft. Minstearealet er satt til 50 m² for alle de tre relevante grunntypene. Egenskapsområder fra 50 til 250 m² skal punktfestes, men større arealer tegnes ut som polygon. Arealer som er punktfestet gis automatisk medianverdi 150 m² ved utregning av totalt areal som dette kartleggingstemaet.

Åpen flomfastmark er gjerne dynamisk natur der de enkelte forkomstene kan flytte på seg over tid. Man bør likevel forvente at totalarealet innenfor en lengre elvestrekning er langt mer stabilt. For å få en god økosystemtilnærming er det derfor en stor fordel å verdisette arealer med åpen flomfastmark samlet innenfor et større område, eksempelvis en bekkekløft, slik som denne verdisettingsmetodikken i dette prosjektet legger opp til.

Flomskogsmark: Denne hovedtypen kan være viktig i mange bekkekløfter, særlig i kløfter der elva har begrenset fall og der bunnen av kløfta er bred. Vanligst er arealer fra noen titalls og opp til noen hundre kvadratmeter, men stedvis kan man, også i bekkekløfter, finne flomskogsmark på sammenhengende arealer på noen titalls dekar. Hovedtypen flomskogsmark er delt inn i fire grunntyper der alle i teorien kan forekomme i bekkekløfter. Flomskogsmark på grus og stein (T30-C-1) er vanligst, men flomskogsmark på finmateriale (T30-C-2) vil også kunne inngå der vannhastigheten er lav. De to øvrige grunntypene virker sjeldne.

Utfigurering av flomskogsmark er vanligvis en nokså enkel øvelse, men der man har større flate partier langs elva kan overgangen mot ikke flompåvirket areal bli diffust. Definisjonen på flomskog er jevnlig oversvømmelse, vanligvis, men ikke nødvendigvis årlig. De arealene som oversvømmes sjelden kan være vanskelig å påvise og avgrense. Vi setter minstearealet til 50 m². Det er satt så lavt for å fange opp små, men funksjonelle flomskogsmarkfragmenter langs vassdrag der topografien ikke legger til rette for større sammenhengende enheter. Egenskapsområder fra 50 til 250 m² skal punktfestes, men større arealer tegnes ut som polygon. Arealer som er punktfestet gis automatisk medianverdien 150 m² ved utregning av totalt areal for dette kartleggingstemaet. Siden alle forekomster av flomskogsmark summeres og vurderes sammen i verdisettingen, vil utfigurering av mange små polygoner ikke generere merarbeid utover det selve utfigureringen medfører. Det er bare flomskogsmark i hogstklasse IV og V, samt i naturskogsfase, som skal utfigureres. Treslagsfordeling registreres på en frekvensskala (**Feil! Fant ikke referanseilden.**). Minstearealet vi opererer med er mye lavere enn Miljødirektoratet (2021c) sin inngangsverdi på 1 dekar. Med så høy inngangsverdi er vår erfaring at mange svært viktige flomskogsmarkarealer ikke blir kartlagt. Langs mange vassdrag opptrer flomskogsmark i små enheter, men kan likevel ha et betydelig totalareal og forekomst av flere truede arter. Det kan være at 50m² er litt lavt, men det må en grundigere uttesting av metodikken til for å finne ut av dette.

Tabell 4. Opplegg for frekvensfordeling av ulike treslag innenfor kartleggingstemaene (A8 skala)

Frekvens av treslag (kronedekning)	
Trinn 0	0 % dekning
Trinn 1	>0-3 % dekning
Trinn 2	3-6,25 % dekning
Trinn 3	6,25-12,5 % dekning
Trinn 4	12,5-25 % dekning
Trinn 5	25-50 % dekning
Trinn 6	50-75 % dekning
Trinn 7	Mer enn 75 % dekning

Ekstrahumide arealer: Her registreres alle arealer med særlig humide arealer i bekkekløfter. Dette kartleggingstemaet er begrenset til vegetasjonsseksjonene C1, OC og O1, noe som skyldes at den topografisk betingete humiditeten er viktigst i tørre områder. Her finner man et spesialisert arts-mangfold som blant annet omfatter flere høyt rødlistede lavararter. Etter hvert som man beveger seg inn i mer humide vegetasjonsseksjoner mister dette kartleggingstemaet gradvis sin relevans. I de mest nedbørrike delene av landet er høy humiditet ikke begrenset til kløfter, men finnes også i nordvendte lisider, se bl.a. omtale hos Evju mfl. (2011). De fuktighetskrevene artene som lever i disse delene av landet er derfor mer knyttet til et regnskogselement enn til et humid bekkekløftmiljø. Om man forenkler litt kan man si at regnskogsmiljøene overtar for de ekstrahumide bekkekløftmiljøene i de humide vegetasjonsseksjonene. Denne overgangen skjer gradvis, men de mest velutviklede ekstrahumide bekkekløftlokalitetene finnes i C1 og O1.

Med ekstrahumide arealer mener vi i denne sammenheng arealer som er lite uttørkingsekspontert og de defineres her som de to laveste trinnene på skalaen for den lokale komplekse miljøvariabelen uttørkingsekspontering (UE:a-). Vi har utarbeidet en foreløpig liste over arter som kan hjelpe til med å identifisere denne typen (**Feil! Fant ikke referanse kilden.**). De ekstrahumide forholdene er vanligst i dype kløfter og best utviklet fra bunnen og et lite stykke oppover i nordvendte (eller østvendte) sider. Humid granskog preges gjerne av rikelige mengder skjeggslav, mens man på marken og i blokkmark finner et tykt og mykt mosedekke av torvmoser og andre mattedannende arter. Minstearealet settes til 2,5 daa og typen utfigureres uavhengig av nesten alle andre typer med unntak av fossesprutsone. Med andre ord både skogkledt og åpen mark. For arealer innenfor hovedtypen fastmarksskogsmark skal bare arealer i hkl. IV, V og naturskogsfase inkluderes. Eventuelle forekomster av ikke-natur skal ikke inkluderes. Minstearealet er satt så høyt som 2,5 daa av flere årsaker. Det kanskje viktigste er at det ofte vil være behov for et litt større areal for at kartleggingsmiljøet i det hele tatt skal kunne påvises (luftfuktigheten i busk- og tresjikt vil naturlig utjevnes i mye større grad enn helt nede på marka, og forskjeller er derfor først merkbare over noe avstand).

Tabell 5. Oversikt over kjennetegnende arter for ekstrahumide områder i vegetasjonsseksjonene C1, OC og O1. Mangel på markering i tabellen betyr at arten ikke er en relevant indikator i denne seksjonen. Det kan ellers forekomme at arter er markert i soner de foreløpig ikke er påvist i. Vurderingen av artene er erfaringsbasert.

Gruppe	Norsk navn	Vitenskapelig navn	Vegetasjonsseksjon		
			C1	OC	O1
Lav	Kort trollskjegg	Bryoria bicolor	x	x	x
Lav	Langt trollskjegg	Bryoria tenuis	x	x	x
Lav	Olivenfjelllav	Fuscopannaria mediterranea	x	x	x
Lav	Mjuktjafs	Evernia divaricata	x	x	x
Lav	Tussepraktlav	Cetrelia cetraroides	x	x	x
Lav	Huldrepraktlav	Cetrelia monachorum	x	x	x
Lav	Trollpraktlav	Cetrelia olivetorum	x	x	x
Lav	Elfenbenslav	Heterodermia speciosa	x	x	x
Lav	Trådrag	Ramalina thrausta	x	x	x
Lav	Hodeskodelav	Menegazzia terebrata	x	x	x
Lav	Dalvrenge	Nephroma helveticum	x	x	x
Lav	Skrukkelav	Platismatia norvegica	x	x	x
Lav	Huldrenål	Chaenotheca cinerea	x	x	x
Lav	Hvithodenål	Chaenotheca gracilentia	x	x	x
Lav	Rimnål	Chaenothecopsis viridialba	x	x	x
Lav	Praktdoggnål	Sclerophora amabilis	x	x	x
Lav	Fossenål	Calicium lenticulare	x	x	x
Lav	Huldrelav	Gyalecta friesii	x	x	x
Lav	Rundhodenål	Chaenotheca sphaerocephala	x	x	x
Lav	Lodnepslelav	Micrarea hedlundii	x	x	x
Lav	Småragg	Ramalina dilacerata	x	x	x
Lav	Rund porelav	Sticta fuliginosa	x	x	x
Mose	Rødmuslingmose	Mylia taylorii	x	x	
Mose	Storstylte	Bazzania trilobata	x	x	
Mose	Heimose	Anastrepta orcadensis	x	x	
Mose	Tannkjølmose	Zygodon dentatus	x	x	x

Gruppe	Norsk navn	Vitenskapelig navn	Vegetasjonsseksjon		
			C1	OC	O1
Mose	Oreblæremose	Frullania oakesiana	x	x	x
Mose	Pelsblæremose	Frullania bolanderi	x	x	x
Mose	Svøpfellmose	Neckera pennata	x	x	x
Mose	Stammesigd	Dicranum viride	x	x	x
Mose	Hårkurlmose	Didymodon icmadophilus	x	x	x
Mose	Knattmose	Gyrowesia tenuis	x	x	x
Mose	Nurkblygmose	Seligeria pusilla	x	x	x
Mose	Skjermose	Metzgeria pubescens	x	x	
Mose	Knutetvebladmose	Scapania crassiretis	x	x	x

7.4.3 Andre naturtyper

Overhengende berg og grotter (T5): Vi har, i denne omgang, ikke valgt å legge inn dette som et eget kartleggingstema. Dette på tross av at slike miljøer opptre mye hyppigere i bekkekløfter enn ellers i landskapet, og har et spesielt og ganske artsrikt element av lav knyttet til seg, se Gaarder et al. (2022). En viktig kartleggingsteknisk utfordring er at miljøene arealmessig nesten alltid er svært små, og i så tilfelle må registreres som punkt.

Kalkmark: I motsetning til kartleggingsmiljøene nevnt i kapitlet over er ulike typer kalkrik mark ikke natur som er spesielt tilknyttet bekkekløfter. Når de forekommer, kan de imidlertid være likeså og til dels mer verdifulle her enn andre steder siden påvirkningsgraden i bratt terreng ofte er lavere enn i landskapet for øvrig. Kalknatur er generelt sjelden i Norge og svært mange rødlistearter er knyttet til arealer med høyt kalkinnhold.

Det bratte og svære varierte terrenget i bekkekløfter gjør at man potensielt kan ha en veldig stor kompleksitet i forekomsten av kalknatur. Denne viktige naturen finnes innenfor mange NiN-hovedtyper og flere titalls grunntyper, og en kartlegging av alle naturtyper med tilhørende mosaikkproblematikk kan bli svært ressurskrevende. Vi foreslår derfor for å gjøre forenklinger i kartleggingsmetodikken for disse typene. **I Feil! Fant ikke referanseilden.** presenteres ulike tilnærminger og vi gjør vurderinger av sterke og svake sider med de ulike tilnærmingerne. Det presiseres at en del grunnleggende valg allerede er tatt og dermed ikke anses relevante i denne gjennomgangen. Dette gjelder blant annet at dødved ikke skal registreres og at treslagsfordelingen skal registreres på en frekvensskala innenfor relevante polygoner. I tillegg er enkelte naturtyper ikke inkludert i lista over hva som skal kartlegges, fordi de ansees som svært sjeldne, selv om de unntaksvis kan forekomme i bekkekløfter.

Tabell 6 Alternative løsninger for utfigurering av kartleggingstema i bekkekløfter. Fire ulike alternativer er gitt og negative og positive sider ved de ulike alternativene er diskutert. Alternativ C er uthevet siden det er denne tilnærmingen vi har valgt i arbeidet videre.

Alternativ	Metodisk tilnærming	Positive sider	Negative sider
A	Utfigurering av alle relevante kartleggingstema separat	Man får vite eksakt hvor de ulike naturtypene befinner seg, noe som er en fordel om det skal gjøres fysiske inngrep i området. Standard kartfestede	Kan bli en svært ressurskrevende tilnærming som i flere komplekse bekkekløfter kan koste mer enn hva myndighetene ønsker. Tilnærmingen kan gi høyere oppløsning av natur-

		NiN-data blir produsert og tilgjengelig for andre brukere senere.	verdier som ikke er bekkekløftspesifikke enn hva det ofte er behov for.
B	Utfigurering av truede naturtyper, det vil si sårbare, sterkt og kritisk truede naturtyper. Disse kartlegges som de aktuelle naturtypene og ikke som de ulike kartleggingstemaene de ofte består av. Andre kartleggingstema slås sammen til henholdsvis skog og naturlig åpen mark.	Man får vite eksakt hvor de aller mest relevante naturtypene befinner seg, noe som er en fordel om det skal gjøres inngrep i området. I tillegg vil dette være en effektiv tilnærming som blant annet frigjør tid til artskartlegging som utgjør et sentralt punkt i verdisetningen.	Dårlig oppløsning på natur som ikke er rødlistet. En del data vil ikke kunne presenteres på standard NiN vis.
C	All skog og all naturlig åpen mark slås sammen til to kartleggingstema. Forekomst av NiN-kartleggingstemaene angis i prosent innenfor hvert enkelt kartleggingstema etter beste skjønn. Treslagsfordeling knyttes til den samlede skogpolygonen	Effektiv kartlegging, alle relevante areal fanges opp. Mulighet for å redusere minstearealet uten at arbeidet blir for komplekst. Bedre tid og kognitiv kapasitet til å fokusere på artskartlegging. Trolig større sikkerhet i avgrensning siden mange usikkerhetsmomenter ikke lenger er aktuelle.	Man får ikke vite eksakt hvor de ulike naturtypene befinner seg utover at de finnes innenfor polygonen. Standard kartfestede NiN-data blir ikke produsert og tilgjengelig for andre brukere senere.
D	All kalkmark slås sammen til ett kartleggingstema. Ellers som alternativet over.	Samme som over, men litt mindre ressursbruk.	Samme som over, men litt dårligere oppløsning.

I utgangspunktet planla vi å gå videre med alternativ B i tabellen over. Dette ville trolig gitt god nok oppløsning til dette formålet og gjort at ressursbruken ble akseptabel. Det er imidlertid et par store problemer knyttet til denne tilnærmingen. Viktigst er at rødlista for naturtyper kun vurderer skogtyper der et treslag eller en treslagsgruppe dominerer. Dette betyr at flere av de meste artsrike og viktigste blandingsskogene våre ikke ville bli inkludert i typene som skal utfigureres. Slike arealer havner utenfor Miljødirektoratet (2021c) sin metode, som annen kalkrik skog uten særlig naturverdi. Vi regner med at dette er en metodesvakhet som vil bli rettet opp i forbindelse med neste rødlisterevisjon. Vi vet også at det er på gang en stor revisjon av NiN-systemet (til NiN versjon 3). Dette kan få store konsekvenser for alle metoder som baserer seg på dette systemet, eksempelvis hvis anbefalt antall grunntyper blir endret.

Vi foreslår derfor å avvente til revisjonsarbeidet av både naturtyperødlista og NiN-systemet er gjennomført før en endelig bestemmer seg for hvordan skogtyper skal håndteres i denne metodikken. I mellomtiden foreslår vi å velge en tydelig forvaltningsrettet tilnærming der man fokuserer på å fange opp de viktigste arealene uten å bruke mye tid på en fininndeling som uansett kan bli endret relativt raskt.

Dette betyr at vi velger alternativ C i tabellen over når vi foreslår oppsett til metodikk. Den viktigste grunnen er at den aller mest kalkrike bekkekløftnaturen skilles fra den noe mindre kalkrike og at den eldste skogen skilles fra yngre skog. Om man klarer dette, vil man etter alle solemerker kunne ta gode beslutninger i forvaltningsarbeidet uten å vite alle detaljene rundt forekomst av alle grunntyper i denne fasen fram mot framlegg av ny versjon av NiN og rødliste for naturtyper.

Denne typen kan overlappe med egenskapene «gammelskog» og «ekstrahumid areal».

Gammelskog: Her skal alle øvrige kartleggingsenheter under hovedtypen fastmarkskogsmark i naturskogsfase utfigureres samles i et kartleggingstema. Dette betyr i praksis fattige og intermediære arealer med gammelskog. Minstearealet er 2 daa. Treslagssammensetning registreres på frekvensskala. Denne typen kan overlappe med alle andre typer.

Treslagssammensetning: Treslagsfordeling i eldre skog (hkl. IV, V og naturskog) totalt innenfor kløfteområdet registreres etter faglig skjønn på frekvensskala innenfor de enkelte kartleggingstemaene. Her brukes NiN A6-skalaen, da denne plasserer variasjonen i 6 klasser som vurderes som relevant for formålet.

Antall treslag med mer enn 1/16 dekning (6,25 %) i eldre skog (hkl. IV, V og naturskog) i undersøkelsesområdet telles opp og benyttes videre i verdisetting. I tillegg skal man telle opp hvor mange treslag som har flere enn 10 gamle trær. Gamle trær definert etter Tabell 7.

Tabell 7. Oversikt over krav for å kunne definere et tre som «gammelt» i denne sammenheng. Merk at alder kan brukes for alle treslag. For alle treslag utenom gran og furu vil det ofte være mest praktisk å bruke diameter. Diameter brukes ikke for gran og furu.

Treslagsgruppe	Treslag	Alder	Diameter
Bartrær	Gran	150	
	Furu	200	
	Barlind	100	>25
	Einer	100	>15
Edelløvtrær	Eik	200	>40
	Hengebjørk	125	>40
	Svartor	75	>30
	Andre edelløvtrær	150	>40
Boreale løvtrær	Bjørk	125	>40
	Osp	100	>40
	Pil og vier (selje)	75	>30
	Andre boreale løvtrær	75	>30

Rødlistearter uten polygontilknytning: Alle forekomster av rødlistearter innenfor kartleggingsområdet skal kartfestes og registreres på en måte som gjør at de blir synlige i Artskart. De fleste funnene vil havne innenfor ett eller flere polygoner, men i enkelte tilfeller vil rødlistearter kunne oppetre uavhengig av de andre naturverdiene vi ønsker å skille spesielt ut. I slike tilfeller skal hver enkelt art gis en poengverdi basert på rødlistekategori. Vårt forslag er at hver art teller bare én gang selv om det er flere enn ett funn. CR = 20 poeng, EN = 10 poeng, VU og DD = 5 poeng og NT = 3 poeng. Arter som allerede er registret innenfor en eller flere polygoner skal ikke telles på nytt når de også opptrer utenfor polygon.

7.5 Verdisetting på natursystemnivå

Både med grunnlag i landskapsøkologisk kunnskap og juridiske føringer så benytter vi oss i denne metoden ikke av verdisseting av enkeltpolygoner. Dette er nærmere diskutert og problematisert i kapittel 9.3. Snever bruk av verdisseting for enkeltpolygoner kan slå særlig uheldig ut for vassdragsnær natur. Vannstrengen binder der etter vår oppfatning sammen funksjonelt geografisk adskilte arealer, mer enn de skiller dem!

Denne naturen er også i stor grad dynamisk ved at de ulike funksjonene og elementene oppstår og forsvinner raskere enn i mange andre naturtyper. Ved å se all natur av samme type i sammenheng i verdissetingen, vil ressurser og fokus kunne flyttes vekk fra enkeltpolygoner til å se mer helhetlig på den viktige småskalavariasjonen som finnes i bekkekløftnatur, både ved utfigurering og verdisseting av polygon.

Når man da på neste steg i konsekvensvurderingen skal vurdere påvirkning, så bør det gi bedre oversikt og en mer helhetlig forståelse av omfanget om en betrakter naturtypen samlet og ikke isolerer det til fragmenterte enkeltpolygoner. I de tilfellene man står ovenfor direkte ødeleggelse og rent arealtap, så er det selvsagt nødvendig å foreta en konkret vurdering av de aktuelle arealene med verdifull natur som blir berørt, men selv i slike tilfeller bør det være en samlet forståelse av naturverdiene og verditapet som bør ligge til grunn for konklusjonene, ikke bare det enkelte «frimerket» som påvirkes i det konkrete tilfellet, se også diskusjon i kapittel 4.3. Perspektivet som vi her legger til grunn tror vi er mye bedre i samsvar med naturmangfoldloven sin vektlegging av økosystemtilnærming og samlet belastning i §10 enn eksisterende metoder.

Presis utfigurering av enkeltpolygon vil derimot fortsatt være fornuftig ressursbruk når det er snakk om mulig direkte ødeleggelse/konkrete fysiske inngrep som skal utredes. Og der en samtidig foretar en vurdering av tilstand og kvalitet, slik Miljødirektoratet (2021c) sin instruks også legger opp til (se likevel enkelte prinsipielle innvendinger mot deres tilnærming i kapittel 6). Både av hensyn til etterprøvbarehet i vurderingene som gis, og for å få en presis vurdering av påvirkningen, så vil det vanligvis være nødvendig. Eksempelvis kan verdien både til aktuell naturtype og hele bekkekløfta ligge like over fastsatte terskelverdier, og da kan selv små arealtap eller artstap påvirke konsekvensene merkbart.

7.6 Verdisetting på landformnivå

Verdissetingen på landformnivå er basert på størrelsen på bevaringsenhetene og funn av rødlistearter i de ulike kartleggingstemaene som er påvist. I en konsekvensutredning kan det være slik at landformnivået tilsvarer «landskapsøkologiske funksjonsområder» som verdikategori, uten at vi går dypt inn i det her, men se også omtale av problemstillingen i kapittel 6.1 og kapittel 11. De ulike kartleggingstemaene tillegges ulik vekt slik at resultatet er best mulig tilpasset forvaltningen (NVE) sitt behov. Vassdragsbetinget natur vektes generelt ganske høyt. Begrunnelsen for dette er at disse miljøene (som fosseberg og flomsonemark) i stor grad kan sannsynligvis kan betegnes som ansvarsnaturtyper for Norge. Det kan godt være at denne vektningen bør justeres som følge av erfaringer etter at metoden er tatt i bruk eller signaler fra myndighetene, men dette er en relativt enkel øvelse. Vi legger heller ikke opp til en uttømmende kartlegging og verdisseting av viktig natur på de arealene som ikke er vassdragsnære. For å delvis kompensere for dette foreslår vi imidlertid at rødlistearter ettersøkes på alt areal innenfor bekkekløftavgrensningen. De rødlisteartene som forekommer utenfor avgrensede polygon skal inkluderes i verdisseting av landformnivået som egen parameter.

Variasjon er et nøkkelbegrep i verdisetting av natur. I metoder for naturkartlegging kan de forenklingene som ligger i metoden føre til at en stor del av naturvariasjonen i praksis ikke teller med ved fastsettelse av verdi. Dette kan slå særlig sterkt ut i komplekse naturmiljøer som eksempelvis bekkekløfter. I tidligere metoder for kartlegging av bekkekløfter er variasjon ofte verdisatt i egne parametere som «treslagsvariasjon», «vegetasjonsvariasjon» eller «topografisk variasjon». I metoden vi legger fram i dette prosjektet vil stor variasjon medføre høy verdi totalt sett for kløfteområdet. Dette skyldes i stor grad forekomst av mange ulike kartleggingstemaer og rødlistearter. Vi har i tillegg valgt å legge til en egen parameter for treslagsvariasjon. Dette fordi vi har lagt opp til at denne typen variasjon, av ressursmessige og kognitive (kvalitetsmessige) grunner, i begrenset grad blir fanget opp innenfor utfigurerte og separat verdisatte polygon. Med parameteren treslagsvariasjon ønsker vi styrke betydningen av funksjonell variasjon i treslagssammensetning og forekomst av gamle trær av ulike treslag.

Størrelse og rødlistearter er gjennomgående parametere som brukes i verdisettingen av de ulike bevaringsenhetene. I verdisettingen av landformnivået gis alle bevaringsenhetene en poengskår der størrelse generelt gis noe mindre betydning enn funn av rødlistearter. Arealer med særlig dårlig tilstand er for en stor del definert ut av kartleggingen ved hjelp av inngangsverdier, noe som betyr at tilstandsvariasjon bare i beskjeden grad er aktuelt i selve verdisettingen. Dette valget forenkler verdisetting både på natursystem- og landformnivået i stor grad. Økt vekt på rødlistearter vil samtidig gi et mer direkte mål på naturmangfoldverdiene, men bør også indirekte fange opp arealene med best funksjon/tilstand.

Alle verditrinnene på den firedelte verdiskalaen noe – middels – stor – svært stor vil bli tillagt en poengverdi for de forskjellige bevaringsenhetene. Det er disse poengverdiene som benyttes i vektningen av de ulike enhetene. Vi har valgt å la poengfordelingen på de fire trinnene i utgangspunktet være av lineær art. Det er også mulig å legge opp til en mer eksponentiell sammenheng dersom man ønsker å belønne ekstra lite eller ekstra mye mot skalaens ytterpunkter.

Poengene for hvert kartleggingstema og for arts mangfoldet utenfor polygonene summeres til slutt. Sluttsummen viser totalverdien på landform-forekomsten, i dette tilfellet avgrenset bekkekløft.

Det kan være at naturverdiene er konsentrert til deler av en bekkekløftavgrensning grunnet eksempelvis flatehogst eller fysiske inngrep. Disse mindre verdifulle arealene vil likevel befinne seg innenfor landformavgrensningen, men man skal enkelt kunne se hvilke områder som ikke er verdifulle om man studerer funn av rødlistearter og plassering av polygoner (kartleggingstema) på natursystemnivået.

7.7 Metodekompleksitet

Vi har for verdisetting av landform valgt å benytte en simpel aggregering av ulike naturkvaliteter for å komme fram til samlet verdi. Dette er i motsetning til Miljødirektoratet (2021c) sin tilnærming for verdisetting av naturtyper på natursystemnivå. Begrunnelsen for vårt valg er i første rekke gitt i kapittel 6.4 om bruken av tilstand og kapittel 6.5 om kompleksitet og kvalitet, men se også omtalen av faren for «svarte bokser» i kapittel 9.1. Kort oppsummert mener vi at bruken av tilstand i verdisettingen i stor grad bør falle bort, samtidig som det etter vårt syn foreligger tunge argumenter for å ha en mest mulig enkel og oversiktlig metode. Dette bør også gjøre det klart lettere både å diskutere og eventuelt endre på de enkelte variablene som blir brukt. Miljødirektoratet (2021c) har i tillegg en ytterligere kompliserende tilnærming, da de skiller mellom såkalte primære og sekundære variabler, der de førstnevnte kan operere innenfor alle «kvalitetsnivåer», mens sistnevnte bare kan brukes til å justere kvaliteten ett hakk opp eller ned.

Vi har i kapittel 7.3 gått gjennom de ulike variablene og vanligvis begrunnet hvor detaljert/komplekst vi mener disse bør være (og i flere tilfeller uttrykt usikkerhet knyttet til våre valg). Ikke minst som det kommer fram av tabellen i kapittel 7.3.1 så opererer vi med mange flere kartleggingstema enn bevaringsenheter, noe som viser at vi har forsøkt å forenkle verdisettingsmetoden relativt mye, og at det er fullt mulig å lage den mer kompleks hvis ønskelig. Vi har også valgt i verdisettingen av bekkekløft som landform å se helt bort fra visse naturtyper som isolert sett utvilsomt er verdifulle, som ulike typer kulturmark. Også et slikt valg er utvilsomt diskutabelt, men skyldes både målsettingen om en mest mulig enkel metode, og at vi mener koblingen mellom forekomst av verdifulle kulturmarker og bekkekløftmiljøer naturfaglig sett virker svak og (hittil) mangler naturfaglig dokumentasjon.

Et viktig spørsmål som gjenstår, er om verdien til ei bekkekløft som helhet er større enn oppsummering av de enkelte verdiene på natursystemnivå. Vi finner det vanskelig å svare på dette på en god måte. Tidligere har eksempelvis urørthet og tilstedeværelse av store, sammenhengende naturområder blitt tillagt stor vekt i vernesammenheng og ved verdisetting av naturområder. At størrelse i seg selv er en viktig kvalitet er bredt anerkjent og vektlegges også i vårt verdisettingssystem for de ulike kartleggingstemaene på natursystemnivå. Men, vi kan ikke se at vi finner særlig god støtte for vektlegging av en slik helhetsbetraktning i dagens lovverk. Vi tror det også kan være vanskelig å lage et etterprøvbart, naturfaglig ryddig system for en slik vektlegging, både under utforming av metoden og ved bruk av den. Det er samtidig grunn til å nevne at vår metode er rettet mot anvendt arealforvaltning når ulike tiltak planlegges og ikke mot verneplanarbeider. I vernesammenheng er det nok bedre grunnlag for å argumentere for at det bør innføres en form for tilleggsvekting. Til sist vil vi anføre at vi tross alt har et forholdsvis helhetlig fokus gjennom vår verdisetting av ulike kartleggingstema samlet sett for kløftmiljøene og ikke en verdisetting av enkeltpolygon (basert på kartleggingsreglene for NiN i målestokk 1:5.000). Det kan være at en slik samlet verdi indirekte er fanget godt nok opp på den måten. Som vi beskriver i kapittel 7.4 så tror vi også at vår tilnærming gir bedre muligheter enn før til å vurdere påvirkning i konsekvensutredninger på en mer helhetlig måte.

7.8 Metodestabilitet

Det er viktig for alle brukergrupper at metoder og instruksjoner er stabile over tid. I en tidlig bruksfase må man regne med at det skjer en del endringer for å få metoden til å bli så treffsikker som man ønsker. I senere faser vil eksterne endringer i grunnelementene som metoden er bygd opp av kunne skape behov for endringer. Slik er det også her, blant annet fordi NiN-systemet er planlagt oppgradert til en 3.0-versjon i løpet av få år. Dette kan virke inn på hvordan kartleggingstemaene/kartleggingstemaene er bygd opp, og skal man følge nyeste NiN-versjon, må metodikken da endres.

Rødlister skal heretter revideres hvert 6 år, både for naturtyper og arter. Naturtyperødlista er i sin andre versjon fortsatt noe prematur i sin utforming, og vi antar det vil bli ganske store endringer ved neste revisjon, som er planlagt i 2024. Siden foreslått bekkekløftmetodikk er frikoplet fra rødlista for naturtyper ved at disse verken definerer kartleggingstema eller brukes i verdisetting vil ikke dette direkte være et problem. Den foreslåtte metodikken vil gi gode muligheter for å utlede rødlistede naturtyper fra kartleggingsdataene for en del typer, mens det for andre ikke er mulig å legge til rette for dette før NiN-systemet og rødlista for naturtyper blir revidert. På den annen side legger vi opp til at alle intakte forekomster av rødlistede naturtyper vil bli fanget opp av metoden under kartlegging, selv om kartlagte polygoner ikke nødvendigvis er 1:1 med naturtypene slik de presenteres på rødlista.

Rødlista for arter har akkurat kommet ut i ny versjon. Vår vurdering er at framtidige revisjoner ikke bør påvirke metoden i nevneverdig grad. Kartleggingsresultatene vil selvsagt kunne påvirkes av skiftende kategorier for enkeltarter, men selve rammeverket til metoden behøver trolig ikke endres. En

revisjon kan potensielt føre til at det blir mange flere relevante rødlistearter som kan opptre i enkelte kartleggingstemaer og at man dermed lettere kan oppnå høyere poengsum (eller motsatt – færre rødlistearter og lavere poengsum). Det er da etter vårt syn riktig å oppfatte dette som at denne naturen har blitt enda viktigere å bevare enn før, og at det derfor er korrekt at noen lokaliteter får høyere verdi. Denne problemstillingen er heller ikke ny, og har vært diskutert i de fleste metoder for kartlegging av natur der rødlistearter er inkludert. I bekkekløftsammenheng er det noen klare endringer i den nyeste rødlista for arter (Artsdatabanken 2021) som er verdt å merke seg. Flere fjellarter har kommet inn på lista og mange av disse vil kunne forekomme i bekkekløfter under skoggrensa. Mange av disse artene har fortsatt solide bestander i fjellene våre, men er forventet å ha en kraftig tilbakegang i tiårene som kommer. Bestandene av disse artene i bekkekløftene våre kan vise seg å bli viktige for disse artenes regionale overlevelse på sikt og vektleggingen av dem bør derfor trolig ikke nedgraderes selv om artene fortsatt er tallrike i fjellet.

8 FELTUTPRØVING

En parameterstyrt kartleggings- og verdisettingsmetodikk har et stort behov for utprøving. Første utprøving bør gjøres i løpet av selve metodearbeidet og dermed sørge for å luke bort de største feilene før et første utkast forlater skrivebordet. Dette betyr slett ikke at metoden er ferdigsnekret og helt uten feil etter dette. Naturens variasjon er så stor og kartleggingstemaene i en håndterbar metodikk relativt sett så få, at det kreves at man tester metodikken mot en tilstrekkelig mengde variasjon før barnesykdommene kan elimineres. Enkelte kartleggingstemaene vil være mer forutsigbare enn andre, men hvordan de ulike kartleggingstemaene virker sammen i en verdisettingsmetodikk vil alltid være vanskelig å forutse. Faren for logiske brister eller at viktige perspektiver og elementer blir utelatt, er høy.

Hovedmålet med utprøving i felt er å sørge for at alle kartleggingstemaene virker tilstrekkelig relevante. Altså om de alene og sammen genererer nok informasjon til at deres plass i metodikken kan forsvares. Vi har tro på at innholdet i kartleggingsmetodikken er ganske godt komponert ut fra dagens kunnskapsnivå om naturmangfoldet. Det dreier seg som flere velkjente kartleggingstemaer som inneholder naturenheter og egenskaper man gjennom lang erfaring har sett at er viktige for naturvariasjonen i disse miljøene.

Når det gjelder verdisettingen er det langt flere usikkerhetsmomenter. Vi legger opp til et poengsystem der de ulike bevaringsenhetene gis poeng etter størrelse, artsmangfold og enkelte andre egenskaper. Her har vi en stor utfordring med å finne ut hvor trinnverdiene for hver enkelt bevaringsenhet skal settes og hvordan antall poeng totalt skal innordnes i verdiklasser. Feltutprøvingen har gitt oss en del indikasjoner på dette, men det er helt nødvendig å teste metodikken bredere for å fastfeste hvor trinnverdier og verdiklasser bør se ut i den endelige versjonen av metodikken. Til sist er det strengt tatt et politisk spørsmål hvordan verdisystemet skal gis relevans og hvilken praktisk betydning de ulike trinnene skal gis. Vår oppgave er å komme med et forslag til løsning som det i neste omgang forhåpentligvis er mulig å utlede de naturfaglige konsekvensene av de politiske valgene som må tas.

8.1 Utvalgte undersøkelsesområder

Utvalget av områder til utprøving av metodikk er valgt ut etter noen enkle naturfaglige kriterier:

- Så mange kartleggingstema som mulig bør til sammen fanges opp i minst 2 områder.
- Topografiske og størrelsesmessige grensetilfeller bør oppsøkes.
- Lokalitetene bør fordele seg langs store deler av gradienten for kalkinnhold.
- Eksisterende kunnskapsnivå bør være ganske godt for flertallet av testområdene, slik at man har gode artslistor og et relevant sammenligningsgrunnlag for testing av verdisettingsmetoden.
- Minst én lokalitet der kartlegging etter Miljødirektoratets rutekartleggingsinstruks er gjort.

Vi valgte ut fra dette (og diverse mer praktiske hensyn) følgende bekekløfter som testområder:

Vestland fylke (gamle Hordaland)

- Øysteseelva, Kvam
- Kvanndalselva, Voss
- Risbruelva, Kvam
- Tokagjelet, Kvam
- Vambheimselva, Ulvik

- Tysso, Ulvik

Innlandet fylke (gamle Oppland)

- Fallelva, Søndre Land
- Vesleelva, Søndre Land
- Geispa, Sør-Aurdal
- Dokkaelva, Nordre Land

Viken fylke (gamle Buskerud)

- Hivju, Hol
- Bekkefossen, Hemsedal

8.2 Resultater av feltarbeidet

I dette kapitlet vil vi kort beskrive det vi oppfattet som viktige observasjoner og erfaringer fra de 12 utprøvingsområdene. Resultatene fra utprøvingen er presentert i **Feil! Fant ikke referanseilden..**

Øysteseelva: Godt kunnskapsgrunnlag fra tidligere undersøkelser. Viktig lokalitet for forståelse av trinnverdier for fossesprutsone og kalkrike flomsoneberg. I tillegg forekommer mye kalkrike berg. Ganske mange rødlistearter bidrar generelt ganske mye til poengverdien i dette området. Mindre fragmenter med flomskogsmark ble oppsøkt for å vurdere forhold rundt inngangsverdier for denne typen.

Kvandalselva: Godt kunnskapsgrunnlag fra tidligere undersøkelser. I regional sammenheng er dette et stort kløfteområde med særlig stor variasjon. Beliggenheten i indre fjordstrøk gjør at dette området har mange fellestrekk med kløfter på Østlandet. Dette speiles godt i poengverdiene for de ulike kartleggingstemaene som minner mye om det man oppnår i verdifulle, komplekse Østlandskløfter. Kvandalselva var viktig med tanke på å vurdere trinnverdier for flommarkskog, en naturtype som forekommer vanlig langs dette vassdragets nedre deler. I tillegg fikk vi «testet ut» bevaringsenheten «ekstrahumid areal», et miljø som er mest relevant i østlige og indre deler av landet siden de mest humide vegetasjonsseksjonene av klimatiske årsaker er definert ut av metodikken. Kvandalselva var også en viktig testlokalitet med tanke på forståelse av hvordan trinnene på poengskalaen for hele kløfteområdet skal settes.

Risbruelva: Godt kunnskapsgrunnlag fra tidligere undersøkelser. Lokaliteten har ikke veldig stor variasjon, men mye rik berggrunn og forekomst av fossefall. Dette var derfor et viktig vassdrag med tanke på hvordan ulike bevaringsenheter skulle vektas for at hensiktsmessig verdi oppnås i totalvurderingen. Kløfta var viktig for utvikling av vår oppfatning om at det prinsipielt er riktig at særlig relevante bekkekløftnaturtyper vektas såpass høyt at en svært viktig forekomst av én av disse alene er nok for å oppnå middels verdi for kløfteområdet totalt sett. Dette er imidlertid ikke et veldig sannsynlig scenario siden det i de aller fleste tilfeller oppnås poeng på minst tre ulike bevaringsenheter. Unntaket er områder med svært lave verdier.

Tokagjelet: Moderat kunnskapsgrunnlag fra tidligere undersøkelser. En del nye artsfunn i løpet av utprøvingsarbeidet, men store deler av kløfteområdet er nærmest utilgjengelig uten sikringsutstyr. Dette gjorde lokaliteten velegnet til å diskutere usikkerhets- og potensialvurderingsdelen av metodikken. Tokagjelet er noe større, men virket ellers veldig lik Risbruelva med tanke på variabelrelevans og poenggivning.

Vambheimselva: Moderat kunnskapsgrunnlag fra tidligere undersøkelser. En ganske klassisk mellomstor bekkekløft på Vestlandet på sur berggrunn. Nokså mange bevaringsenheter er aktuelle i området, men ingen er særlig godt utviklet. Vambheimselva ble derfor en viktig lokalitet med tanke på finjustering av trinnverdier på flere bevaringsenheter. En viktig diskusjon i denne sammenheng er

hvordan moderat poengverdi på mange bevaringsenheter skal håndteres i fastsettelsen av total kløfteverdi. En oppfatning av at varierte kløfter med gjennomgående nokså beskjedne verdier tidligere lett oppnådde nokså høy kløfteverdi førte til at vi med grunnlag i erfaringene herfra lot poengskalaen for totalverdien bli «strukket» litt ut i øvre del. Dette kombinert med en tiltagende økende (eksponentiell) poengverdi langs de mest sentrale bevaringsenhetenes trinnskala har blitt vår løsning på denne utfordringen.

Tysso: Moderat kunnskapsgrunnlag fra tidligere undersøkelser. Veldig skarpt nedskåret og vanskelig tilgjengelig kløft på rik berggrunn. Dette gjorde lokaliteten egnet med tanke på å diskutere usikkerhets- og potensialvurderingsdelen av metodikken. Våre erfaringer med denne lokaliteten gav oss det vi mener er en god dokumentasjon på at en systematisk tilnærming til usikkerhet og potensial er helt nødvendig for at intensjonene i Naturmangfoldloven skal oppfylles. Det er svært sannsynlig at det fortsatt finnes uoppdagete naturverdier i Tysso (vi gjorde selv flere interessante nyfunn av rødlistede og truede bekkekløftarter der), og dette må brukes operativt og gis en synlig plass i resultatene ved bruk av metodikken. Løse og vage betraktninger om at det er en viss usikkerhet, som preget tidligere utredninger fra vassdraget, har liten praktisk verdi og må søkes fjernet.

Fallelva: Dette er et regulert vassdrag med en kort strekning med svak kløfteform inkludert et lite fossestryk. Fattig berggrunn og sørvendt beliggenhet. Så godt som ingen bevaringsenheter var relevante, men området oppnådde noen poeng på ekstrahumide kvaliteter i ei litt humid gryte langs elva. Fallelva var et viktig utprøvningsområde for å sørge for at grenseoppgangen mellom middels, noe og ingen verdi blir fornuftig.

Vesleelva: Moderat kunnskapsgrunnlag fra tidligere undersøkelser. Vesleelva er et nokså typisk vassdrag i overgangen mellom flatbygdene og dalene på Østlandet. En noe varierende kløfteform gjorde det litt vanskelig å definere selve kløfteområdet helt entydig. Erfaringene blant annet herfra viste likevel ganske klart at de fleste kartleggingstemaene kan opptre langs vassdrag uten kontinuerlig kløfteform. Vi antar det er positivt at metodikken vil være anvendbar også i slike tilfeller, der det eksempelvis finnes flomskogsmark nedenfor munningen av en bekkekløft eller der en verdifull foss ikke faller ned i en kløft.

Geispa: Moderat kunnskapsgrunnlag fra tidligere undersøkelser. Dette er en typisk, dypt nedskåret granskogs-bekkekløft på Østlandet. Dette vassdraget oppnår mange poeng på ulike skogrelaterte bevaringsenheter, samt høy score på det ekstrahumide elementet med forekomst av høyt rødlistede arter knyttet til dette. Geispa var et viktig utprøvningsobjekt for å sørge for at verdifulle kløfter uten særlige innslag av kalkrik berggrunn også kan oppnå høy poengsum totalt i kløftevurderingen.

Dokkaelva: Godt kunnskapsgrunnlag fra tidligere undersøkelser. Sterkt regulert vassdrag som renner i lang og til dels dypt nedskåret elvekløft. Det er registrert mange naturtyper og over 70 rødlistearter i området som ikke er besøkt i 2021 (men der rapportforfatterne på forhånd satt inne med god kunnskap). Eksisterende data er derfor brukt til å sette poengverdier med den usikkerheten det selvsagt bringer med seg. Hensikten med å inkludere Dokkaelva var først og fremst å se hvor høy poengsum et av det aller mest komplekse og verdifulle kløftemiljøene i Norge får i henhold til denne metodikken og hvordan denne poengsummen bør plassere seg i forhold terskelpoengsum for høyeste verdiklasse - svært viktig. Det viste seg at de mest komplekse og verdifulle bekkekløftene måtte sprengte den foreløpige verdiskalaen ganske betydelig for at metodikken skulle fungere. Framgangsmåten og erfaringene blant annet herfra ble da: Høyeste verdi kan oppnås ved at et tilstrekkelig antall kartleggingstema oppnår høy poengscore. Antallet kartleggingstemasom behøves for dette avhenger av potensiell poengscore for enkelttemaene, men ved en «perfekt» sammensetning av typiske bekkekløfttema som fosser og ekstrahumiditet behøves full poengscore på tre kartleggingstemaer for å oppnå høyeste verdi. Selv om enkelte verdifulle kløfteområder sprenger poengskalaen, er det viktigste tross alt at man fanger opp de kløfteområdene som hele tiden har blitt ansett som særlig verdifulle. Det betyr at metoden er rigget slik at de fleste kløfter som er gitt 5 eller 6 poeng i bekkekløftprosjektet trolig

oppnår svært høy verdi i denne metodikken. Dokkaelva oppnår med sine 470 poeng over dobbelt så mye poeng som egentlig trengs for å oppnå høyeste verdi.

Hivju: Moderat til godt kunnskapsgrunnlag fra tidligere undersøkelser. Bekkekløftområdet her begrenser seg til to fossefall i øvre deler som munner ut i en nokså vid og grunt nedskåret bekkekløft i fjellskog. Naturverdiene er for en stor del knyttet til fossefallene og forekomst av svært kalkrike berg i tilknytning til særlig det nedre av disse. Hivju gav nyttig erfaring med hvordan verdifulle fosser som forekommer nokså frikoplet fra andre naturverdier bør komme ut i totalverdien. Ofte følges fosse-sprutverdier av i det minste noen andre verdier, som i dette tilfellet kalkrike bergvegger. Men i de tilfellene der fosser opptrer som isolert element vil bekkekløftmetodikken fungere dårlig. Det tror vi imidlertid ikke bør være problematisk verken for fosseverdiene eller metodikken som sådan, siden et fossefall med sin poengverdi vil stå godt på egne bein i forvaltningsarbeid, på samme måte som en gammel edelløvskog eller en isolert flomskogsmark.

Bekkefossen: Ingen undersøkelser fra tidligere. Dette var et lite og isolert areal rundt et fossestryk. Noen egentlig bekkekløft er det kanskje ikke, men like fullt kan det være et område som er relevant for bruk av energisektoren. Området oppnår en svært lav poengsum, der det kun var en viss trelags-variasjon og forekomst av nær truet art uten polygontilknytning som ble poenggivende. Dette fører til at Bekkefossen havner i kategorien «lav/ubetydelig verdi», og var i så måte en nyttig erfaring med miljøer som kommer aller nederst på poengskalaen.

Tabell 8. Resultater fra utprøvingen av metodikken i 12 ulike vassdrag. Poeng er oppgitt både for hvert enkelt kartleggingstema og samlet. Til slutt er også verdi etter metodikken brukt i Miljødirektoratets bekkekløftmetodikk angitt for sammenligning.

Bevaringsenhet	Kartleggingstema	Dokka-elva	Fallselva	Øystese-elva	Tokagjålet	Risbru-elva	Tysso	Vambheimselva	Hivju	Bekkefossen	Vesle-elva	Kvann-dalen	Geispa
Flomskogsmark	Sum areal	15		5			15				15	20	15
	Rødlistearter	30									45	50	30
	Døddved, stående og liggende (ikke vanntransportert)			20								15	
Forekomst av vanntransportert døddved	Sum mengde			5			5	5	5			5	15
Åpen flomfastmark	Sum areal	15											
	Rødlistearter	20											
	Forekomst av sand												
Fossesprutsone	Rødlistearter	20		50	30	50	15		30				
	Areal/sonering	15		30	20	20	15	10	30				15
Flomsoneberg	Rødlistearter	20		10	30	30	10					30	
	Forekomst av kalkberg	10		20	30	30	30				5	20	
Andre ekstrahumide areal (kun C1, OC, O1)	Sum areal	50	10				20	20			20	50	50
	Rødlistearter/LKM betinget art jfr. liste	50	30					15			30	20	50
Kalkmark	Løpemetervært kalkrike berg	20		30	30	30	30		20			30	

	Sum areal (skog og åpen mark)	15			20		20						
	Rødlistearter	15		30	15	20	15		15			20	
Lågurtmark	Løpemetar litt kalkrike berg	20		20	20	20	20	5	10			20	15
	Sum areal (skog og åpen mark)	20		20	15		15	10	15		30	15	
	Rødlistearter	30										15	30
Gammelskog	Sum areal	20		10							15	15	20
	Rødlistearter	30		5							15	20	30
Treslagsvariasjon	Antall treslag >5% dekning	10		15	10	10	10	10	5	5	5	10	
	Antall treslag >10 gamle trær	20		20					10		5	20	
Rødlistearter uten polygontilknytning	Sum poeng jfr. tabell.	25											
	Sum poeng	470	40	290	220	210	220	75	140	5	185	375	270
	Poeng jfr. bekkekløftmetodikk	6 poeng	0/1 poeng	5 poeng	4/5 poeng	3 poeng (2009), 4 poeng (2021)	4 poeng (2009), 5 poeng (2021)	4 poeng (2009), 2 poeng (2021)	3 poeng	0 poeng	4 poeng	5/6 poeng	5 poeng

8.3 Oppsummerte erfaringer

Utprøvingen av variabler med tilhørende trinn har ført til at vi nå mener at metodikken er klar til å testes av andre brukere i ulike typer bekkekløfter og lignende miljøer, og gjerne også at den vurderes nærmere for andre typer landformer og eventuelt natursystemkompleks. Uttestingen førte til en del endringer i inngangsverdier og trinnverdier, og det bør fremover fortsatt påregnes et visst behov for ytterligere justeringer. Etter vårt syn vil derfor den beste måten å få til dette på være å ta metoden i bruk slik at flere aktører kan gjøre opp sin mening og komme med innspill. En sesong med uttesting i litt ulike deler av landet og av flere aktører (konsulenter) bør danne et godt grunnlag for å komme tilstrekkelig i mål med metodikken til at den kan benyttes i forvaltningssammenheng.

Vi er i den sammenheng særlig spent på om brukerne finner seg til rette med den delen av metodikken om omhandler usikkerhet og potensialvurderinger. Denne delen er svært viktig for at resultatene gjort av ulike personer på ulike lokaliteter under skiftende forhold skal bli så sammenlignbare (og korrekte) som mulig.

Samtidig har prosessen avdekket store utredningsbehov før vi etter vårt syn har en like solid fundamentert og stabil verdisettingsmetodikk som det nå har blitt bygd opp for selve naturbeskrivelsen gjennom NiN. Det er påfallende hvor lite interessert særlig miljømyndighetene har vært til å gå dypere inn i de ulike utfordringene som en der står ovenfor. Konsekvensene har hittil blitt skiftende, ustabile metoder med svake og mangelfulle faglige fundament. Når så bakgrunnsteppet er en global naturkrise gir dette grunn til alvorlig bekymring for naturmangfoldet i Norge i framtiden.

9 DISKUSJON

9.1 Strukturell oppbygging

Vi har i denne utredningen forsøkt oss på det vi mener er en mer strukturert og samtidig bred tilnærming til utvikling av metodikk for verdisetting av naturmangfold enn hva som etter vårt syn har vært praktisert tidligere. Andre har vært minst like tydelige og kanskje også mer ryddige i forhold til mandatet som er gitt, og har selv sagt også oppgitt viktige fundament de har valgt å bygge metoden på. Men vi har forsøkt å gi en tydeligere og mer utdypende beskrivelse av premissene og prinsippene, og mener det også er nødvendig å se disse i et bredere perspektiv enn det som gjerne har vært tilfellet tidligere; eksempelvis ved å trekke inn naturmangfoldloven med tilhørende veiledningsmaterieil direkte inn i prosessen.

Fallgruvene finnes også for vår tilnærming. Vi kan i mindre grad forholde oss til eldre rapporter som mal for framgangsmåten og vi beveger oss over i fagområder vi har svak kompetanse på (som rettslære). Det kan oppstå hull og inkonsekvenser i resonnementene, begrunnelsene blir for mangelfulle (eller direkte feilaktige), vår egen rolleforståelse kan bli uryddig og det er ikke gitt at myndighetene faktisk ønsker denne typen tilnærming fra fagfolk. I kapittel 10 har vi tatt opp igjen noen av svakhetene som er oppdaget underveis, og anbefalt at disse utredes nærmere.

Vi oppfatter likevel tidligere tilnærminger som såpass tydelig mangelfulle og med såpass klare uheldige utslag at vi har valgt å forsøke oss på en bredere og etter vårt syn dypere tilnærming. Samtidig håper vi ikke minst at dette er et viktig bidrag i reduksjonen av uryddig skjønnsbruk i utvikling av metodikk. Samtidig er den, som også eksisterende metoder har vist svært tydelig, mer sårbar for kritikk, siden den er mer presis og rigid innenfor et slikt perspektiv. Vi har forsøkt å avdemppe dette noe, ved å åpne for en noe større bruk av skjønn i utøvelsen av metodikken. Dette er samtidig i samsvar med gjentatte oppfordringer i utviklingen av metodikk på natursystemnivået, se bl.a. Framstad mfl. (2019) og Evju mfl. (2017b). Den store kompleksiteten i problemstillingene gjør likevel at vi må regne med at vårt forslag til metode inneholder svakheter som bør rettes opp. Det er etter vårt syn neppe mulig å komme med en tilnærmet feilfri metode, ikke bare som følge av få involverte fagpersoner, begrensede ressurser og begrenset utprøving og feiltesting, men også som følge av mangelfulle premisser gitt av myndighetene.

Det er ellers grunn til å framheve at vårt forsøk på en mer systematisk og prinsipiell tilnærming til metodikken har ført til enkelte fundamentale endringer i tilnærmingen til hvordan verdisetting bør gjøres, sammenlignet med tidligere metoder, deriblant Miljødirektoratet (2021c) sin metodikk for kvalitetsvurdering av naturtyper. Disse er ikke minst:

1. Det er bare mulig å registrere kvaliteter for å heve verdien, ikke senke den.
2. Tilstand sin vekt i verdisettingen er vesentlig redusert.
3. Vi benytter en en-dimensjonal skala og ikke to-dimensjonal.

Begrunnelse for de to førstnevnte valgene mener vi å finne i lovverket. Det er bevaring av naturmangfoldet som er formålet, da bør en være svært varsom med å tillegge ødeleggelse vekt. Tilstand som grunnlag for vekting er også dårlig fundamentert i lovverket. For den siste endringen så er ikke minst argumentet å få en mer enkel metode, der faren for å miste oversikten over konsekvensene av valgene som tas (utvikle «svarte bokser») blir vesentlig redusert.

9.2 Kan vi redusere usikkerhet/støy?

Inspirert av Kahnemann et al. (2021) sin gjennomgang av temaet usikkerhet/støy og forslag til rutiner for å redusere dette, går vi her kort gjennom enkelte relevante faktorer og vurderer hvor godt vår metode fungerer i forhold til dem, men se også vårt forslag til oppfølgende utredninger i kapittel 10.

Hvor godt er usikkerhet integrert i metoden? Dette mener vi i utgangspunktet skal være ganske godt ivaretatt, gjennom kravet om at potensial- og usikkerhetsvurderinger skal gjøres separat for hvert enkelt kartleggingstema. Og videre ved at en skal angi antatt variasjonsbredde i kvalitetsvurderingene, samt at vurderingene skal begrunnes. Mulighetene for en harmonisert og samtidig balansert vurdering bør øke som følge av at det også gis operativ veiledning på hvilke utslag ulike former for usikkerhet bør gi på kvalitetsskalaen, og da splittet på usikkerhet for artsregistreringer og usikkerhet for naturtypeareal.

Fordelene med en såpass detaljert og konkret veiledning for vurdering av usikkerhet og potensial er blant annet:

- Det er standard rutine i konsekvensutredninger (og vanligvis også andre forvaltningsprosesser) at usikkerhet i faggrunnlag skal oppgis.
- Usikkerhet er fundamentet for vurdering av om føre-var-prinsippet skal benyttes eller ikke. Med andre ord så krever god besvarelse av lovverket at temaet er skikkelig behandlet.
- God synliggjøring av usikkerhet og i neste omgang konsekvensene av dette for utreder, gir vedkommende god oversikt og i neste omgang bedre muligheter for å redusere usikkerheten på viktige punkt.

Det vil utvilsomt være mulig å få ennå bedre krav og veiledning for hvordan usikkerhet skal integreres. Særlig vil pedagogisk klare og gode eksempler på både korrekte og feilaktig angitte grader av usikkerhet, med tilhørende begrunnelser, være nyttige. I tillegg bør det foretas mer kvalitetskontroller for å få ennå mer presis kunnskap om hvor usikkerheten er størst og gir de forvaltningsmessig viktigste utslagene. Halvorsen mfl. (2019) har lagt fram en metodikk på dette feltet, som i utgangspunktet bør være sentral. De vitenskapelige studiene av feilkilder i NiN-kartlegging (Eriksen et al. 2019, Haga et al. 2021) er samtidig et meget gode eksempler på slike utredninger. Den alvorligste mangelen er at denne typen kvalitetskontroller ikke bare bør gjøres for rein NiN-kartlegging, men også for selve verdisettingsprosessen.

Skjønnsmessige vurderinger øker usikkerheten. Kan slike reduseres? Som det kommer fram av metodikken så er kvalitetsskalaene der i all hovedsak tallbaserte. Bare helt unntaksvis forekommer skjønnsmessige angivelser. For vannpolert trevirke benyttes begrep som «funksjonelle stokker» og «stabilt fuktige stokker», som begge to innebærer skjønnsmessige betraktninger. Vi finner det vanskelig å erstatte disse begrepene med klarere regler. At det er mye skjønn i metodikken er likevel klart. De skjønnsmessige valgene er i all hovedsak tatt ved utforming av selve metoden, eksempelvis hvilke deler av NiN som skal benyttes, eller inngangsverdier og grenseverdier for de ulike kvalitetene. De viktigste skjønnsmessige valgene ligger i angivelse av usikkerhet, og der vurderer vi det som ikke aktuelt å komme med klarere regler i denne omgang. Etter hvert som det kommer mer erfaring med kvalitetene på usikkerhetsvurderingene, så bør det være mulig å gi bedre veiledning og kanskje ennå tydeligere regler. Fjerning av skjønn er likevel ikke enkelt. Faren er stor for at det like gjerne innebærer at skjønnen blir skjult, særlig når skjønnen tas i utforming av metoden, slik som vi har gjort. Behovet for en kritisk tilnærming her er derfor stor, se også diskusjonen omkring usikkerhet i kapittel 6.6 og våre forslag til oppfølgende studier i kapittel 10.

Erfaring reduserer usikkerhet og støy. Vi har i kapittel 9.4 satt fram forslag til hvordan forskjeller i erfaring og kompetanse blant utredere bør gi utslag i hva slags naturmiljøer de faktisk skal kunne

kartlegge. Med andre ord bør erfaring kunne brukes som et direkte virkemiddel i naturtypekartlegging for å redusere usikkerhet der den er høy. Dette vil samtidig kunne være et viktig indirekte virkemiddel til sterkere vektlegging av hvilken positiv betydning erfaring har for kvalitet, og dermed insistent til å benytte utredere med høy erfaring der det er viktig.

I kapittel 6.8 er det vist et eksempel på vesentlige avvik mellom kartlegginger innenfor samme område, der ulik forhåndskjennskap om formålet med kartleggingene antas å være en viktig årsak. Manglende motivasjon hos kartleggere som følge av regler de oppfatter som meningsløse eller feil har vært en gjentatt kritikk over flere år i forhold til Miljødirektoratet (2021c) sin kartleggingsinstruks. Dette kan også føre til at folk bevisst velger å avvike fra regelverket, fordi de anser sin verdioppfatning som vesentlig mer korrekt. Også dette kan dermed øke usikkerhet og støy i resultatene. Kartlegging etter vår metodikk vil nesten alltid være som følge av konkrete planer om tiltak. Det underliggende formålet bør dermed være ganske klart, og samtidig noe som ligger utenfor rammene til denne metoden. Men, vi tror at vi kan ha redusert usikkerheten på dette punktet en del sammenlignet med tidligere metoder som følge av noen grep vi har tatt:

- Vi har tilstrebet en forholdsvis enkel og oversiktlig metode, noe som bør gjøre det lettere for kartleggere å se den direkte sammenhengen mellom hva de registrerer og hvilket utslag det gir på verdisettingen.
- Vi har tilstrebet å bruke mest mulig direkte verdimål og unngå indirekte verdimål (som tilstandsvariabler), noe som også gjør det enklere å se sammenhengen mellom registreringer og mål.
- Det er utstrakt bruk av tall og svært lite bruk av skjønnsmessige vurderinger, noe som gjør det enkelt å se sammenhengen mellom registreringer og oppnådde verdier. På den andre siden krever dette at oppgitte tallverdier oppfattes som relevante og korrekte. Hvis ikke vil legitimiteten til metoden svekkes, motivasjonen synker og usikkerheten øker.

Et siste spørsmål er om benyttede variabler er uavhengige eller om de er knyttet til hverandre. Er de sterkt samvarierende, så øker det faren for at eventuelle skjevheter i registreringene også går i samme retning og dermed virker forsterkende. Så vidt vi kan vurdere så er våre kartleggings- og verdisettingsenheter i stor grad uavhengige. Den kanskje sterkeste koblingen vil være mellom forekomst av rødlistearter og NiN-variabler (som grunntyper og tilstandsnivåer). Siden NiN bygger på variasjon i artsmangfoldet er dette ikke til å unngå, og feil og usikkerhet vil her derfor særlig kunne skyldes at arter (deriblant rødlistearter) som er viktige/avgjørende for bestemmelse av NiN-typer blir oversett eller undervurdert, og dermed fører til fastsettelse av feil typer eller feil verdier. Dette er dokumentert bl.a. av Haga et al. (2021) for kalkrike skogtyper, der dårlig arts kunnskap fører til at kalkrikhet gjerne blir undervurdert.

En grunnleggende erfaring hos Kahnemann et al. (2021) er for øvrig at strukturerte vurderingsprosesser gir mye mindre usikkerhet/støy enn de som ikke er det. Vår inndeling i ulike variabler, som vurderes hver for seg, bør derfor være en mye bedre tilnærming enn mer samlede og skjønnsmessige vurderinger av verdien. Magefølelse/intuisjon er elendige grunnlag for fastsettelse av verdi!

9.3 Verdisetting av enkeltpolygon kontra store, sammenslåtte områder

Vår metodikk fokuserer på verdisetting av store, sammenslåtte områder (landskapssystemnivået) og ikke enkeltpolygon (natursystemnivået) som blant annet i Miljødirektoratet (2021c) sin metodikk. Tilsynelatende er skillet klart og greit, men i praksis er både valget og forskjellene diskutabelt

og uklare, naturfaglig som forvaltningsmessig. Et godt eksempel på dette er Statens vegvesen (2021) sin tilnærming til bruk av «delområder», se omtale i strekpunkt 3 under.

Hvilken romlig skala en skal legge til grunn ved verdisetting av natur har lenge vært uklart, og begrunnelsene for valgene som har vært tatt er vanligvis tynne eller omtrent fraværende. Erikstad (2015) beskrev deler av dilemmaet i en verdiutredning under revisjonen av DN-håndbok 13 på denne måten: «Valget av romlig skala (størrelsen på området som verdivurderingen skal gjøres i forhold til) spiller en stor rolle for utfallet av vurderingen. For eksempel vil sjeldenhet på global skala være noe annet en sjeldenhet på nasjonal skala og i særdeleshet sjeldenhet på lokal skala. Jo mindre område sjeldenhet vurderes innenfor, jo mindre betydning får sjeldenhet som verdikriterium. Verdikriteriene påvirkes også av hvor snevert avgrenset vurderingsenheten er definert...»

De fleste kartleggings- og verdisettingsmetoder, og alle som vi har trukket fram i vår utredning, opererer primært innenfor en romlig skala tilpasset reguleringsplan- og kommuneplannivåer, dvs. vanligvis en kartlegging i målestokk 1:5.000 og opp mot 1:20.000. Men, det ligger alt innenfor denne skalaen en betydelig spennvidde og dermed handlingsrom i løsninger, og samtidig er spørsmålet hvor godt dette samsvarer med overordnede mål. Eksempel på sentrale utfordringer er følgende:

- Naturmangfoldloven stiller krav om at «samlet belastning» skal utredes og besvares, og dette bør gjøres både innenfor et lokalt, regionalt og nasjonalt perspektiv. Hvor godt fungerer egentlig de ulike metodene for å besvare dette?
- Naturmangfoldloven stiller også krav om at en skal ha en «økosystemtilnærming». Hva innebærer dette i praksis og hvordan utforme metoder for å besvare dette?
- Størrelse (eller mengde) er et sentralt kriterium for verdi i de fleste metoder og går eksempelvis konsekvent igjen som et av de viktigste i Miljødirektoratet (2021c) sitt system, og er også sentralt i vår metode. Men, hvordan skal en egentlig beregne dette korrekt? Miljødirektoratet (2021c) forholder seg bare til størrelse for enkeltpolygon slik disse der er definert og avgrenset (så hvis en naturtype kan splittes i to av en smal stripe av annen natur, eksempelvis et vassdrag, så skal verdiene betraktes adskilt). DN-håndbok 13 forholdt seg også mest til enkeltpolygon, men hadde i tillegg for en del naturtyper inkludert mulighet til å ta hensyn til nærliggende områder og «landskapsøkologiske sammenhenger». Veiledningene for konsekvensutredninger (Miljødirektoratet 2021a, Statens vegvesen 2021) unngår stort sett å ta opp temaet, unntatt i et forvaltningsrelevant perspektiv. Et eksempel er Statens vegvesen (2021) sitt pragmatiske og svært fleksible krav til inndeling av delområder, der «Detaljeringsnivået må være hensiktsmessig for å levere beslutningsrelevante vurderinger».
- Som Erikstad (2015) skriver, så vil sjeldenhet være svært skala-avhengig, og dette slår selvsagt også ut på hvor fininndelt vurderingsenhetene skal være. Desto finere inndeling av naturtyper, desto mindre areal og mer sjeldne vil de være. Underarter vil selvsagt ha en mindre utbredelse og mindre bestander enn hovedarten, noe som vil slå ut ved eventuell rødlistevurdering.

Vår egen tidligere erfaring (Geir Gaarder) med hvordan utfordringene ble løst ved utvikling av metoder, enten det var revisjonen av DN-håndbok 13 eller Statens vegvesen sine revisjoner av håndboka for konsekvensanalyser (både siste versjon og tidligere versjoner), var at dette simpelthen ikke lot seg besvare på noen god måte. Løsningen ble å ta det som virket som et pragmatisk egnet, rimelig enkelt valg som kunne fungere i praktisk forvaltning. Diskusjon av hvilke følger dette kunne få ble det lite av i presentasjon av metodene.

Fordelen er at naturmangfoldet på denne måten kan behandles i forvaltningssammenheng på lik linje med andre fagfelt, og dermed kunne bli hensyntatt når beslutninger skal tas. Usikkerheten og strengt tatt «elefanten i rommet», er om dette faktisk gir en effektiv forvaltning i samsvar med de

overordnede målene som naturmangfoldloven setter. Og hvor godt klarer egentlig myndighetene å argumentere juridisk og naturfaglig for valgene som er tatt hvis noen blir motivert til å stille kritiske spørsmål til grunnlaget for disse? Faren er stor for at myndighetene sitt svar i realiteten kan bli en uklart formulert variant av «vi tok et valg fordi vi måtte ta et valg», og at fasiten på hvor vellykket løsningene i beste fall lar seg måle lenge etter at de konkrete forvaltningsvalgene er tatt. Samt at det til stadighet vil være mulig å kritisere enkeltløsninger for å være tatt på et tvilsomt naturfaglig grunnlag.

Eksempler på logiske spørsmål som viser hvor utfordrende det er å få til gode regler er: Hvorfor skal ei elv eller en traktorveg føre til at to naturtypepolygon blir splittet og får redusert verdi etter Miljødirektoratet (2021c)? Hvorfor kan en skog på 1,1 dekar oppnå høyeste verdi, mens en skog på 0,9 dekar anses som verdiløs (uansett forekomst av truede arter eller andre kvaliteter) etter samme metode? Hvorfor setter vi i vårt forslag til bekkekløftmetodikk grensa for arealberegning av gammelskog ved kanten av bekkekløftene og ikke bryr oss om skogen på siden? Hvorfor ser vi ikke flommarkskogen i bekkekløfta i sammenheng med flommarkskogene rett på nedsiden? For ingen av disse eksemplene gis det særlig støtte for valgene som er tatt innenfor landskapsøkologiske og øybiogeografiske teorier, og heller ikke lovverket med tilhørende forarbeider gir noen hjelp så vidt vi kan se.

Vi er derfor rimelig sikre på at vårt forslag til romlig skala for verdisetting av bekkekløfter ikke gir et fasitsvar på hvordan disse utfordringene skal løses. Vi tviler fortsatt på at dette lar seg løse på noen enkel og entydig måte. Men, vi håper derimot at vårt forslag kan representere en bedre tilnærming til hvordan naturmangfoldloven sine krav skal besvares enn det som hittil forekommer av relevante metoder. Vi tror tilnærmingen med å se noe større arealer i sammenheng gir både enklere, mer presise og konkrete vurderinger av samlet belastning og er bedre egnet til å foreta en økosystemtilnærming i et lokalt perspektiv, og kanskje kan være til bedre hjelp også i et regionalt perspektiv. Kanskje kan det også gi en operativ tilnærming til å behandle begrepet «naturens tålegrenser», som benyttes blant annet i veiledningen for naturmangfoldloven (Miljødirektoratet 2017).

En viktig svakhet kan være at kunnskapen om de enkelte naturtypene blir mindre presist, særlig stedsfesting av dem. Arealomfang vil normalt komme fram gjennom angivelse av andel for sammensatte polygon, men ikke presist hvor de ligger. Vi tror denne svakheten i vesentlig grad kan dempes ved at det om ønskelig/nødvendig stilles større krav til detaljeringsgrad i polygonavgrensing for de arealer som kan bli direkte fysisk påvirket av et tiltak. Samtidig virker det lite trolig at all nødvendig informasjon alltid bør komme fram gjennom kart og databaser, noe vil det fortsatt være mest hensiktsmessig bare gjengis i prosa.

I forhold til Miljødirektoratet (2021c) sin metode for kvalitetsvurdering, så kan det diskuteres hvorvidt vår metode representerer et alternativ eller et supplement. Vi mener den i første rekke er et supplement, men at den inneholder flere prinsipper og løsninger som med fordel også kan benyttes av Miljødirektoratet. For store tiltak med begrensede fysiske inngrep, som vassdragsutbygginger i bekkekløfter, så vil den derimot i større grad kunne være et alternativ, der direktoratet sin metodikk kunne vært begrenset til inntaksdam, kraftstasjon, tilførselsveger og eventuell rørgate. Også for andre arealomfattende tiltak, eksempelvis vindparker, verneplanarbeider og store vegprosjekt så bør kombinasjoner av vår metode og Miljødirektoratet (2021c) sin metode være relevante.

På ett punkt tror vi vår metode kan være et direkte alternativ som bør erstatte eksisterende systemer, og det er i verdisettingen som Miljødirektoratet (2021a) legger opp til i konsekvensutredninger. Vi mener det mangler et naturfaglig fundament og samtidig er i klar konflikt med naturmangfoldloven å basere verdisetting sterkt på enkeltpolygon, slik disse nå er definert i Miljødirektoratet sin metode. Her bør vår tilnærming representere en vesentlig bedre løsning, uavhengig av hvilken romlig skala en forholder seg til. At det ved praktisk bruk viser seg å gjenstå en god del utfordringer er likevel klart, og noe som en får forsøke å løse i neste omgang.

9.4 Krav til fagkompetanse

Selv om vi tror vårt forslag til metodikk vil være enklere å forstå og anvende enn tidligere alternativer, og forhåpentligvis gi mer robuste resultater som er bedre tilpasset lovverk og samfunnet sine forventninger, så betyr slett ikke dette at kravet til fagkompetanse blant de som skal benytte den kan senkes. Tvert imot mener vi at både tidligere erfaringer ved forsøk på kvalitetskontroll av miljøutredninger og eksempelvis vår forholdsvis omfattende bruk av artsmangfoldet i verdisettingen, peker i retning av strengere krav til fagkompetanse enn tidligere. Kartlegging av naturmangfold er gjennomgående svært kompetansekrevende, og alt tyder så langt på at det krever mange år og en bred erfaring for å bli en god kartlegger. Det opereres gjerne med en 10.000-timers tommelfingerregel for å bli god på et fagfelt, og dette gjelder så definitivt også her!

Sterkere krav til fagkompetanse er også relevant for saksbehandlere og utøvende myndigheter ved bruk av resultatene. På den ene siden vil det foreligge valgmuligheter i utredningskravene som skal stilles (Hvor mye skal detaljkartlegges på natursystemnivå? Er det naturtyper/arter/artsgrupper som bør vies særlig oppmerksomhet i utredningen?), og mulighetene for å kontrollere resultatene blir bedre.

På den andre siden tror vi tiden er overmoden for å differensiere sterkere i både utredningskrav og kompetansekrav til utredere, avhengig av hvilket naturmangfold som potensielt kan bli berørt. Etter vårt syn er dette simpelthen en måte å vise indirekte respekt for den store variasjonsbredden i naturmangfoldet. Problemstillingene som bør være i fokus varierer sterkt og det samme gjør kompetansebehovene. Rigide, fasttømrede utrednings- og kompetansekrav samsvarer definitivt ikke med en slik forståelse.

Vi vil ikke her gå nærmere inn på utredningskravene, men ut fra erfaringer med bekekløftutredninger og utredninger som berører andre typer natur, mener vi det bør være mulig å skille mellom ulike nivåer, basert på erfaringer med kompleksiteten i naturmiljøene og hvor store avvik det blir mellom ulike utredere. Eksempelvis kan et to- eller tre-delt system være egnet:

1. Naturtyper og landformer/naturtypekomplekser der bare enkel opplæring i karplanteflora og grunnkurs i NiN bør kreves, samt noe praktisk kartleggingserfaring. Kystlynghei er kanskje et egnet eksempel her, samt mer generelt miljøer med begrenset miljøvariasjon der det allerede foreligger solide kartleggingsdata for deler av disse.
2. Naturtyper og naturtypekomplekser der ganske god karplantekompetanse, til dels god kompetanse på enkelte andre organismegrupper, og en del kartleggingserfaring med NiN kreves. Eksempelvis fattige typer gammelskog, semi-naturlige enger, fjellvegetasjon osv.
3. Naturtyper og naturtypekomplekser som krever spesialkompetanse på organismegrupper og helst lang erfaring med relevant NiN-kartlegging. Eksempelvis kalkrike skogsmiljøer, bekekløfter, åpen grunnlendt naturmark.

Nivå 1-miljøer vil være forholdsvis artsfattige, med ikke alt for komplekse miljøvariabler involvert og ikke minst bør det være snakk om miljøer som i ganske stor grad lar seg skille ut basert på flybilde-tolkninger og avstandsobservasjoner. Med andre ord så vil viktige skillekarakterer fra forvekslingstyper være nokså enkelt observerbare.

Nivå 2-miljøer kan være vesentlig mer artsrike, og da ikke minst ha et høyt innhold av kjennetegnende karplanter. Alternativt kan andre organismegrupper være viktige, men der en samtidig i stor grad kan støtte seg på variabler som ikke er alt for vanskelig å klassifisere. Men, samtidig bør dette ikke være alt for komplekse miljøer eller miljøer der sentrale organismegrupper beherskes av få fagpersoner og/eller det kreves lang erfaring for å oppnå høy kompetanse.

Nivå 3-miljøer vil være de som er mest krevende. Det kan være miljøer som er svært komplekse (som bekekløfter), miljøer der kunnskapsnivået er gjennomgående lavt, eller miljøer der sentrale organismegrupper er lite kjent, vanskelig å observere eller vanskelig å bestemme. Eksempler her er nok en god del kalkskogsmiljøer der sopp kan være sentral for identifikasjon, men også miljøer (på land) der virvelløse dyr anses viktige for verdisettingen bør nok normalt plasseres i denne gruppa. Miljøer som erfaringsmessig viser seg lett å forveksle med andre kommer også inn her (årsaken kan da ligge i det som alt er nevnt). I tillegg bør nok kartlegginger på et høyt detaljeringsnivå legges til denne gruppa, jamfør erfaringene til Haga et al. (2021).

For øvrig kan det være praktisk å stille særlig strenge kompetansekrav til hovedansvarlig for kartleggingene, mens de kan være lavere for medarbeidere. Disse bør derimot kanskje ha en kompetanse som ikke ligger mer enn ett nivå under det aktuelle behovet. Uansett er behovet for å øke kompetansen i alle ledd stor.

Generelt bør nok viktige organismegrupper for identifikasjon og verdisetting av naturtypene slå tungt ut for hvilke kompetansekrav som skal stilles til kartleggere og utredere. Allmenn artsinteresse, utdannelsessystemene mv. gjør at det tradisjonelt i første rekke har vært karplantefloraen som kartleggere har opparbeidet kompetanse på. Sopp, lav, moser og ikke minst virvelløse dyr har i vesentlig mindre grad vært i fokus og det er mange færre som behersker slike organismegrupper. Kompetansen på disse gruppene har også økt i nyere tid, men kan ikke på noen måte sies å ha blitt fulgt opp i samsvar med hva en kunne forvente ut fra den økte vektleggingen i verdisammenheng, og for sopp sin del også ved identifikasjon av naturtyper.

En kan også tenke seg en inndeling noe mer på tvers av typer, men der en heller skiller på hvilke egenskaper som skal kartlegges. Dimensjoner på trær, skiller mellom fast berg og jorddekt mark osv., er mindre krevende enn å skille kalknivå eller artsmangfoldet av moser. Kanskje er dette mer hensiktsmessig, men faren er på den ene siden at uventede miljøer og egenskaper blir oversett og på den andre siden et press på å utvikle metoder som fokuserer på «enkle» egenskaper, noe som i neste omgang fører til at vanskelige typer blir oversett og undervurdert. Det er dessverre god grunn til å frykte at manglende vektlegging av virvelløse dyr i Miljødirektoratet (2021c) sin kartleggingsinstruks delvis har denne årsak, samt at det hittil stilles få krav til soppkompetanse i samme kartlegginger på tross av at dette er de mest tallrike organismegruppene vi har, både generelt og blant rødlistede og truede arter.

Uansett er det som nevnt innledningsvis på høy tid det settes mer spesifikke og nyanserte kompetansekrav når naturtypekartlegginger bør utføres, og generelle, uspesifiserte krav basert på utdanning og erfaring er ikke veien å gå. Vårt forslag til inndeling representerer et forsøk på å konkretisere dette noe mer.

For øvrig burde kvalitetskontroller av verdisetting av naturområder vært høyt prioritert, på samme måte som forskningen på kvalitet ved grunntypekartlegging etter NiN. Det burde raskt kunne gitt en mye mer presis forståelse av hvor høy kvaliteten gjennomgående er og ikke minst hvorfor, noe som i neste omgang både ville gitt bedre grunnlag for forbedringer av både metoder, veiledning og opplæring, og hvilke kompetansekrav som skal stilles til ulike typer utredninger. Spesielt for faglig utfordrende naturtyper og i situasjoner der det kan oppstå forvaltningsmessige viktige og samtidig vanskelige valg, er det samfunnsmessig viktig at kvalitetskontrollene er grundige og hyppige.

9.5 Hvordan er faren for feil i metoden?

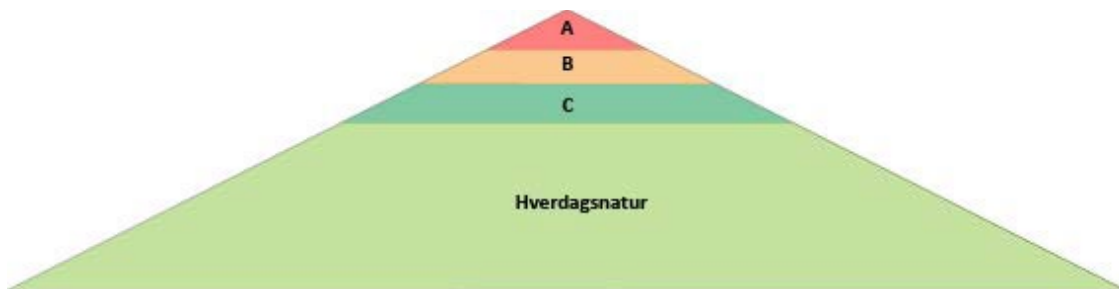
De Jongh (1988) beskriver tre aktuelle typer strukturelle modellfeil:

- Beslutningsfeil: Modellen er ikke gyldig for den aktuelle problemstillingen.

- **Prosessfeil:** En modell skal forenkle virkeligheten, og faren er at den kan utelate vesentlige sammenhenger.
- **Funksjonsfeil:** Modellen klarer ikke å beskrive sammenhengene, dvs. forholdene mellom årsak og virkning.

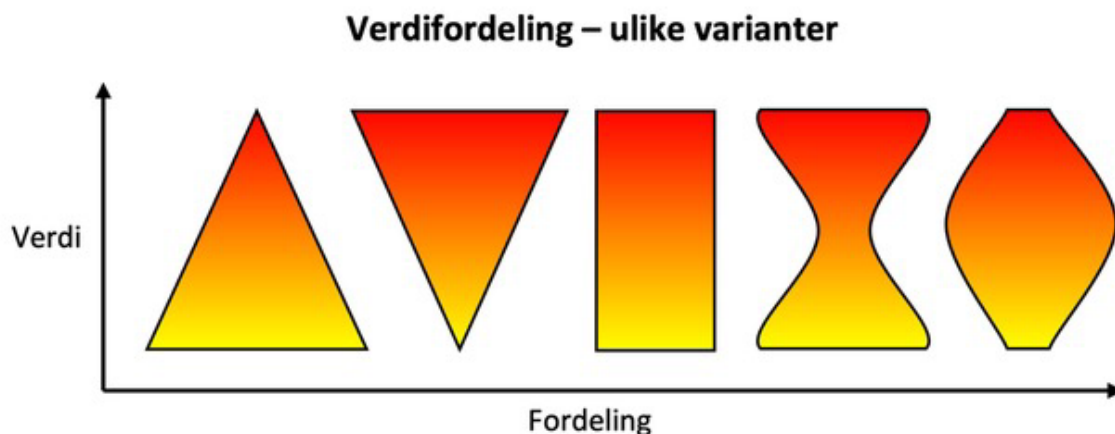
Beslutningsfeil er utvilsomt en reell fare i vårt forslag til verdissetingsmetodikk. Et grunnleggende spørsmål er om vi har forstått formålet korrekt. Hva er egentlig naturmangfold, hvor mye av dette skal ivaretas/fanges opp gjennom vår metode, og hvordan ønsker egentlig myndighetene at dette skal prioriteres? Som det kommer fram av bl.a. kapittel 6.8 om behandling av inngangsverdier og andre grenseverdier, så mener vi det er svakheter i myndighetene sine retningslinjer her. Vi har tatt utgangspunkt i både naturfaglige, juridiske og forvaltningsrelaterte premisser, men de sistnevnte virker mangelfulle og naturmangfoldloven er heller ikke bedre utprøvd i rettsvesenet enn at det juridiske grunnlaget også er noe tynt. Et godt eksempel her er hvordan fordelingen mellom ulike verdinivåer bør være. Miljøvernmyndighetene har vært utfordret på temaet flere ganger og har tidligere kommet med enkelte signaler, men må i beste fall sies å være uklare på feltet.

Angell-Petersen (2015) og Gaarder (2015) kom med forslag til en såkalt verdipyramide, se Figur 6 under. Det kan også virke som om det i utarbeidelsen av metode for kvalitetsvurdering ble forsøkt tilstrebet noe som dette, i det minste at en unngår en omvendt verdipyramide, se diskusjon og forslag til løsninger hos Evju mfl. (2017b).



Figur 6 Verdipyramide som viser rangering og mulig fordeling av verdifulle naturtyper. Arealfordelingen mellom de fire klassene er her omtrent slik; hverdagsnatur 85% og for de resterende 15% er det ca 50% C, 35% B og 15% A. Hentet fra Gaarder (2015).

Dette er likevel ingen selvsagt løsning, og her står i utgangspunktet myndighetene fritt til å vurdere hvordan en teoretisk modell for verdifordelingen bør være, jamfør Figur 7. Spørsmålene her er også hvilken geografisk målestokk som skal legges til grunn (nasjonalt, regionalt, lokalt), om det er innenfor et enkelt prosjekt, innenfor en naturtype, en hovednaturtype osv.



Figur 7 Noen prinsipielt ulike tilnærminger til hvordan naturtypelokaliteter fordeles etter variasjon i naturverdi.

Prosessfeil er også svært sannsynlige, framfor alt i komplekse naturmiljøer som bekkekløfter. Et eksempel på vårt forsøk på å redusere faren for dette er at vi trekker inn enkelte mindre viktige LKM-er (lokale komplekse miljøvariabler), som vannpolert død ved. Men, mulighetene for at vi kan ha utelatt andre som også burde vært med er til stede. Og sannsynligheten for svakheter øker siden vi har prioritert ganske høyt å utforme en forholdsvis enkel metode, der vi blant annet har foretatt omfattende sammenslåinger av NiN-enheter både innen skog og åpne miljøer. Det er ingen tvil om at dette gjør at mye naturfaglig informasjon ikke blir synliggjort. Det er viktig at myndighetene er bevisst dette, og vurderer kritisk om det ikke kan være verdt ressursene og i stedet godta en noe mer detaljert/komplisert metodikk som samtidig krever mer ressursbruk. Og til sist er det fare for at det kan være komplekse sammenhenger mellom ulike miljøtyper innenfor en bekkekløft som burde kommet fram. Det er ganske sikkert slike mellom de åpne og de skogkledte miljøene. Eksempelvis kan den naturlige forekomsten av åpne miljøer i bekkekløfter bidra til å skape en større naturlig variasjon i skogkledte miljøer, ikke minst i form av stabile kantsoner, enn det som er normalt utenfor kløftene.

Funksjonsfeil er kanskje (forhåpentligvis?) mindre relevant i selve verdisettingen. Dette fordi denne som et forvaltningsverktøy bare utgjør et ledd i en større prosess, der funksjonsfeil særlig kan oppstå når verdi og påvirkning skal slås sammen til konsekvens (samt for påvirkning isolert sett). Men, som det kommer fram i kapittel 6.3 om behandling av tidsperspektivet og forholdet mellom verdi og påvirkning, så kan det nok være en fare for at metoden også inneholder mulige funksjonsfeil. Mer fundamentalt er det nok også klart at siden verdisettingen i sterk grad baserer seg på rødlistelister for arter og naturtyper, så ligger det også en del muligheter for funksjonsfeil i dette. Rødlistene er tross alt basert på trusselvurderinger, der det er årsaker til tilbakegang og hvordan ulike påvirkningsfaktorer virker inn på naturmangfoldet som blir analysert. Dette er likevel et tema som ansvarlige for rødlistene tar seg best av, og som vi ikke ser som hensiktsmessig å diskutere nærmere her.

10 OPPFØLGING

Arbeidet med denne utredningen har bydd på en rekke faglige utfordringer. Noen mener vi at vi har løst, andre er vi mer usikre på og atter andre gjenstår. Begrensninger i tid, ressurser og erkjennelser som har kommet sent i utredningsfasen er medvirkende årsaker til manglende avklaringer, men det er også en begrensning på hvor mange problemstillinger som bør tas opp innenfor en utredning av denne typen. Vi har brukt mye tid og plass på å gjennomgå og diskutere premisser, prinsipper og utfordringer, og det er grenser for hvor omfattende dette bør være. Spørsmålet kan like gjerne være om vi burde ha komprimert denne delen mer, og blant annet overlatt enkelte problemstillinger til andre prosesser.

Uansett mener vi det er viktig at vårt forslag til metodikk ikke bare utprøves og evalueres basert på feltkontroller, men også at en del av de mer teoretiske problemstillingene blir grundigere utredet. Vi vil derfor her legge fram noen av de vi tror kan være særlig interesse, både ut fra naturfaglige, juridiske og forvaltningsmessige perspektiver.

10.1 Utprøving og kontroll

10.1.1 Utprøving

En selvsagt tilråding her er at metoden må utprøves i større skala, i andre distrikt og i andre typer kløfter, samt ikke minst av andre fagfolk. Våre (og sikkert andres) erfaringer med utvikling og utprøving av både Miljødirektoratet (2021c) sin kartleggingsinstruks (og ikke minst eldre utgaver av denne) og av ulike versjoner av NiN har på dette punktet etter vårt syn vært entydig: Det er ikke mulig å utvikle en god metodikk uten solid utprøving der en fanger opp mest mulig av variasjonsbredden i naturforhold og forvaltningsmessige problemstillinger. Det vil dukke opp miljøer der metoden gir merkelige og kanskje urimelige utslag, og det vil være problemstillinger knyttet til eksempelvis en mulig vannkraftutbygging som metoden svarer dårlig på. Det må etterstrebis at gjentakende «avvik» innordnes i fremtidige versjoner av metoden. Samtidig må man erkjenne at naturen er en stor samling særtilfeller og i enkelte situasjoner er urimelig utslag vanskelig å unngå.

I tillegg vil vi absolutt tilrå at metoden forsøkes tilpasset andre landformer og gjerne også natursystemkompleks. Vi har stor tro på at den med små endringer kan benyttes for flere vanntilknyttede typer, som elveslettesystemer og deltaområder, men mener det også kan være verdt å prøve den ut i åpne fjell-landskap, kulturlandskap og ulike typer våtmarker. Også for store skoglandskap og mer ustrukturerte miljøer ville det vært fint med en utprøving, men vi frykter at en i slike områder kan stå ovenfor metodiske utfordringer knyttet til avgrensning og definisjoner av dem.

10.1.2 Kontroll

Det er flere steder i rapporten, særlig i kapittel 6.6 og i kapittel 9 påpekt behovet for kvalitetskontroller av naturtypekartlegging. Mens det på nesten alle andre samfunnssektorer er etablert ganske velutviklede systemer og rutiner for kvalitetskontroll, så er dette mangelvare innenfor store deler av miljøsektoren som arbeider med bevaring av naturmangfold. Heldigvis forekommer det enkelte utredninger for naturtypebeskrivelsen, altså NiN-systemet, men i svært liten grad for verdsettingen. Miljødirektoratet gjennomfører riktignok en rutinemessig teknisk kontroll av data som sendes inn. Denne bidrar utvilsomt til en kvalitetsheving av dataene, men det er ingen feltkontroll. En-

kelte studier som har vært, ikke minst der bekekløfter har vært tungt inne i forbindelse med småkraftutredninger (Gaarder & Høitomt 2015) viser samtidig at kvaliteten er svært variabel og i mange tilfeller kan være lav. Også kontroller av selve NiN-kartleggingen dokumenterer store forskjeller og viser hvor krevende det er å få høy kvalitet på kartleggingene (Eriksen et al. 2019, Haga et al. 2021, Ullerud et al. 2018). Sett i lys av naturkrisen vi står midt oppe i og de store samfunnsmessige konsekvensene naturtypekartleggingene kan ha, er fraværet av gode kontrollrutiner påfallende og etter vårt syn alvorlig. Feltkontroller er ikke først og fremst ment som ris bak speilet, men heller som en systematisk måte å arbeide for forbedret metode og gjennomføring.

10.2 Teoretisk metodeutvikling

10.2.1 Faglig skjønn

Temaet har vært omdiskutert i lang tid både under utvikling av metodikk og presentasjon av resultater fra naturtypekartlegging. Vi har en ganske omfattende gjennomgang av det i kapittel 6.7, da vi mener dette er et svært viktig tema. Det samme inntrykket gav tilbakemeldingene fra de som har lest gjennom rapportutkast. Selv om det der ikke ble avdekket noe store sprik i oppfatningene, så var det en del forskjeller i vinklinger, og det virker på oss klart at her foreligger det noe ulike syn. Samtidig mener både vi at dette er et tema som burde vært grundigere og mer kritisk gjennomgått. Eksempelvis har vi foreslått at en skal fokusere på «forvaltningsrelevant skjønnsutøvelse», men som påpekt av Anders Bryn (pers. med.) er dette slett ikke noe entydig, enkelt valg. Det er ikke opplagt hva som ligger i «forvaltningsrelevant» og forvaltningsbehovene vil endre seg over tid og er vanskelig å forutsi.

Vi vil derfor sterkt anbefale at det settes i verk en egen utredningsprosess på temaet utøvelse av faglig skjønn, der både det faglige grunnlaget gjennomgås og det settes fram forslag til i hvor stor grad og hvordan det bør utøves. Et antagelig viktig og nyttig perspektiv i den sammenheng er hvordan ulike løsninger har vært og vil være basert på ulike vitenskapssyn. Det virker klart at utviklingen av NiN har vært preget av et forholdsvis positivistisk syn, i hvertfall i kontrast til et tydelig mer konstruktivistisk syn innenfor deler av kartleggingsmiljøet. Samtidig virker det som om miljøene i begrenset grad har diskutert dette kritisk, og hvordan dette i neste omgang har påvirket deres metodiske løsninger.

10.2.2 Målkonflikter mellom vitenskap og forvaltning

I kapittel 6.7 om bruken av skjønn trekkes det fram muligheten for at det foreligger en underliggende, men vesentlig målkonflikt mellom vitenskap og forvaltning som burde vært bedre belyst. Mens vitenskapen bl.a. er fokusert på å søke nye utfordringer og påvise eller forklare nye årsakssammenhenger, fenomener m.v., så er forvaltningen fokusert mot å by på faste, stabile vilkår og basere seg på etablert, sikker kunnskap. Behovene og interessene er dermed på enkelte viktige, grunnleggende felt fundamentalt ulike (det er selvsagt også vesentlige felles interesser). Spørsmålet er i hvor stor grad dette påvirker utvikling av metodikk, noe det hittil ikke virker å ha vært særlig oppmerksomhet omkring. Blant annet er faren til stede for at dette kan få fagfolk til å framstille resultater som mer sikre og stabile enn det de strengt tatt er. I tillegg kan det skape urealistiske forventninger blant fagfolk i mulighetene til å få ressurser til å endre/utfordre eksisterende metode, samt få gjennomført kritiske evalueringer og kontroller av den praktiske bruken av metodikken.

10.2.3 Fastsetting av grenseverdier og inngangsverdier

I arbeidet med ny metodikk for skogvern (Framstad mfl. 2018) er vurdering av sjeldenhet foreslått standardisert. Dette baserer seg på at en ser på hvordan et område plasserer seg i en sammenligning

med lignende type områder ut fra gitte verdikriterier. Med andre ord en systematisk, men relativ vurdering av hvor godt områdene oppfyller oppsatte kriterier. Vi har tatt opp denne problemstillingen i kapittel 9.5, men her må myndighetene mer aktivt inn og både diskutere og avgjøre hva som er ønskelig/korrekte løsninger.

10.2.4 Verdisetting av enkeltpolygon kontra sammensatte områder

Har vi behandlet dette grundig nok, eller behov for ytterligere utredninger? Jeg mener det er så viktig at det fortjener grundigere behandling, selv om vi vel har nokså klare oppfatninger. Det kan være at andre ser det fra andre vinkler som gir litt mer nyanserte oppfatninger. Det er vel helst også tilfeller da fokuset på enkeltpolygon kanskje er mer fruktbart (vil vel være rart om ikke det er tilfelle)? Uansett er vi rimelig sikre på at verdisetting av sammensatte områder er en riktig vei å gå, særlig i mosaikkpreget natur der enkeltpolygonene er små og naturlig opptrer spredt.

10.2.5 Vektlegging av arter

I kapittel 6.9 er balansen mellom kartleggingskrav til arter sammenlignet med naturtyper problematisert. Den nære koblingen (i praksis sammenblanding) av disse to nivåene i naturmangfoldhierarkiet burde vært nærmere utredet, blant annet hvordan vektingen av hver av dem skal være i verdisettingen og i kartleggingen. Dette inkluderer også studier som ser på sammenhengen mellom ulike organisme grupper og de enhetene i NiN som benyttes ved kartlegging og verdisetting. I kapittel 4.2 er i tillegg enkelte utfordringer i vektleggingen av rødlistearter kortfattet omtalt, blant annet rangering basert på rødlistekategorier, eventuell vekting av antall og ikke bare tilstedeværelse, samt om påvirkningsfaktorer også bør spille inn. Også dette er viktige spørsmål som stort sett ikke virker utredet hittil i Norge.

10.2.6 Verdisetting av geodiversitet

Som nevnt i slutten av kapittel 6.10 har vi ikke tatt for oss verdisetting av geodiversitet, på tross av at det virker svært sannsynlig at bekekløfter også har en naturmangfoldverdi på grunnlag av dette. Generelt burde verdisetting av geodiversitet vært utredet som et eget tema.

10.2.7 Behandling av tidsperspektivet

Enkelte utfordringer knyttet til dette har vi behandlet i kapittel 6.3, i første rekke at NiN har som formål å beskrive et øyeblikksbilde av naturen, samtidig som det har en grovinndeling av miljøvariabler basert på hvor stabile de er (korttidsvariasjon og langtidsvariasjon). Oppsplittingen i korttids- og langtidsvariasjon er bl.a. praktisk når en skal ajourføre kart, da behovet for oppdatering vil være høyest for korttidsvariasjonen. Prinsippene virker også ganske klare og kan være ryddige nok, men det er utfordringer knyttet til dem. En ting er hvor tidsgrensene for korttidsvariasjon og langtidsvariasjon bør settes, og hvilke konsekvenser dette bør ha for framstilling av selve NiN-systemet, og i neste omgang hvordan dette skal benyttes i kartleggings- og forvaltningssammenheng. Kanskje mer utfordrende i forvaltningssammenheng er at NiN ikke gir direkte grunnlag for å kartlegge potensiell natur, altså hvordan naturen sannsynligvis vil utvikle seg under gitte vilkår. Selv om det foreligger mye kunnskap omkring dette, så er det utvilsomt også behov for en systematisk metodikk, noe som antagelig mangler.

10.2.8 Vurdering av potensial

§ 8 i naturmangfoldlova stiller krav om at «kunnskapsgrunnlaget skal stå i et rimelig forhold til sakens karakter og risiko for skade på naturmangfoldet». Hva som er «rimelig» avhenger ikke bare av kostnader ved ny kunnskapsinnhenting eller omfanget av tiltaket, men også av potensielle effekter på

naturmangfoldet, samt indikasjoner på kunnskapsmangel (Klima- og miljødepartementet 2017). Potensialvurderinger er med andre ord vanligvis helt nødvendig for å vurdere om kravene i naturmangfoldlova er oppfylt. Dette er både beheftet med usikkerhet, ofte stor usikkerhet, og det foreligger begrenset med veiledning og kunnskap om hvordan dette best bør gjøres. Siden det samtidig kan spille en stor/avgjørende rolle i både ressursbruk og resultater i mange utredninger burde temaet ha vært grundig utredet og ikke minst burde det vært utført mye mer forskning på feltet enn hva som hittil ser ut til å være tilfellet.

10.2.9 Kompetansekrav til kartlegging

Vi har i kapittel 9.4 kommet med enkelte forslag til slike krav, inkludert en tilnærming basert på hvor kompetansekrevende ulike naturtyper vurderes å være. Dette er et viktig, og samtidig svært vanskelig felt der det er stort behov både for å få stilt mer presise krav og utredet hva som fungerer best. Høye kompetansekrav og bedre utdanning er da også noe som har vært etterlyst og synliggjort på en svært tydelig måte i kartleggingsveilederne som er utarbeidet i NiN, se eksempelvis Bryn mfl. (2020). Det er svært påfallende i hvor liten grad dette er forsøkt fulgt opp av statlige miljømyndigheter, både i hvilke kompetansekrav de selv stiller når de utlyser egne oppdrag eller i form av undersøkelser av hvilke konsekvenser ulik grad av kompetanse har for kvaliteten på resultatene.

Vi mener på den ene siden at behovet for å utvikle mer spesifikke og konkrete kompetansekrav er stort. Men, vi mener også det er på høy tid at noen utreder nærmere hvorfor miljømyndighetene har så stor motvilje mot å utvikle krav og synliggjøre hvilke konsekvenser kravene som stilles til kompetanse og ressursinnsats har på kvaliteten til kartleggingsresultatene.

10.2.10 Opprettelse av ekspertkomité/råd for verdisetting av naturmangfold

Flere av temaene som tas opp i dette kapitlet ta er kompliserte og ressurskrevende, samtidig som de burde vært grundig utredet, da de potensielt kan ha stor betydning for hvordan naturmangfoldet blir kartlagt, verdisatt og i neste omgang ivaretatt. Det er nok sannsynlig at vi har vært innom andre temaer som også hadde fortjent en bredere og dypere behandling. I tillegg bør prosessene med revisjon og utvikling av metodikk for kartlegging og verdisetting av verdifulle naturtyper, fra revisjonen av DN-håndbok 13 i perioden 2011-2015 og utviklingen av Miljødirektoratet sin instruks etter den tid, ha vist hvor generelt omfattende og utfordrende det er å lage en gjennomtenkt, helhetlig metode som harmoniserer godt med naturfaglig kunnskap på den ene siden og forvaltningen sine behov på den andre siden.

NiN har hatt en utviklingsprosess som hittil har pågått i nærmere 15 år, inkludert en avsluttet omfattende revisjon (NiN versjon 2) og en pågående (NiN versjon 3). Som et sentralt verktøy i denne prosessen er det etablert et eget vitenskapelig råd for utvikling av NiN. Det bør vurderes å opprette noe lignende også for verdisettingen, men der selvsagt ikke bare med personer med naturvitenskapelig kompetanse, men også juridisk og forvaltningsrettet kompetanse.

10.3 Begrepsbruk

10.3.1 Naturens tålegrenser

I kapittel 6.8, der vi diskuterer verdisetting, har vi trukket inn begrepet «naturens tålegrenser» som er et potensielt viktig begrep i forvaltningen av naturmangfold, benyttet bl.a. av Miljødirektoratet (2017) bl.a. i veiledningen om naturmangfoldlovas kapittel II. Samtidig poengterer vi at begrepet ikke er forsøkt operasjonalisert (så vidt vi kjenner til, men det arbeides i det minste en del internasjonalt

med beslektede begrep som «økosystemkollaps» og «utdødsesgjeld»). Både for dette og andre viktige begrep (se bl.a. under) burde det vært utført utredninger som gir grunnlag for å benytte disse på en mer operativ måte i forvaltningssammenheng i Norge.

10.3.2 Landskapsøkologiske funksjonsområder

I konsekvensutredninger er det delt opp i noen hovedtyper verdikategorier (se kapittel 5.2). Dette er strengt tatt en skikkelig uryddig kategoriblanding som vi ikke har diskutert nærmere eller redegjort i særlig grad for våre valg her. Dels er det snakk om skiller basert på juridisk status (vernet eller ikke, spesiell status eller naturmangfoldlova eller ikke) og dels basert på naturfaglige kriterier (naturtyper, arter, geologisk mangfold, økologiske funksjonsområder og landskapsøkologiske funksjonsområder). Vi har i denne rapporten bare kortfattet foreslått at bekkekløfter oppfattes som et landskapsøkologisk funksjonsområde i kapittel 6.1 og nevnt det samme i kapittel 7.6, men uten noen nærmere diskusjon eller problematisering av dette valget.

Ikke bare er det her snakk om en uryddig inndeling der en blander svært ulike argumenter for inndeling. Det er også snakk om til dels svært uklare definisjoner som ligger bak de naturfaglige kategoriene. «Naturtyper» problematiseres nærmere nedenfor, men strengt tatt er «økologiske funksjonsområder for arter» og «landskapsøkologiske funksjonsområder» trolig ennå mer uklart definert.

10.3.3 Naturtyper og andre sentrale begrep

I kapittel 4.2 har vi gjennomgått en del viktige begreper knyttet til naturmangfold. Mest plass er viet «naturtyper», da dette er helt sentralt både i lovverket og i metoder knyttet til verdisetting av natur. Samtidig kritiserer vi der manglende utredning av begrepet fra Miljødirektoratet sin side, og påpeker hvilke problemer dette skaper i metodeutviklingen. Det vi ikke trekker fram der, er at slik NiN nå er utformet så virker det svært tydelig at deler av naturmangfoldloven sin definisjon av naturtyper harmoniserer dårlig med hva som er mulig å få innordnet på en ryddig måte innenfor NiN. I utgangspunktet kan kanskje Halvorsen et al. (2016) sin definisjon av naturtyper representere et godt alternativ, men her gjenstår det likevel en juridisk avklaring som er sårt savnet. Vi har også i begrenset grad problematisert at bruken av «naturtyper» i praksis hittil har vært mest koblet opp mot natursystemnivået i NiN, mens vi nå også forsøker å koble det opp mot landskapssystemnivået. Siden naturtyper har en så sentral plass i lover og forskrifter så blir det utilstrekkelig at bare et naturfaglig miljø kommer med sine anbefalinger, dette bør også forankres av noen med sterkere juridisk autoritet. Samtidig viser diskusjoner og forslag til begrepsavklaringer fra naturfaglig hold at det er behov for avklaringer her og en bedre kommunikasjon mellom fagfolk med naturkompetanse og fagfolk med juridisk og forvaltningsrelatert kompetanse. Vi tror da det samtidig er fornuftig å se mer helhetlig på begrepsbruken, deriblant om og eventuelt hvordan begrepet «økosystem» skal få en juridisk og ikke bare naturfaglig definisjon.

10.3.4 Navnsetting av begrep

Naturtypebegrepet i seg selv er diskutert blant annet ovenfor, der særlig den naturfaglige definisjonen er problematisert. Vi har i utforming av selve metodikken valgt å benytte begrepene «bevaringsenheter» og «kartleggingstema» for henholdsvis inndelingen av areal verdisatt for bevaring av naturmangfoldet og areal inndelt etter NiN. Et grunnleggende metodisk og naturfaglig problem her er at alle disse tre enhetene vil overlappe. Bevaringsenheter vil riktignok alltid bestå av én flere kartleggingstema. Det bør også være en målsetting at naturtypene skal være sammenfallende med kartleggingstemaene, men som det kommer fram av kapittel 7, så er ikke dette alltid situasjonen. Og det vil ganske sikkert være kartleggingstema som ikke gjenfinnes som naturtyper. Uansett virker det nød-

vendig med en differensiert begrepsbruk i denne situasjonen. Siden elementer fra ulike nivåer i naturtypesystemet inngår parallelt i kartleggingstemaene bør man kunne benytte et begrep som ikke kan blandes sammen med et av disse nivåene. Vi har valgt å si at kartleggingstemaene består av naturenheter og egenskaper for å løse denne utfordringen.

Selv om hensyn til naturfaglig og juridisk ryddighet krever dette, så gjenstår ytterligere ett hensyn, det forvaltningsmessige - og i denne sammenheng at begrepet skal være forståelig. På samme måte som det under diskusjonen av skjønn og usikkerhet blir framhevet at viktige egenskaper ved god anvendelse av disse begrepene er at de uttrykkes tydelig og forståelig, så bør det også gjelde begrep i seg selv. «Naturtyper» er antagelig et godt eksempel på et begrep som det er lite kompetansekrevene å forstå hovedbetydningen av, og der brukerterskelen er forholdsvis lav. Generelt virker det å ha vært lite diskutert hvordan begrep benyttet i naturtypekartleggingen skal utformes, og i den grad det har skjedd virker det å ha vært innenfor en forholdsvis snever faglig ramme. Naturfaglig presisjon er gjerne høyt vektlagt, mens juridisk presisjon og særlig forvaltningsmessige hensyn kan ha kommet mer på sidelinjen. Samtidig er antall begrep etter hvert blitt høyt og mange er kompliserte, noe som kan skape økende avstand mellom eksperter og «lekfolk i debattene og den praktiske anvendelsen av både NiN og verdsettingssystemet. Eksempelvis er noe så grunnleggende som sammenblanding av NiN og verdsettingssystemet fortsatt svært utbredt, selv blant mange som er tungt involvert i begge prosesser! Deler av forklaringen kan trolig ligge i at «naturtype»-begrepet har blitt anvendt for vidttrekkende, samtidig som NiN anvender «typer» som et grunnleggende begrep, noe som gjør at forveksling og forvirring stadig oppstår. Behovet for en bredere problematisering av begrepsutviklingen virker derfor svært nødvendig, både innenfor NiN og i verdsettingssystemet.

10.3.5 Økologisk prosess

På tross av at begrepet har fått en ganske sentral plass i naturmangfoldlova, så mangler en entydig kobling mot NiN. Der er derimot begrepet «økologisk strukturerende prosess» benyttet, jfr. kapittel 4.3. Koblingen mellom begrepet og antagelig ikke minst de lokale komplekse miljøvariabelene (LKM-ene) burde vært nærmere problematisert. Og hvis denne koblingen viser seg å være god/anvendbar, så bør det ikke minst gis en operativ veiledning for hvilken betydning LKM-ene skal ha ved anvendelse av naturmangfoldloven.

10.3.6 Definisjon av delområder

«Delområder» er en ganske sentral enhet i konsekvensutredninger for naturmangfoldet (Miljødirektoratet 2021a). Temaet er kortfattet gjennomgått i kapittel 4.3. Som det der kommer fram er definisjonen av begrepet samtidig svært åpen og pragmatisk, siden inndelingen skal være opp til «den enkelte sak» og være «hensiktsmessig». Dels er det et fokus på naturfaglige sammenhenger og dels med et fokus på forvaltningsrettede behov (felles verdi og de må geografisk henge sammen). Dette virker mildt sagt uryddig, og gir potensielt store åpninger for vinklede inndelinger alt etter konsulenten (eller ennå verre – oppdragsgiver) sine preferanser. Temaet burde derfor absolutt vært nærmere utredet og en mye klarere ramme for hvordan inndeling i delområder skal foretas burde vært satt. Antagelig representerer natursystemkompleks-nivået i NiN her et potensielt meget godt naturfaglig grunnlag.

10.4 Variabelbruk

10.4.1 Treslag og tresjiktstetthet

Registrering av treslag og tresjiktstetthet har variert noe og det er omdiskutert hva som er beste løsning her. Vi har eksempelvis valgt antall treslag med over 5% dekning som et kriterium. Hvilken

innslagsverdi som bør velges her kan utvilsomt diskuteres, men vår erfaringsbaserte oppfatning var at 10% ville vært et for strengt krav, da kan viktige treslag falle utenfor. Samtidig begynner forekomsten å bli svært sparsom når en kommer under 5%.

Tresjiktstetthet kan også virke relevant, men vi tror dette er vanskelig å angi på en presis måte i forhold til naturverdiene i bekkekløfter. Det vil i første rekke være i glissen skog forholdene vil være best for fuktighetskrevede arter, og verken i særlig tett eller spesielt åpne skogspartier. Et slikt «mellomtrinn» er trolig vanskelig å fange godt opp, både fordi det vil ligge usikkerhet i begge ender og fordi det vil være store forskjeller innad i skogbestandene.

10.4.2 Vannpolert død ved

Vi har i metoden (se kapittel 7) valgt å behandle dette som en egen bevaringsenhet og kartleggings-element. Begrunnelsen ligger i at enkelte arter ser ut til å være til dels strengt knyttet til ved med denne egenskapen. Det er neppe mange arter med et slikt krav (noen moser, men kanskje viser også enkelte sopp en viss preferanse for denne typen element), men den bør vurderes inkludert som en egenskap i NiN.

10.4.3 Ekstrahumide areal

Luftfuktigheten er en sentral faktor langs vassdrag og i bunnen av bekkekløfter. Et spesialisert arts-mangfold er knyttet til disse forholdene. Det ekstrahumide elementet er kanskje best utviklet og lettest å skille fra øvrig natur i kontinentale og østlige deler av landet. I vestlige, mer humide deler er overgangene mot miljøer i eksempelvis nordvendte lisider mer gradvise, men det bør utredes videre hvordan de ekstrahumide arealene bør håndteres. Artslisten vi har foreslått i kapittel 7 bør kontrolleres og utvides. I tillegg bør man se på om luftfuktighet i seg selv og i kombinasjon med spesialisert arts-mangfold kan implementeres i NiN selv om en stor del av artene på nevnte liste vokser på trær og stein/berg.

I forvaltningssammenheng ligger en stor del av utfordringen knyttet til dette elementet i hvordan avgrensning bør skje for å bevare naturverdiene. Vi har sett eksempler på at selv nokså små inngrep har ført til økt solinnstråling, tørrere forhold og tap av verdier. Dette betyr at inngrep til dels ganske langt utenfor arealet som oppleves som ekstrahumid i enkelte tilfeller kan være av stor betydning. Dette bør reise en diskusjon rundt bruk av buffersoner.

11 KILDER

- Angell-Petersen, I. 2015. Revisjon av DN-håndbok 13 – oppsummering av arbeidet 2011 – 2015. Miljødirektoratet. Notat, 20 s.
- Artsdatabanken. 2018a. Artskart. <https://artskart.artsdatabanken.no/>
- Artsdatabanken. 2018b. Fremmedartslista. <https://artsdatabanken.no/fremmedartslista2018/>
- Artsdatabanken. 2018c. Rødliste for naturtyper 2018. <https://www.artsdatabanken.no/rodlistefor-naturtyper>
- Artsdatabanken 2021. Oppsummering fra Fagsamling for kartleggere 30. nov 2021. Notat, 4 s.
- Bay-Larsen, I. 2014. Kunnskap i norsk miljøplanlegging – relevans, troverdighet og legitimitet. Kart og plan 74: 266–279.
- Berg, R. Y. 1983a. Bekkekløftflora i Gudbrandsdal. I. Økologiske elementer. – Blyttia 41: 5-13.
- Berg, R. Y. 1983b. Bekkekløftflora i Gudbrandsdal. II. Kløftene. – Blyttia 41: 42-56.
- Bjørkan, M., & Hauge, K.H. (2019). Kunnskapsbasert forvaltning og dilemmaer knyttet til usikkerhet. I H. Ingierd, I. Bay-Larsen & K. Hiis Hauge (Red.), Interessekonflikter i forskning (s. 107–129). Oslo: Cappelen Damm Akademisk. <https://doi.org/10.23865/noasp.63.ch5>
- Bratli, H., Halvorsen, R., Høitomt, T., Ihlen, P.G. & Brynjulvsrud, J.G. 2021. Utvikling av kunnskapsgrunnlaget for beskrivelse av fossesprutsoner i Natur i Norge (NiN). – Univ. Oslo NatHist. Mus. Rapp. 99: 1-142.
- Bratli, H., Halvorsen, R., Bryn, A., Arnesen, G., Bendiksen, E., Jordal, J. B., ... Aarrestad, P. A. 2017. Dokumentasjon av NiN versjon 2.1 tilrettelagt for praktisk naturkartlegging i målestokk 1:5000. – Natur i Norge, Artikkel 8 (versjon 2.1.2): 1–@ (Artsdatabanken, Trondheim; <http://www.artsdatabanken.no/>).
- Bryn, A., Bekkby, T., Dervo, B., Dolan, M., & Halvorsen, R. 2020. Hovedveileder for feltbasert kartlegging av terrestrisk, limnisk og marin naturvariasjon etter NiN. utgave 1, kartleggingsveileder nr 1, Artsdatabanken, Trondheim. 104 s.
- Direktoratet for naturforvaltning 2007a. Naturfaglige registreringer i skog: Mal for metodikk og rapportering. – Direktoratet for naturforvaltning, upubl., juni 2007. 9 s.
- Direktoratet for naturforvaltning 2007b. Kartlegging av naturtyper. Verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13, 2. utgave 2007: 1-258 + vedlegg.
- Direktoratet for naturforvaltning 2012. Handlingsplan for utvalgt naturtype hule eiker. DN-rapport 1-2012. 80 s.
- Energi- og miljøkomiteén 2014. Innst. 144 S (2014-2015). Innstilling til Stortinget fra energi- og miljøkomiteén. Dokument 8:89 S (2013-2014). 12 s.
- Eriksen, E. L., Ullerud, H. A., Halvorsen, R., Aune, S., Bratli, H., Horvath, P., Volden, P. I., Wollan, A. K. & Bryn, A. 2019. Point of view: error estimation in field assignment of land-cover types. *Phytocoenologia* Vol. 49 (2019), Issue 2, 135–148

- Erikstad, L. 2015. Verdikriterier knyttet til utvalg av naturtyper i DN-Håndbok 13 om kartlegging og verdisetting av naturtyper – Notat - NINA Minirapport 543. 19 s.
- Erikstad, L., Halvorsen, R., Moen, A., Andersen, T., Blom, H. H., Elvebakk, A., Elven, R., Gaarder, G., Mortensen, P. B., Norderhaug, A., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009b. Inndeling på landskapsdel-nivå. – Naturtyper i Norge Bakgrunnsdokument 12. 52 s.
- Erikstad, L., Halvorsen, R., Thorsnes, T., Blom, H. H., Elvebakk, A., Elven, R., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, L. E., Norderhaug, A., Nygaard, K. & Ødegaard, F. 2009c. Inndeling på landskapsnivå. – Naturtyper i Norge Bakgrunnsdokument 13. 28 s.
- Evju, M. (red.), Hofton, T. H., Gaarder, G., Ihlen, P. G., Bendiksen, E., Blindheim, T. & Blumentrath, S. 2011. Naturfaglige registreringer av bekekløfter i Norge. Sammenstilling av registreringene 2007–2010. – NINA Rapport 738. 231 s.
- Evju, M., Blom, H., Brandrud, T. E., Bär, A., Johansen, L., Lyngstad, A., Øien, D.-I. & Aarrestad, P. A. 2017a. Verdisetting av naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse. Forslag til metodikk - NINA Rapport 1357. 172 s.
- Evju, M., Blom, H., Brandrud, T. E., Bär, A., Lyngstad, A., Øien, D.- I. & Aarrestad, P. A. 2017b. Naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse. Revidert forslag til vurdering av lokalitetskvalitet. - NINA Rapport 1428. 95 s.
- Framstad, E. (red.), Blom, H., Brandrud, T.E., Bär, A., Erikstad, L., Johansen, L., Stabbetorp, O., Øien, D.-I., & Aarrestad, P.A. 2019. Naturtyper etter Miljødirektoratets instruks. Forslag til kriterier for lokalitetskvalitet for reviderte naturtyper. NINA Rapport 1652. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E., Halvorsen, R., Storaunet, K.O. & Sverdrup- Thygeson, A. 2018. Kriterier for naturverdi i skog. NINA Rapport 1447. 56 s.
- Grimen, H. & Molander, A. 2008. Profesjon og skjønn. I. Molander, A. & Terum, L. I. (red.). Profesjonsstudier: 179-196. Universitetsforlaget.
- Gaarder, G. 2015. Kartlegging og verdsetting av naturtyper. Kunnskaps- og erfaringsgrunnlag for revisjon av DN-Håndbok 13-1999. Miljøfaglig Utredning, rapport 2015:24. 55 s. ISBN 978-82-8138-775-1
- Gaarder, G., Gustad, J. R. & Berggren, K. 2022. Insekter i Lærdal med hovedfokus på sommerfugler. Mangfold, naturtypetilknutting og bevaringstiltak. Miljøfaglig Utredning Rapport 2022-26. 53 s. + vedlegg. ISBN 978-82-345-0265-1.
- Gaarder, G. & Høitomt, T. 2015. Etterundersøkelser av flora og naturtyper i elver med planlagt småkraftutbygging. NVE, rapport 102-2015. 70 s. + vedlegg.
- Gaarder, G., Hanssen, U., Ihlen, P. G., Jordal, J. B., Steinsvåg, K. M. F. & Wangen, K. 2017. Verdisetting av naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse. Uttesting av metodikk. Miljøfaglig Utredning, rapport 2017-22. 108 s. + vedlegg.
- Gaarder, G. & Wangen, K. 2019. Kartlegging og verdisetting av naturtyper. I H. Ingierd, I. Bay-Larsen & K. Hiis Hauge (Red.), Interessekonflikter i forskning (s. 191–214). Oslo: Cappelen Damm Akademisk. <https://doi.org/10.23865/noasp.63.ch9>

- Gaarder, G., Hofton, T.H., Holien, H. & Tønsberg, T. 2022. Lavfloraen på dødt organisk materiale under overhengende berg og steinblokker. *Blyttia* 80: 51-67.
- Haga, H. E. E. S., Nilsen, A. B., Ullerud, H. A. & Bryn, A. 2021. Quantification of accuracy in field-based land cover maps: A new method to separate different components. *Applied Vegetation Science*. 13 pp.
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. 2016. NiN systemkjerne- teori, prinsipper og inndelingskriterier. Versjon 2.2, Systemdokumentasjon 1, s 1–292 (Artsdatabanken, Trondheim; <http://artsdatabanken.no>)
- Halvorsen, R., Eriksen, E.L., Wollan, A.K., Bryn, A., Bratli, H. & Nilsen, A.-B. 2018. Forarbeid til standard for kontroll av kvalitet i naturtypekart etter NiN. FoU rapport 1: 1–143 (Artsdatabanken, Trondheim; <http://www.artsdatabanken.no>.)
- Halvorsen, R., Skarpaas, O., Bryn, A., Bratli, H., Erikstad, L., Simensen, T. & Lieungh, E. 2020. Towards a systematics of ecodiversity: the EcoSyst framework. – *Global Ecol. Biogeogr.* 29: 1887-1906.
- Halvorsen, R., Wollan, A.K., Bryn, A., Bratli, H. & Horvath, P. 2021. Naturtypekart etter NiN for området omkring Veia (Nedre Eiker og Øvre Eiker, Buskerud). – *Univ. Oslo NatHist. Mus. Rapp.* 100: 1-120.
- Henriksen, S., & Hilmo, O. 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Norge.
- Hofton, T. H. 2008. Naturverdier for lokalitet Vinstra Rognli-Graupesand, registrert i forbindelse med prosjekt Bekkekløfter 2007, Oppland. NARIN-faktaark. BioFokus, NINA, Miljøfaglig Utredning. <https://biofokus.no/narin>.
- Hofton, T. H. 2015. Skogbekkekløft. Utkast til faktaark for verdifulle naturtyper, utarbeidet i forbindelse med revisjon av DN-håndbok 13. Notat, 14 s.
- Holien, H., Brandrud, T. E. & Hassel, K. 2018. Kalkområdene i Snåsa og Steinkjer, Nord-Trøndelag - oaser for sjeldne karplanter, moser, lav og sopp. *Blyttia* 76(3): 166-188.
- Høitomt, T. 2014. Flommarkskog. Utkast til faktaark for verdifulle naturtyper, utarbeidet i forbindelse med revisjon av DN-håndbok 13. Notat, 9 s
- Ihlen, P. G. 2014a. Fosseberg. Utkast til faktaark for verdifulle naturtyper, utarbeidet i forbindelse med revisjon av DN-håndbok 13. Notat, 7 s
- Ihlen, P. G. 2014b. Fosseeng. Utkast til faktaark for verdifulle naturtyper, utarbeidet i forbindelse med revisjon av DN-håndbok 13. Notat, 7 s
- Innst. 144 S, 2014-2015. Dokument 8: 89S (2013-2014). Innstilling fra energi- og miljøkomiteen om representantforslag fra stortingsrepresentantene Per Olaf Lundteigen og Marit Arnstad om tiltak for en kunnskapsbasert naturforvaltning. Stortinget, Oslo.
- Isdahl, T., Gaarder, G., Fjeldstad, H., Hovind, A. Å., Kornstad, T., Lorentzen, M., Rostad, L. R., & Stolsmo, S. P. 2020. NiN-kartlegging etter Miljødirektoratets instruks til bruk i V712. Utprøving, vurdering og forslag til implementering. Norconsult, rapport 76 s.
- Kahnemann, D., Sibony, O. & Sunstein, C. R. Støy. Når dømmekraften svikter. 458 s. Pax forlag, Oslo.

- Klima- og miljødepartement 2015. Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold. Meld. St. 14 (2015-2016). 156 s.
- Klima- og miljødepartement 2017. Naturmangfoldloven kapittel II. Alminnelige bestemmelser om bærekraftig bruk. Veileder T-1554 B. 89 s.
- Klima- og miljødepartement 2019. Nasjonale og vesentlige regionale interesser på miljøområdet – klargjøring av miljøforvaltningens innsigelsespraksis. Rundskriv T-2-16, 9 s.
- Korbøl, A. & Hoel, P. L. 2018. Kartlegging og dokumentasjon av naturmangfold ved bygging av små kraftverk - revidert utgave. NVE. Veileder nr 6-2018. 17 s.
- Løvdaal, I., Heggland, A., Gaarder, G., Røsok, Ø., Hjermann, D., & Blindheim, T. 2002. Siste Sjanse-metoden: En systematisk gjennomgang av prinsipper og faglig begrunnelse. Siste Sjanse – rapport 2002–11, 151 s. + vedlegg.
- Meld. St. 14, 2015-2016. Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold. Klima- og miljøverndepartementet, Oslo.
- Miljødirektoratet. 2015. Veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann, Utkast til faktaark.
- Miljødirektoratet. 2021. Naturbase. <http://kart.naturbase.no>
- Miljødirektoratet. 2021a. Metode: Konsekvensutgreiing av klima- og miljøtema. Naturmangfold. Veileder M-1941. Hentet fra <https://www.miljodirektoratet.no/myndigheter/arealplanlegging/konsekvensutgreiinger/vurdere-miljokonsekvensene-av-planen-eller-tiltaket/naturmangfold/> (24.01.21)
- Miljødirektoratet 2021b. Instruks for naturfaglige registreringer i skogvernarbeidet Versjon (1-2021). 27 s.
- Miljødirektoratet 2021c. Kartleggingsinstruks. Kartlegging av naturtyper etter NiN2 i 2021. Veileder M-1930. 375 s.
- Moen, Asbjørn. 1998. Nasjonalatlas for Norge. Vegetasjon. Statens kartverk. Hønefoss
- NENT 2016. Forskningsetiske retningslinjer for naturvitenskap og teknologi. https://www.etikkom.no/globalassets/documents/publikasjoner-som-pdf/60124_fek_retningslinjer_nent_digital.pdf
- Nilsen, M. 2017. Faglig skjønn og skjerming -en kvalitativ studie av sykepleieres erfaringer i bruk av faglig skjønn i møte med psykotiske pasienter på psykiatriske akuttposter. UiT, masteroppgave. 69 s. + vedlegg.
- NOU 2013. Naturens goder - om verdier av økosystemtjenester. Miljøverndepartementet. NOU 2013:10. 431 s.
- Nybø, S. & Evju, M. (red) 2017. Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand, 247 s.
- Olje- og energidepartementet 2007. Retningslinjer for små vannkraftverk - til bruk for utarbeidelse av regionale planer og i NVEs konsesjonsbehandling. Y-0112 B. 53 s.
- Ot.prp. nr. 52. 2008-2009. Om lov om forvaltning av naturen mangfold (naturmangfoldloven). 480 s.

- Skog, K. L., Mork, K., Osen, R., Bratheim, G. & Meland, V. 2021. Evaluering av konsekvensutredninger etter kapittel 5 i forskrift om konsekvensutredninger. Multiconsult. Rapport, 88 s.
- Statens vegvesen 2016. Vannforekomsters sårbarhet for avrenningsvann fra vei under anlegg- og driftsfasen. Rapport nr. 597. 45 s.
- Statens vegvesen. 2018. Konsekvensanalyser. Håndbok V712. 248 s. ISBN: 978-82-7207-718-0.
- Statens vegvesen. 2021. Konsekvensanalyser. Håndbok V712. 248 s. Oppdatert 2021. ISBN: 978-82-7207-718-0.
- Tennøy, A. 2014. Kvalitet i konsekvensanalyser. I F. Holth & N.K. Winge (Red.), Konsekvensutredninger. Rettsregler, praksis og samfunnsvirkninger (s. 185–207). Oslo: Universitetsforlaget.
- Ullerud, H. A., Bryn, A., Halvorsen, R. & Hemsing, L. Ø. 2018. Consistency in land-cover mapping: Influence of field workers, spatial scale and classification system. *Applied Vegetation Science* 21(2): 278-288.
- Ødegaard, F., Brandrud, T.E., Hansen, L.O., Hanssen, O., Öberg, S., Sverdrup-Thygeson, A. 2011. Sandområder -et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II – NINA Rapport 712. 82 s.

Metodikk/bestillingsmal for kartlegging og verdisetting av naturverdier i bekkekløfter

- Kartlegging og vurdering av naturtyper og egenskaper
- Potensial- og usikkerhetsvurdering
- Totalvurdering av verdi for landformen bekkekløft

Versjon pr. 7. januar 2022

Innholdsfortegnelse

INNHALDSFORTEGNELSE.....	2
1 KARTLEGGING AV NATUR I BEKKEKLØFTER.....	3
2 KARTLEGGING AV KARTLEGGINGSTEMA (NATURTYPER OG EGENSKAPER).....	3
2.1 GRUPPERING OG KARTLEGGING AV NATURTYPER OG EGENSKAPER.....	3
2.2 VERDISETTING AV BEVARINGSENHETER.....	5
3 BEVARINGSENHETENE	6
3.1 FOSSESPRUTSONE.....	6
3.2 KALKRIKE FLOMSONEBERG	7
3.3 ÅPEN FLOMFASTMARK.....	8
3.4 FLOMSKOGSMARK	9
3.5 FOREKOMST AV POLERT (VANNTTRANSPORTERT) DØDVED	10
3.6 EKSTRAHUMIDE AREAL	11
3.7 KALKMARK (ALLE FASTMARKTYPER UNNTATT FLOMMARK OG FOSSESPRUTSONE)	13
3.8 LÅGURTMARK (ALLE FASTMARKSTYPER UNNTATT FLOMMARK)	14
3.9 GAMMELSKOG	15
3.10 TRESLAGSVARIASJON.....	16
3.11 RØDLISTEARTER UTEN POLYGONTILKNYTNING.....	17
4 POTENSIAL- OG USIKKERHETSVURDERING FOR ARTER.....	17
4.1 GENERELL VEILEDNING	17
4.2 EKSEMPEL PÅ ANGIVELSE AV USIKKERHET OG POTENSIALE.....	18
5 VERDISETTING PÅ LANDFORMNIVÅ	19
6 NATURTYPER SOM IKKE ER INKLUDERT I BEKKEKLØFTMETODIKKEN.....	21
7 EKSTERN KVALITETSKONTROLL.....	21
8 EKSTERNE KARTLEGGINGSRESSURSER.....	21

1 Kartlegging av natur i bekkekløfter

Vi legger her fram en metode for kartlegging og verdisetting av bekkekløfter i Norge. Metoden er NiN-basert ved at alle kartleggingstema (med et par unntak) er definert i NiN-systemet som typer, lokale komplekse miljøvariabler eller egenskaper fra beskrivelsessystemet. Dokumentasjon av og argumentasjon for de valg som er tatt i forbindelse med arbeidet med metodeutviklingen finnes i hovedrapporten (Gaarder og Høitomt 2022 / NVE rapport 21/2022). I dette dokumentet foretas en gjennomgang av selve metoden og hvordan den er tenkt brukt.

Metoden er bygd opp av tre elementer som gjøres i følgende rekkefølge:

1. Kartlegging av kartleggingstema (naturtypebeskrivelsen)
2. Verdisetting av bevaringsenheter (verdianalyse på natursystemnivå)
3. Vurdering av potensiale og usikkerhet
4. Verdisetting på landformnivå (verdianalyse på landformnivå)

2 Kartlegging av kartleggingstema (naturtyper og egenskaper)

I dette første trinnet skal arealer med naturverdier identifiseres. Alt areal som oppfyller kravene i tabell 1 skal avgrenses som polygoner. I tillegg skal noen egenskaper avmerkes som linjetema, samt noen egenskaper skal telles opp uten å bli avmerket på kart.

2.1 Gruppering og kartlegging av naturtyper og egenskaper

Tabell 1. Oversikt over kartleggingstema (naturtyper og egenskaper) som skal kartlegges med inngangsverdier og hvordan disse samles i grupper kalt bevaringsenheter. Begrepsbruk og kodeverk følger NiN-systemet så sant ikke annet er angitt.

Bevaringsenheter	Kartleggingstema (naturtyper og egenskaper)	Inngangsverdi	Tillegg
Fossesprutsone	Fossesprutpåvirket areal (VS:a+) (VS:a+ blir et naturkompleks i NiN 3.0 som blir naturlig å kartlegge samlet.	50 m2 (arealer på 50-250m2 punktfestes, større arealer tegnes ut som polygon)	
Forekomst av polert (vanntransportert) dødved	Ikke NiN-type	Avventer implementering i NiN	
Kalkrike flomsoneberg	Kalkrik flomsonebergvegg og -knaus (T1-67,68) Utfigureres som linje!	30 m2 (som betyr 30 m linje langs å 1 meters bredde (sjablong))	
Åpen flomfastmark	Åpen flomfastmark på silt og leire (T18-C-2)	50 m2 (arealer på 50-250m2 punktfestes, større arealer tegnes ut som polygon)	
	Åpen flomfastmark på sand, grus og stein (T18-C-1)	50 m2 (arealer på 50-250m2 punktfestes,	

		større arealer tegnes ut som polygon)	
	Åpen flomfastmark på kalkrik grus og stein (T18-C-3)	50 m2 (arealer på 50-250m2 punktfestes, større arealer tegnes ut som polygon)	
Flomskogsmark	Flomskogsmarker på grus og stein (T30-C-1)	50 m2 7SD-NS-3,4,5 & naturskog. Areal under 250 m2 punktfestes, øvrig areal tegnes ut som polygon.	Frekvensfordeling treslag + totaldekning tresjikt
	Flomskogsmarker på finmateriale (T30-C-2)	50 m2 7SD-NS-3,4,5 & naturskog. Areal under 250 m2 punktfestes, øvrig areal tegnes ut som polygon.	Frekvensfordeling treslag + totaldekning tresjikt
	Kildepåvirkede flomskogsmarker på finmateriale (T30-C-3)	50 m2 7SD-NS-3,4,5 & naturskog. Areal under 250 m2 punktfestes, øvrig areal tegnes ut som polygon.	Frekvensfordeling treslag + totaldekning tresjikt
Ekstrahumide arealer	Ekstrahumide arealer (C1, OC, O1) Ikke NiN-type NB: Kan overlappe med alle andre typer unntatt fossesprutsone.	2 daa og UE:a- og hvis skog 7SD-NS-4,5 & naturskog	Frekvensfordeling treslag + totaldekning tresjikt
Kalkmark	Skogsmark KA-hi (unntatt flomskogsmark)	2 daa og 7SD-NS-4,5 & naturskog	Frekvensfordeling treslag + totaldekning tresjikt
	Åpen mark (KA-hi) (unntatt fossesprutsoner, kalkrike flomsoneberg og åpen flomfastmark)	250 m2	Løpemeter bergvegger
Lågurtmark	Skogsmark KA-fg (unntatt flomskogsmark)	2 daa og 7SD-NS-4,5 & naturskog	Frekvensfordeling treslag + totaldekning tresjikt
	Åpen mark (KA-fg) (unntatt fossesprutsoner, kalkrike flomsoneberg og åpen flomfastmark)	250m ²	Løpemeter bergvegger
Gammel skog	Alt areal med naturskog innenfor bekkekløftområdet	2 daa og naturskog	Frekvensfordeling treslag + totaldekning tresjikt
Treslagsvariasjon	Antall treslag >5% relativ dekning i bekkekløftområdet som helhet.	7SD-NS-4,5 & naturskog	
	Antall treslag > 10 gamle trær i bekkekløftområdet som helhet.	7SD-NS-4,5 & naturskog	
Rødlistearter uten polygontilknytning		Alle forekomster av rødlistearter som ikke inngår	

		i kartleggingstema (polygon, linje eller punkt)	
--	--	---	--

2.2 Verdisetting av bevaringsenheter

Størrelse (areal eller lengde) og forekomst av rødlistearter danner grunnstammen i verdissettingen av de ulike bevaringsenheterne. I tillegg er andre typespesifikke elementer inkludert der dette er ansett som viktig for å få en så presis verdissetting som mulig, uten at kompleksiteten blir for høy. For alle bevaringsenheter finnes én tabell der kvaliteten skal beregnes og én tabell som angir verdi. Vær oppmerksom på at vurdering av kvalitet og verdi skal gjøres samlet for alt areal av samme bevaringsenhet, eksempelvis skal alle arealer med flomskogsmark behandles samlet ved at alt areal summeres og alle rødlistearter telles opp. Dette betyr at metoden ikke baserer seg på verdissetting av enkeltpolygoner slik man ofte gjør. Unntaket er selvsagt der en bevaringsenhet bare forekommer med én polygon innenfor kartleggingsområdet. Bakgrunnen for denne tilnærmingen er diskutert i hovedrapporten.

Det er verdt å merke seg at treslagsfordeling bringes på banen på to separate måter i denne kartleggingen. Først skal treslagsfordelingen registreres på en frekvensskala i ulike skognaturtyper (**Feil! Fant ikke referanse kilden.**). Dette er viktig for å kunne utlede forekomst av eller potensial for rødlistede naturtyper. Mot slutten av lista over kartleggingstema, skal treslagsvariasjon vurderes som selvstendig faktor for kløfteområdet som helhet. Dette skjer i teorien helt uavhengig av frekvensfordelingen angitt under kartleggingstema enkeltvis, men frekvensfordelingen kan være til hjelp når treslagsvariasjonen totalt skal vurderes.

Tabell 2. Opplegg for frekvensfordeling av ulike treslag innenfor kartleggingstema (A8 skala)

Trinn	Frekvens av treslag (kronedekning)
Trinn 0	0 %
Trinn 1	> 0 - 3 %
Trinn 2	3 - 6,25 %
Trinn 3	6,25 - 12,5 %
Trinn 4	12,5 - 25 %
Trinn 5	25 - 50 %
Trinn 6	50 - 75 %
Trinn 7	Mer enn 75 %

Verdissettingen av bevaringsenheterne skjer ved at poengene oppnådd på parametrene for de ulike kartleggingstemaene summeres. Hvordan ulike parametre skal vektes i verdissetting er en stor utfordring. Vi har valgt en løsning der ingen parametre alene er nok til å oppnå høyeste verdi. Dette betyr i praksis at høyeste kvalitet på parameteren rødlistearter ofte må følges av minst moderat kvalitet på areal for å oppnå høyeste verdi og motsatt. Det er viktig å merke seg at man ved fastsettelse av kvalitet for de ulike parametrene skal vurdere usikkerhet og potensial

i henhold til metodiske føringer. Ulik poengverdi på samme kvalitetstrinn for ulike bevaringsenheter skyldes en tilnærming der bekkeløfttilknyttede naturtyper i utgangspunktet vektet noe høyere enn øvrig natur. I tillegg er det lagt inn en gradering etter hvor stort mangfold av sjeldne og trua arter som er knyttet til hver enkelt type.

3 Bevaringsenheter

3.1 Fossesprutsone

Her skal alt areal som påvirkes av fossesprut registreres. Dette gjøres ved registrere egenskapen vannsprutintensitet (VS:a+) Merk at inngangsverdi for enheten er 50 m2. Alle arealer mellom 50 og 250 m2 punktfestes og arealet settes til medianverdi 125 m2.

Kvalitet

	Uprioritert kvalitet	Lav kvalitet	Moderat kvalitet	Høy kvalitet	Svært høy kvalitet
Rødlistearter	-	-	minst 1 NT (20p)	NT eller 1 VU/DD (30p)	5 NT eller 2 VU/DD eller 1 EN/CR (50p)
Areal/sonering (VS-abcde)	Ingen punkt-festede fossesprutsoner, det vil si at ingen arealer med typen overskrider 50m2 (0p)	1-2 punktfestede fossesprutsoner. 125-250 m2 totalt (10p)	250-500 m2, som oftest i form av mindre fragmenter langs stryk og små-fosser (15p)	500-2500 m2 og/eller tre soner (20p)	>2500 m2 og/eller minst fire soner (50p)

Verdi

Verditrinn	Total poengscore
Svært stor verdi	>65
Stor verdi	50-64
Middels verdi	40-49
Noe verdi	15-39

3.2 Kalkrike flomsoneberg

Dette omfatter to grunntyper som opptrer som smale soner under øvre flomnivå langs vassdragene. De to grunntypene spenner over de tre øverste trinnene på skalaen for kalkinnhold (KA:ghi) for henholdsvis flomsonebergvegg og flomsonebergknaus. Der disse typene forekommer på strekninger lengre enn minstelengden markeres forekomstene i linjetema. I den videre verdisettingen gjøres én meter linje om til én kvadratmeter. Slik kan verdisettingen baseres på areal på samme måte som for andre typer. Størrelsen én meter er valgt på grunn av dette ansees som gjennomsnittlig bredde på flomsone langs middels store vassdrag i bekkekløfter. Variasjon i bredde er stor og kan variere fra under én meter på loddrette berg og opp til flere titalls meter i tilfeller der flate sva blottlegges ved lav vannføring. Husk at begge sider av elva telles med, noe som betyr at man kan registrere to kvadratmeter per meter elvestrekning der man har forekomst på begge sider. Minstelengde på 50 m. Det aksepteres inntil 20 % innslag av andre naturtyper så fort minstelengden oppnås.

Kvalitet

	Uprioritert kvalitet	Lav kvalitet	Moderat kvalitet	Høy kvalitet	Svært høy kvalitet
Samlet lengde i meter (KA:fghi)	<50 meter (0p)	50-200 meter (5p)	200-500 meter (10p)	500-2000 meter (20p)	>2000 meter (30p)
Rødlistearter	-	-	minst 1 NT (10p)	1 VU/DD eller 3 NT (20p)	5 NT eller 2 VU/DD eller 1 EN/CR (30p)
Forekomst av kalkberg (KA:hi)	-	<50 meter (5p)	50-100 meter (10p)	100-500 meter (15p)	>500 meter (20p)

Verdi

Verditrinn	Total poengscore
Svært stor verdi	>50
Stor verdi	40-49
Middels verdi	30-39
Noe verdi	10-29

3.3 Åpen flomfastmark

Denne hovedtypen (T18) opptrer sparsomt innenfor de aller fleste bekkekløfter. Unntaksvis kan det være større arealer i store elvekløfter med lite fall og i nedre deler av kløfter der de munner ut i hoveddalfører. Tre av fire kartleggingsenheter tilhørende denne hovedtypen kan i teorien være aktuelle, og da særlig åpen flomfastmark på sand, grus og stein (T18-C-1). Åpen flomfastmark på sand med klart erosjonspreg (T18-C-4) er ikke relevant og de to andre kartleggingsenheter vil trolig bare opptre lokalt eller unntaksvis innenfor landformen bekkekløft. Minstearealet er satt til 250 m² for to av de tre relevante kartleggingsenheter. For åpen flomfastmark på kalkrik grus og stein (T18-C-3) er minstearealet satt til 50 m². Årsaken til dette er at mindre arealer av denne typen antas å ha et større potensiale for rødlistearter enn tilsvarende små fragmenter av de tre andre typene. Denne kalkrike typen er mest relevant i fjellnære strøk og i Nord-Norge.

Kvalitet

	Upprioritert kvalitet	Lav kvalitet	Moderat kvalitet	Høy kvalitet	Svært høy kvalitet
Sum areal	<0,25 daa (0p)	0,25- 0,5 daa (5p)	0,5-5 daa (10p)	5-20 daa (15p)	>20 daa (20p)
Rødlistearter			minst 1 NT (10p)	1 VU/DD eller 4 NT (20p)	7 NT eller 2 VU/DD eller 1 EN/CR (30p)
Forekomst av sand og fin grus			1-5 daa (10p)	>5 daa (15p)	

Verdi

Verditrinn	Total poengscore
Svært stor verdi	>35
Stor verdi	25-34
Middels verdi	15-24
Noe verdi	5-14

3.4 Flomskogsmark

Denne hovedtypen kan være viktig i en del bekkekløfter, særlig i kløfter der elva har begrenset fall og der bunnen av kløfta er bred. Vanligst er arealer fra noen tiltalls og opp til noen hundre kvadratmeter, men stedvis kan man, også i store bekkekløfter, finne flomskogsmark på sammenhengende arealer på noen titalls dekar. Hovedtypen flomskogsmark er delt inn i fire kartleggingstema der alle i teorien kan forekomme i tilknytning til bekkekløfter. Flomskogsmark på grus og stein (T30-C-1) er vanligst forekommende, men flomskogsmark på finmateriale (T30-C-2) vil også kunne inngå der vannhastigheten er lav. De øvrige kartleggingsenhetene er mindre relevante.

Utfigurering av flomskogsmark er vanligvis en nokså enkel øvelse i bekkekløfter, men i enkelte tilfeller kan overgangen mot ikke flompåvirket areal være noe diffus, særlig der man har større flate partier lang elva. Definisjonen på flomskog er jevnlig oversvømmelse, vanligvis, men ikke nødvendigvis årlig. De arealene som oversvømmes sjelden kan være vanskelig å påvise og avgrense. Minstearealet er 50 m². Det er satt så lavt blant annet for å fange opp små, men funksjonelle flomskogsmarkfragmenter langs vassdrag der topografien ikke legger til rette for større sammenhengende enheter. Siden alle forekomster av flomskogsmark summeres og vurderes sammen i verdisettingen, vil utfigurering av mange små polygoner ikke generere merarbeid utover det selve utfigureringen medfører. Det er bare flomskogsmark i hogstklasse IV og V, samt i naturskogsfase, som skal utfigureres. Treslagsfordeling angis på frekvensskala.

Kvalitet

	Uprioritert kvalitet	Lav kvalitet	Moderat kvalitet	Høy kvalitet	Svært høy kvalitet
Sum areal	<0,25 daa (0p)	0,25 -1 daa (5p)	1-10 daa (15p)	11-50 daa (20p)	>50 daa (30p)
Rødlistearter			minst 1 NT (15p)	1 VU/DD eller 4 NT (30p)	7 NT eller 2 VU/DD eller 1 EN/CR (50p)

Verdi

Verditrinn	Total poengscore
Svært stor verdi	>50
Stor verdi	20-49
Middels verdi	10-19
Noe verdi	5-9

3.5 Forekomst av polert (vanntransportert) dødved

Dette er ikke en definert NiN-egenskap, men like fullt en egenskap ved et substrat som er sentral i mange bekkekløftmiljøer. Denne egenskapen opptrer i mange ulike naturtyper, men er ofte mer eller mindre frikoplet fra dem siden stokkene kan falle uti hvor som helst det finnes trær og i tillegg kan fraktes med vannet for så å feste seg på et nytt sted. Merk at polert dødved ikke trenger å være vanntransportert dersom hele eller deler av trestammen poleres av vannstrømmer der det faller ned. Dersom et stort tre faller over en bekk eller elv og blir liggende, kan dette være et egnet substrat både før og etter forråtnelsesprosessen kommer så langt at stokken deler seg opp og delvis føres videre med strømmen. Volummessig finnes det nok mest polert dødved i flomskogsmark, men elementet finnes også i åpen flomfastmark, i vannkanten eller ute i elva/bekken.

Kvalitet

	Uprioritert kvalitet	Lav kvalitet	Moderat kvalitet	Høy kvalitet	Svært høy kvalitet
Forekomst av polert (vanntransportert) dødved (Kun O1,OC,C1)	<2 funksjonelle (stabilt fuktig eller grov >20 cm) stokker totalt i bekkekløftområdet (0p)	2-5 funksjonelle (stabilt fuktig eller grov >20 cm) stokker totalt (5p)	<1 stabilt fuktig eller grov (>20 cm) stokk per 100 m elvestrekning (gjennomsnitt), Minimum 5 funksjonelle stokker totalt (10p)	1 stabilt fuktig eller grov (>20 cm) stokk per 100 m elvestrekning (gjennomsnitt) (20p)	1 stabilt fuktig eller grov (>20 cm) stokk per 100 m elvestrekning (gjennomsnitt) (30p)

Verdi

Verditrinn	Total poengscore
Svært stor verdi	30
Stor verdi	20
Middels verdi	10
Noe verdi	5

3.6 Ekstrahumide areal

Her registreres alle arealer med særlig humide arealer i bekkekløfter i vegetasjonsseksjonene C1, OC og O1. Her menes arealer som er lite uttørkingsekspontert og defineres i så måte som de to laveste trinnene på skalaen for den lokale komplekse miljøvariablen uttørkingsekspontering (UE-0a). Vi har utarbeidet en liste (se tabell 3) over arter som kan hjelpe til med å identifisere denne typen. Det viktigste er likevel å se på hvordan arealer i bunnen av kløfta skiller seg fra arealene oppe i lisidene. De ekstrahumide forholdene er vanligst i dype kløfter og best utviklet fra bunnen og et lite stykke oppover i nordvendte sider. Humid granskog preges gjerne av rikelige mengder skjeggjav, mens man på marken og i blokkmark finner et tykt og mykt mosedekke av torvmoser og andre mattedannende arter. For arealer innenfor hovedtypene fastmarksskogsmark og flomskogsmark skal bare arealer i hkl. IV, V og naturskogsfase inkluderes. Det er kun rødlistearter som inngår i tabell 3 eller rødlistearter med tilsvarende krav til humiditet som skal telles med under denne bevaringsenheten. Andre rødlistearter vil fanges opp av overlappende polygoner eller eventuelt som artsregistreringer uten polygontilknytning. Minstearealet er 2,5 daa og typen utfigureres uavhengig av alle andre typer med unntak av fossesprutsone. Ekstrahumide arealer kan med andre ord fritt overlappe med andre polygoner.

Tabell 3: Oversikt over kjennetegnende arter for ekstrahumide områder i vegetasjonsseksjonene C1, OC og O1. Mangel på markering i tabellen betyr at arten ikke er en relevant indikator i denne seksjonen. Det kan ellers forekomme at arter er markert i soner de foreløpig ikke er påvist i.

			Vegetasjonsseksjon		
Gruppe	Norsk navn	Vitenskaplig navn	C1	OC	O1
Lav	Kort trollskjegg	<i>Bryoria bicolor</i>	x	x	x
Lav	Langt trollskjegg	<i>Bryoria tenuis</i>	x	x	x
Lav	Olivenfiltlav	<i>Fuscopannaria mediterranea</i>	x	x	x
Lav	Mjuktjafs	<i>Evernia divaricata</i>	x	x	x
Lav	Tussepraktlav	<i>Cetrelia cetraroides</i>	x	x	x
Lav	Huldrepraktlav	<i>Cetrelia monachorum</i>	x	x	x
Lav	Trollpraktlav	<i>Cetrelia olivetorum</i>	x	x	x
Lav	Elfenbenslav	<i>Heterodermia speciosa</i>	x	x	x
Lav	Trådrag	<i>Ramalina thrausta</i>	x	x	x
Lav	Hodeskoddelav	<i>Menegazzia terebrata</i>	x	x	x
Lav	Dalvrenge	<i>Nephroma helveticum</i>	x	x	x
Lav	Skrukkelav	<i>Platismatia norvegica</i>	x	x	x
Lav	Huldrenål	<i>Chaenotheca cinerea</i>	x	x	x
Lav	Hvithodenål	<i>Chaenotheca gracilentia</i>	x	x	x
Lav	Rimnål	<i>Chaenothecopsis viridialba</i>	x	x	x
Lav	Praktdognål	<i>Sclerophora amabilis</i>	x	x	x
Lav	Fossenål	<i>Calicium lenticulare</i>	x	x	x
Lav	Huldrelav	<i>Gyalecta friesii</i>	x	x	x
Lav	Rundhodenål	<i>Chaenotheca sphaerocephala</i>	x	x	x
Lav	Lodnepuslelav	<i>Micrarea hedludii</i>	x	x	x
Lav	Småragg	<i>Ramalina dilacerata</i>	x	x	x
Lav	Rund porelav	<i>Sticta fuliginosa</i>	x	x	x
Mose	Rødmuslingmose	<i>Myliia taylorii</i>	x	x	
Mose	Storstylte	<i>Bazzania trolibata</i>	x	x	

Mose	Heimose	Anastrepta orcadensis	x	x	
Mose	Tannkjølmose	Zygodon dentatus	x	x	x
Mose	Oreblæremose	Frullania oakesiana	x	x	x
Mose	Pelsblæremose	Frullania bolanderi	x	x	x
Mose	Svøpfellmose	Neckera pennata	x	x	
Mose	Stammesigd	Dicranum viride	x	x	x
Mose	Hårkurlmose	Didymodon icmadophilus	x	x	x
Mose	Knattmose	Gyrowesia tenuis	x	x	x
Mose	Nurkblygmose	Seligeria pusilla	x	x	x
Mose	Skjerfmose	Metzgeria pubescens	x	x	
Mose	Knutetvebladmose	Scapania crassiretis	x	x	x

Kvalitet

	Upprioritert kvalitet	Lav kvalitet	Moderat kvalitet	Høy kvalitet	Svært høy kvalitet
Sum areal	< 2,5 daa (0p)	2,5-5 daa (10p)	6-10 daa (20p)	11-50 daa (30p)	>50 daa (50p)
Rødlisterarter og/eller LKM betinget*	<2 LKM betinget (0p)	minst 1 NT eller 2 LKM betinget (15p)	minst 3 NT (20p)	1 VU/DD eller 5 NT (30p)	Minst 3 VU/DD eller 1 EN/CR (50p)

*) Se tabell 3

Verdi

Verditrinn	Total poengscore
Svært stor verdi	>70
Stor verdi	50-69
Middels verdi	40-49
Noe verdi	20-39

3.7 Kalkmark (alle fastmarktyper unntatt flommark og fossesprutsone)

Her skal alle arealer med svært kalkrik mark (KA-hi) kartlegges. Dette omfatter både åpen og tresatt fastmark. I tillegg skal man beregne forekomst av mengde kalkberg i meter. Totallengden på alle bergrekker med over 2 meters høyde estimeres. Minsteareal og inngangsverdi på tilstand for hver type er angitt i tabell 1. Vær oppmerksom på at areal med høgstaudeskog skal fordeles på basistrinn «litt kalkrik» (KA-fg) og «svært kalkrik» (KA-hi), der de svært kalkrike føres hit. Treslagsfordeling angis på frekvensskala.

Kvalitet

	Uprioritert areal	Lav kvalitet	Moderat kvalitet	Høy kvalitet	Svært høy kvalitet
Løpemetervært kalkrike berg (KA-h,i)	-	Forekomst < 20 m (10p)	20-50 m (15p)	50-100 m (20p)	>100 m (30p)
Sum areal skog (hkl. IV, V, naturskog og impediment) og åpen mark	<2 daa (0p)	2-5 daa (10p)	5-9 daa (15p)	10-100 daa (20p)	>100 daa (30 p)
Rødlistearter	-	<2 NT (10p)	3-7 NT eller 1 VU/DD (15p)	8-13 NT og/eller 2-3 VU/DD og/eller 1 EN/CR (20p)	>14 NT og/eller >3 VU/DD og/eller >1 EN/CR (30p)

Verdi

Verditrinn	Total poengscore
Svært stor verdi	>60
Stor verdi	50-59
Middels verdi	40-49
Noe verdi	20-39

3.8 Lågurtmark (alle fastmarkstyper unntatt flommark)

Her skal alle arealer noe kalkrik mark (KA-fg) kartlegges. Dette omfatter både åpen og tresatt fastmark. I tillegg skal man beregne forekomst av mengde noe kalkrikt berg i meter. Totallengden på alle bergrekker med over 2 meters høyde estimeres. Minsteareal og inngangsverdi på tilstand for hver type er angitt i tabell 1. Vær oppmerksom på at areal med høgstaudekog skal fordeles på basistrinn «litt kalkrik» (KA-fg) og «svært kalkrik» (KA-hi), der de litt kalkrike føres hit. Dette betyr at kartlegger på gjøre en vurdering i felt av hvilket kalktrinn man har med å gjøre. Treslagsfordeling angis på frekvensskala.

Kvalitet

	Uprioritert areal	Lav kvalitet	Moderat kvalitet	Høy kvalitet	Svært høy kvalitet
Løpemeater litt kalkrike berg (KA-f,g)	<50 m (0p)	50-100m (5p)	100-250 m (10p)	250-500 m (15p)	>500 m (20p)
Sum areal skog og åpen mark	<2 daa (0p)	2-6 daa (5p)	7-18 daa (10p)	18-200 daa (15p)	>200 daa (20p)
Rødlistearter	-	<2 NT (10p)	3-7 NT eller 1 VU/DD (15p)	8-13 NT og/eller 2-3 VU/DD og/eller 1 EN/CR (20p)	>14 NT og/eller >3 VU/DD og/eller >1 EN/CR (30p)

Verdi

Verditrinn	Total poengscore
Svært stor verdi	>60
Stor verdi	50-59
Middels verdi	30-49
Noe verdi	15-29

3.9 Gammelskog

Her skal alle øvrige kartleggingsenheter under hovedtypen fastmarksskogsmark med tilstand hkl. V eller naturskogsfase utfigureres i et kartleggingstema. Det skal ikke være overlapp med andre skogtyper, og gammelskog gis prioritet under alle andre skogtyper i denne metodikken. I praksis vil derfor bare fattige til svakt intermediære skogtyper figureres ut som slike figurer. All skog kan imidlertid overlappe med polygoner med ekstrahumid areal der denne egenskapen forekommer. Treslagsfordeling angis på frekvensskala.

Kvalitet

	Uprioritert areal	Lav kvalitet	Moderat kvalitet	Høy kvalitet	Svært høy kvalitet
Sum areal	<2 daa (0p)	2-5 daa (5p)	5-9 daa (10p)	10-100 daa (15p)	>100 daa (20p)
Rødlistearter	-	<2 NT (10p)	3-7 NT eller 1 VU/DD (15p)	8-13 NT og/eller 2-3 VU/DD og/eller 1 EN/CR (20p)	>14 NT og/eller >3 VU/DD og/eller >1 EN/CR (30p)

Verdi

Verditrinn	Total poengscore
Svært stor verdi	>40
Stor verdi	30-39
Middels verdi	20-29
Noe verdi	15-19

3.10 Treslagsvariasjon

Dette temaet skal ikke kartfestes som de andre temaene. Dataene fra denne parameteren gis ikke selvstendig betydning på natursystemnivået. Dette skyldes at treslagsfordeling allerede er vurdert på en frekvensskala for alle kartlagte skogpolygoner. Denne frekvensfordelingen vil derimot kunne danne et godt grunnlag for å utlede hvor mange treslag som forekommer mer eller mindre vanlig i området. Et variert tresjikt er et viktig mål på biologisk variasjon, og særlig der som gamle trær forekommer. Derfor skal alle treslag som her mer enn 5 % relativ dekning og alle treslag som forekommer med mer enn 10 stk. gamle trær (Tabell 9) i hele bekkekløftområdet totalt sett telles opp og angis.

Kvalitet

	Uprioritert areal	Lav kvalitet	Moderat kvalitet	Høy kvalitet	Svært høy kvalitet
Antall treslag med >5% relativ kronedekning	<2 (0p)	2-3 (5p)	4-5 (10p)	6-7 (15p)	>7 (20p)
Antall treslag med mer enn 10 stk gamle/grove trær	-	1-3 (10p)	3-4 (20p)	5-6 (30p)	>6 (50p)

Verdi

Verditrinn	Total poengscore
Svært stor verdi	>50
Stor verdi	40-49
Middels verdi	30-39
Noe verdi	10-29

Tabell 9. Oversikt over hvilken alder/dimensjon som kreves for at et tre skal telles som gammelt. For gran og furu brukes alder, mens diameter er vanligst for andre treslag.

Treslagsgruppe	Treslag	Alder	Diameter
Bartrær	Gran	150	
	Furu	200	
	Barlind	100	>25
	Einer	100	>15
Edelløvtrær	Eik	200	>40
	Hengebjørk	125	>40
	Svartor	75	>30
	Andre edelløvtrær	150	>40
Boreale løvtrær	Bjørk	125	>40
	Osp	100	>40
	Pil og vier (selje)	75	>30
	Andre boreale løvtrær	75	>30

3.11 Rødlistearter uten polygontilknytning

Alle forekomster av rødlistearter innenfor kartleggingsområdet skal kartfestes og registreres på en måte som gjør at de blir synlige som unike punktforekomster i Artskart. De fleste funnene vil havne innenfor ett eller flere polygoner, men i enkelte tilfeller vil rødlistearter kunne opptre uavhengig av de andre naturverdiene vi ønsker å fange opp. I slike tilfeller skal hver enkelt art gis en poengverdi basert på rødlistekategori. Hver art teller bare én gang selv om det er flere enn ett funn. CR = 20 poeng, EN = 10 poeng, VU og DD = 5 poeng og NT = 3 poeng. Arter som allerede er registret innenfor et eller flere polygoner skal ikke telles på nytt utenfor selv om også forekommer her.

4 Potensial- og usikkerhetsvurdering for arter

4.1 Generell veiledning

Kartlegging og verdisetting av naturtyper er et utfordrende tema og det er mange faktorer som fører med seg usikkerhet. Denne usikkerheten må systematiseres og adresseres dersom man ønsker å oppfylle Naturmangfoldlovens §9 – føre var prinsippet.

I denne delen følger en veiledning for potensial- og usikkerhetsvurdering som skal gjøres for hvert enkelt kartleggingstema separat. Potensial- og usikkerhetsvurderingene skal operasjonaliseres ved at det angis minimum, mest trolig og maksimal kvalitet der disse vurderingene er bakt inn. Ved liten usikkerhet/lite behov for potensialvurdering vil spennet mellom minimum og maksimum ofte bare inkludere én kvalitetsklasse. Mest sannsynlig kvalitet for begge parametere markeres med grønn, mens andre mulige kvalitetstrinn markeres med gul. Usikkerhetsvurderingen må begrunnes. Mest sannsynlig kvalitet legges så til grunn når poeng summeres til endelig verdi. NB! Merk at mest sannsynlig kvalitet kan være både identisk og høyere enn observert kvalitet, men **aldri** lavere. Dette betyr at dersom svært høy kvalitet er oppnådd eller faktisk målt i felt for hhv rødlistearter og areal, vil det pr. definisjon ikke foreligge relevant usikkerhet. Potensial- og usikkerhetsvurderinger kan gi særlig store utslag i komplekse, uoversiktlige naturtyper, noe man må ta med i betraktningen når vurderingene skal gjøres.

Under følger to tabeller som er ment å være til hjelp ved vurdering av potensial for rødlistearter og annen usikkerhet. Dette vil uansett være en vanskelig øvelse, men disse vurderingene er svært viktige når datakvalitet skal vurderes. Usikkerhet i typifisering og artsbestemmelse av ulike kartleggingstema og arter ligger utenfor denne prosessen og må håndteres/løses separat. Dette betyr i praksis at det forventes at aktører som bruker metoden under optimale forhold skal kunne mestre å typifisere og avgrense alle kartleggingstemaene på en korrekt måte. På samme måte forventes det at arter som faktisk påvises bestemmes korrekt.

Potensial- og usikkerhetsvurdering rødlistearter

Skala potensial- og usikkerhetsvurdering rødlistearter	Forklaring
Potensialvurdering unødvendig/liten usikkerhet	- Stor sikkerhet i artsregistrering, eksempelvis fordi maksimal kvalitet oppnås eller at personell med god kompetanse anser artssøket som tilstrekkelig grundig utført. - Alt eller i det minste representative deler av alle naturtyper tilgjengelig og undersøkt. - Kvaliteten på parameteren rødlistearter heves med 0-1 trinn.

Delvis potensialvurdert/ moderat usikkerhet	- Artsmangfoldet i deler av aktuelt område er kartlagt av personell med god kompetanse. - Område grundig kartlagt, men ikke i sesong for alle relevante sesongbetingete artsgrupper. - Usikkerheten på dette trinnet vil være moderat-liten dersom kartlegger har solid relevant kompetanse. Usikkerheten vil være moderat-lav med begrenset relevant kompetanse. - Kvaliteten på parameteren rødlistearter heves vanligvis med minst 1 trinn.
Utelukkende potensialvurdert/moderat til stor usikkerhet	- Hele eller store deler av området er ikke tilgjengelig eller av andre grunner ikke oppsøkt ved kartlegging. - Kartlegger mangler eller har svak kompetanse på relevante artsgrupper. Usikkerheten vil variere fra moderat til stor etter kompetansenivå hos kartlegger. - Kvaliteten på parameteren rødlistearter heves vanligvis med minst 2 trinn.

Usikkerhetsvurdering naturtypeareal

Skala usikkerhet areal	Forklaring
Liten usikkerhet	Alt areal er med stor sikkerhet oppsøkt i felt eller observert på kort avstand med god oversikt (eksempelvis på andre siden av ei elv). Usikkerhet spenner som oftest over 1 eller i grensetilfeller 2 kvalitetstrinn.
Moderat usikkerhet	En antatt stor andel av arealet er enten oppsøkt i felt eller observert på kort avstand. Men noe areal er også observert på lengre avstand med dårligere vurderingsforhold. Usikkerhet spenner som oftest over 1-3 kvalitetstrinn.
Stor usikkerhet	En stor del av antatt areal av kartleggingstemaet/vurdert naturtype er ikke oppsøkt i felt eller observert på kort avstand. Mye areal kun observert på lang avstand, eller en stor andel antatt areal av typen er ikke observert eller oppsøkt i det hele tatt. Usikkerhet spenner som oftest over 2-4 kvalitetstrinn.

4.2 Eksempel på angivelse av usikkerhet og potensiale

I et tenkt eksempel er det 70 daa med flomskogsmark. Alt dette arealet er tilgjengelig og avgrensningene er presise. Dette fører til å området oppnår høyeste kvalitet på areal og at det dermed ikke er usikkerhet knyttet til dette. Videre er det påvist 3 NT arter, men siden arealet er så stort og elva ligger i en region der det forekommer mange ulike rødlistearter i flomskogsmark, er det svært sannsynlig at det finnes flere arter enn det kartlegger har påvist. Kartlegger har for øvrig god kompetanse på sopp og karplanter, men noe svakere kompetanse på lav og moser. I dette tilfellet skal det bare én art i kategori NT eller VU for å heve kvaliteten ett trinn og det bør åpenbart gjøres. I tillegg er det ganske høy sannsynlighet for at den reelle forekomsten av rødlistearter kan kvalifisere for høyeste kvalitetstrinn. Den reelle kvaliteten vil dermed befinne seg i spennet moderat-svært høy kvalitet. Høy kvalitet vil da antagelig være mest sannsynlige nivå.

Det kan imidlertid i enkelte tilfeller være korrekt å sette kvaliteten til svært høy dersom eksempelvis én eller flere EN arter er påvist i samme miljø flere steder i nærheten og sannsynligheten for at de også finnes på den aktuelle lokaliteten anses som svært stor.

Tabell 4. Hjelpeillustrasjon for angivelse av usikkerhet og potensiale for et tenkt eksempel med en lokalitet med flomskogsmark. Grønn farge er mest sannsynlig/valgt kvalitet, mens gul farge indikerer spennet i mindre sannsynlige kvalitetstrinn.

Flomskogsmark (eksempeltype)	Upprioritert kvalitet	Lav kvalitet	Moderat kvalitet	Høy kvalitet	Svært høy kvalitet
Sum areal	<0,25 daa (0p)	0,25 -1 daa (5p)	1-10 daa (15p)	11-50 daa (20p)	>50 daa (30p)
Rødlistearter			minst 1 NT (15p)	1 VU/DD eller 4 NT (30p)	7 NT eller 2 VU/DD eller 1 EN/CR (50p)

5 Verdisetting på landformnivå

Verdisettingen på landformnivå eller kompleksnivå (bekkekløfta) er basert på poengene de ulike bevaringsenhetene har oppnådd innenfor komplekset. Poengene er frikoplet fra sumverdien til hver enkelt bevaringsenhet slik at en gitt poengsum ikke nødvendigvis tilsvarer en gitt verdi. Dette er gjort for å kunne vekte vassdragsbetinget natur høyere enn øvrig natur i kompleksvurderingen.

Det vil også være mulig for forvaltningen å bestille kartlegging av andre aktuelle naturtyper etter Miljødirektoratets instruks separat.

Størrelse og rødlistearter er gjennomgående variabler som brukes i verdissettingen av de ulike bevaringsenhetene. I verdissettingen av kompleksnivået gis alle bevaringsenhetene en poengskår der størrelse generelt gis noe mindre betydning enn funn av rødlistearter. Dette skyldes at det er artene som i siste instans «beviser» at det aktuelle habitat er funksjonelt for – ja nettopp artene.

Arealer med dårlig tilstand er for en stor del definert bort fra kartleggingen ved hjelp av inngangsverdier, noe som betyr at tilstandsvariasjon bare i beskeden grad er aktuelt i selve verdissettingen. Dette valget forenkler arbeidet med verdissetting i stor grad, men fører også til at tilstandsvariasjon over inngangsverdi ikke blir direkte behandlet. Tilstedeværelse av rødlistearter vil imidlertid kunne fungere som en indirekte prioritering av de arealene med best tilstand eller funksjon.

Alle verditrinnene på den firedelte verdiskalaen noe – middels – stor – svært stor vil bli tillagt en poengverdi på de forskjellige bevaringsenhetene. Det er disse poengverdiene som benyttes i vektingen av de ulike enhetene. Poengfordelingen på de fire trinnene vil i utgangspunktet være av lineær art. I enkelte tilfeller legger man opp til en mer eksponentiell sammenheng dersom man ønsker å belønne ekstra lite eller ekstra mye mot øvre del av skalaen. Dette er gjort for å fremheve forekomst av særlig verdifull, særlig bekekløftbetinget natur.

Til slutt summeres poengene fra alle forekommende bevaringsenheter. Se tabell 5. I tabellen under finnes et eksempel på ei stor, variert og svært verdifull bekekløft som «sprenger» skalaen.

Det er helt nødvendig at de mest komplekse og aller mest verdifulle områdene får en veldig høy poengverdi for at dynamikken i verdisettingen for de moderat og mindre verdifulle områdene skal bli god.

Tabell 5. Oversikt over hvordan poengscore er angitt for en verdifull og stor bekkekløft på Østlandet. Summen nederst i tabellen brukes til å lese av totalverdi i tabell 6.

Bevaringsenhet	Verdikomponent	"Eksempelva"
Flomskogsmark	Sum areal	15
	Rødlistearter	30
	Dødvved, stående og liggende (ikke vanntransportert)	0
Forekomst av vanntransportert dødvved	Sum mengde	0
Åpen flomfastmark	Sum areal	15
	Rødlistearter	20
	Forekomst av sand	0
Fossesprutsone	Rødlistearter	20
	Areal/sonering	15
Flomsoneberg	Rødlistearter	20
	Forekomst av kalkberg	10
Andre ekstrahumide areal (kun C1, OC, O1)	Sum areal	50
	Rødlistearter/LKM betinget art jfr. liste	50
Kalkmark	Løpemeter svært kalkrike berg	20
	Sum areal (skog og åpen mark)	15
	Rødlistearter	15
Lågurtmark	Løpemeter litt kalkrike berg	20
	Sum areal (skog og åpen mark)	20
	Rødlistearter	30
Gammelskog	Sum areal	20
	Rødlistearter	30
Treslagsvariasjon	Antall treslag >5% dekning	10
	Antall treslag >10 gamle trær	20
Rødlistearter uten polygontilknytning	Sum poeng jfr. tabell.	25
Sum poeng		470

Verditabell landform bekkekløft

Tabell 10 Skala for totalverdi for bekkekløfter. Poengsummen fra oversikten vist i tabell 5 scores mot trinnene i denne tabellen.

Lav/ubetydelig	<20 poeng
Noe	20-50 poeng
Middels	51-150 poeng
Stor	151-220 poeng
Svært stor	>221 poeng

6 Naturtyper som ikke er inkludert i bekkekløftmetodikken

For at denne metoden skal være ressursmessig gjennomførbar tas det ikke sikte på en uttømmende kartlegging og verdisetting av all viktig natur på de arealene som ikke er vassdragsnære. Dette betyr at mindre relevante naturtyper som sjeldent forekommer i bekkekløfter ikke er inkludert i denne metodikken, eksempelvis myr og kulturlandskap. For å delvis kompensere for dette skal rødlistearter imidlertid ettersøkes på alt areal innenfor bekkekløftavgrensningen. De rødlisteartene som forekommer utenfor avgrensede naturtypepolygon skal inkluderes i verdisetting av kompleksnivået som egen parameter. All vassdragsbetinget natur fanges uansett opp av metodikken. **Når det gjelder fysiske arealinngrep i forbindelse med en eventuell utbygging, må tiltakshaver bestille kartlegging etter Miljødirektoratets instruks dersom naturtyper som ikke omfattes av bekkekløftmetodikken berøres.**

7 Ekstern kvalitetskontroll

Det vil være hensiktsmessig å innføre en systematisk, ekstern kvalitetskontroll av arbeidet som utføres etter metoden. Det bør her være snakk om et systematisk utvalg. Erfaringsmessig bør omkring 15-20% av midlene som går til kartlegging benyttes til kvalitetskontroll, kvalitetsrapportering og utvikling av metodikk / system.

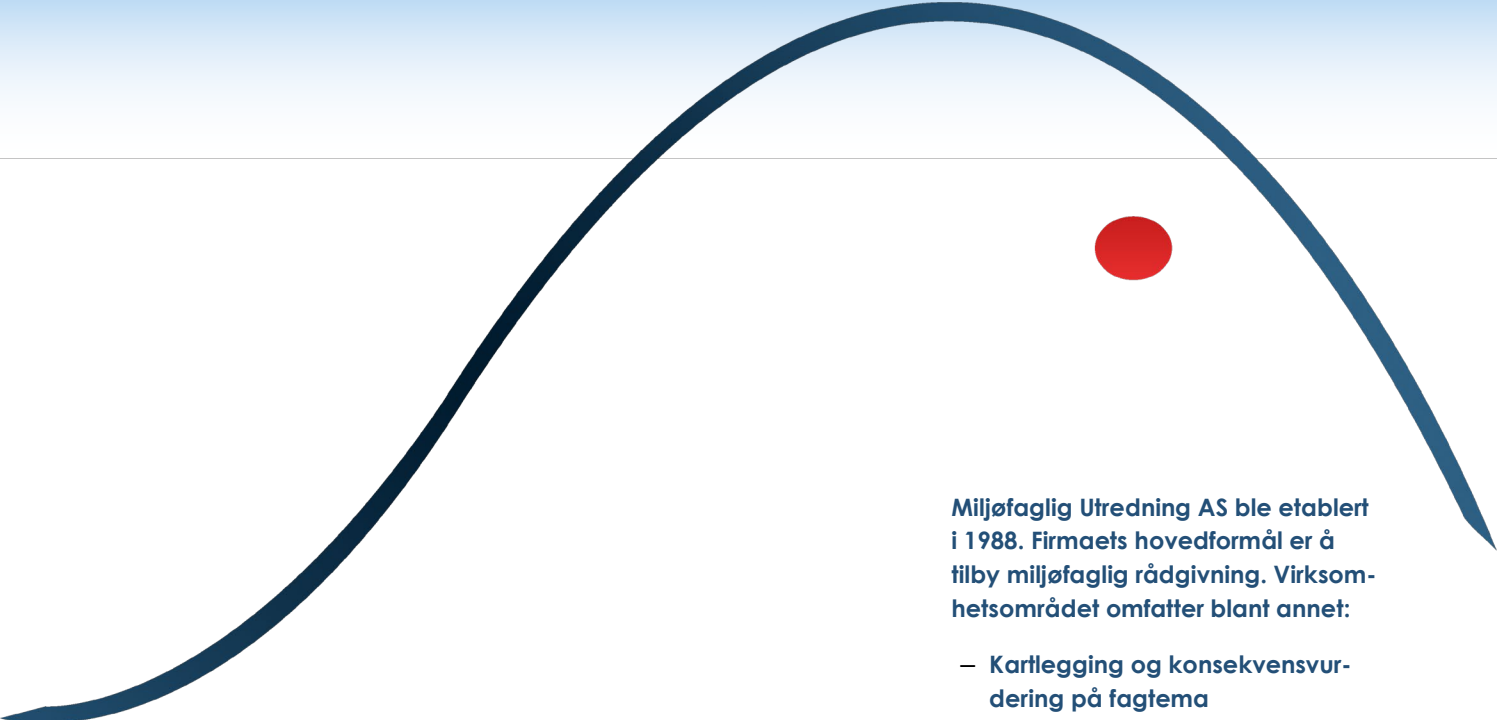
8 Eksterne kartleggingsressurser

I en kartleggingssituasjon vil det være behov for en rekke tilleggsressurser. **NiN-systemet** <https://www.artsdatabanken.no/NiN> er et helt sentralt element i denne sammenheng. Her vil man finne nødvendig informasjon om identifisering av blant annet kartleggingsenheter/kartleggingstema og kalktrinn. Videre vil det store artsfokuset i denne metoden kreve god kompetanse om et utvalg rødlistede og habitatspesifikke arter. En liste over sentrale arter i ekstrahumide områder er inkludert i metoden. I tillegg vil vi vise til NVE sine rapport: **Kartlegging av naturtyper, moser og lav langs små vassdrag i Norge** (Gaarder m.fl. 2017)

Gaarder, G., Høitomt, T. & Klepsland, J. T. 2017. Kartlegging av naturtyper, moser og lav langs små vassdrag i Norge. NVE- rapport 50-2017. 37 s. https://publikasjoner.nve.no/rapport/2017/rapport2017_50.pdf

I denne publikasjonen finnes lister over arts mangfold i ulike typer vassdragstilknyttede naturmiljøer som ofte opptrer i bekkekløfter. Disse listene er regionalisert og kan være til stor hjelp når man skal søke etter rødlistearter i kartleggingen.

Det anbefales å bruke **Artskart** og **Naturbase** aktivt for å se hvilke relevante arter og naturtyper som er registrert i den aktuelle regionen. Mange steder gir dette en god pekepinn på hvilke miljøer som er særlig relevante og hvor man bør begynne å lete.



Miljøfaglig Utredning AS ble etablert i 1988. Firmaets hovedformål er å tilby miljøfaglig rådgivning. Virksomhetsområdet omfatter blant annet:

- Kartlegging og konsekvensvurdering på fagtema naturmangfold
- Skjøtselsplaner og forvaltningsplaner
- Utarbeiding av kart (illustrasjonskart og GIS)
- FoU-virksomhet
- Foredragsvirksomhet

Hjemmeside: www.mfu.no

Org.nr.: 984494068 MVA



NVE

Norges vassdrags- og energidirektorat

.....

MIDDELTHUNS GATE 29
POSTBOKS 5091 MAJORSTUEN
0301 OSLO
TELEFON: (+47) 22 95 95 95

www.nve.no