

Evaluering av metodikk for kartlegging og verdisetting av naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse

Anders Thylén, Torbjørn Høitomt, Ulrika Jansson,
Torbjørn Kornstad og Terje Blindheim



Ekstrakt

På oppdrag for Miljødirektoratet har BioFokus testet ut et utkast til nytt opplegg for naturverdikartlegging. Testen er utført i felt i 18 områder som BioFokus har valgt ut og som er godkjent Miljødirektoratet. Rapporten presenterer resultatene fra kartleggingen. Det gjøres en evaluering av foreslått metode, der vi foreslår en del større og mindre endringer og justeringer, både av metodisk karakter og av prosessen med ny metode.

Nøkkelord

Naturtypekartlegging
Natur i Norge
Utvalgskartlegging
Lokalitetskvalitet
Verdisetting
Parametere for verdisetting
NNF

Omslag

FORSIDEBILDER
Øvre: Elefanten i rommet, fra en utstilling av den anonyme grafittikunstneren Banksy (Wikipedia)
Midtre: På jakt etter flommarksskog langs Glomma ved Rena (Foto: Torbjørn Høitomt)
Nedre: NiN-kartlegging ved Trulsås i Larvik kommune (Foto: Terje Blindheim)

LAYOUT
Blindheim Grafisk

ISSN: 1504-6370

ISBN: 978-82-8209-610-2

BioFokus-rapport 2017-14

Tittel

Evaluering av metodikk for kartlegging og verdisetting av naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse.

Forfattere

Anders Thylén, Torbjørn Høitomt, Ulrika Jansson, Torbjørn Kornstad og Terje Blindheim

Dato

1. november 2017

Antall sider

65 sider

Refereres som

Thylén, A., Høitomt, T., Jansson, U., Kornstad, T. og Blindheim, T. 2017. Evaluering av metodikk for kartlegging og verdisetting av naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse. BioFokus-rapport 2017-14. ISBN 978-82-8209-610-2. Stiftelsen BioFokus. Oslo

M-nummer

M-853|2017

Publiseringstype

Digitalt dokument (Pdf). Som digitalt dokument inneholder denne rapporten "levende" linker.

Oppdragsgiver

Miljødirektoratet

Tilgjengelighet

Dokumentet er offentlig tilgjengelig.

Andre BioFokus rapporter kan lastes ned fra:

<http://biolitt.biofokus.no/rapporter/Litteratur.htm>

BioFokus: Gaustadallèen 21, 0349 OSLO

Telefon 2295 8598

E-post: post@biofokus.no Web: www.biofokus.no

Forord

Naturtypekartlegging har i Norge siden 1999 vært gjort iht. DN-håndbok 13. Med bakgrunn i politiske signaler gitt i Stortingsmeldingen Natur for livet og andre dokumenter/vedtak de siste årene har Miljødirektoratet startet en prosess for å lage et nytt konsept og en ny metode for kartlegging av verdifull natur, basert på beskrivelsessystemet Natur i Norge. Miljødirektoratet har i 2016-2017 i samarbeid med NINA, laget et utkast til ny metode. BioFokus har i 2017 på oppdrag for direktoratet testet metoden i felt og deretter gjort en evaluering. Det har vært relativt begrenset med tid til å behandle dataene etter endt feltinnsats. Metodeutvikling er en prosess som krever tid til modning av tanker og idéer. Vi i BioFokus er feltbiologer, noe som betyr at vi også må bruke store deler av feltsesongen til feltarbeid. Vi mener derfor at rapporteringsfristen for denne type prosjekter bør forskyves til slutten av desember eller over på nyåret. Ved senere frist bør det også være rom for et uformelt dialogmøte mellom Miljødirektoratet og hver enkelt oppdragstaker tidlig i rapporteringsprosessen for å avklare/diskutere viktige problemstillinger. Et slikt opplegg vil gi Miljødirektoratet et bedre grunnlag for videre arbeid.

Resultatene fra prøvekartleggingen og evalueringen presenteres i denne rapporten. Prosjektgruppa har bestått av Anders Thylén, Torbjørn Høitomt, Ulrika Jansson, Terje Blindheim (alle BioFokus) og Torbjørn Kornstad (Norconsult).

BioFokus ønsker å takke for oppdraget og medfølgende muligheter til å gi innspill til utviklingen av metodikken for kartlegging av forvaltningsrelevant natur. Kontaktpersoner hos oppdragsgiver har vært Idunn E. B. Skjetne og Eirin Bjørkvoll.

Oslo, 23. november 2017

Forfatterne

Sammendrag

Med bakgrunn i politiske signaler gitt i Stortingsmeldingen Natur for livet og andre dokumenter/vedtak de siste årene har Miljødirektoratet startet en prosess for å lage et nytt konsept og en ny metode for kartlegging av verdifull natur, basert på beskrivelsessystemet Natur i Norge. Miljødirektoratet har i 2016-2017 i samarbeid med NINA, laget et utkast til ny metode. Verdisettingsmetodikken er utarbeidet for et sett av 70 naturtyper (NNFer) bestående av typene foreslått av NINA samt et sett av rødlistede naturtyper. BioFokus har i 2017 på oppdrag for direktoratet testet metoden i felt i 18 ulike områder i Sørøst-Norge med forekomst av ulike naturtyper og deretter gjort en evaluering av metodikken.

BioFokus har gjennom denne kartleggingen kartlagt 155 NNF-objekter fordelt på ca. 40 ulike NNF-typer. Det er samtidig kartlagt 193 ulike grunntype-objekter fordelt på 57 ulike grunntyper fra NiN-systemet. Resultatet av kartleggingen viser bl.a. at de fleste objektene kommer ut med høyeste verdi for lokalitetskvalitet, og færrest objekter med lavest verdi. Det gir en tydelig omvendt kvalitetspyramide sammenlignet med bl.a. DN Håndbok 13-metodikken, og innebærer at den nye metodikken tilsynelatende ikke klarer å gjøre forskjell på de mest verdifulle lokalitetene og de gode og til dels de middelmådige.

Regjeringen tar i Stortingsmelding 14 (2015-2016) – Natur for livet, sikte på en *treffsikker* forvaltning av norsk natur med en *videreføring* av kartlegging av arter og naturtyper og med en *prioritering* av den mest *forvaltningsrelevante naturen*, dvs. areal under stort press eller truete naturtyper, naturtyper som er viktige for mange arter og naturtyper som dekker sentrale økosystemfunksjoner. Det er samtidig sagt at NiN skal utgjøre kjernen i kartleggingen. Det er imidlertid flere grunnleggende problemer ved bruk av den foreslåtte metodikken, og ved implementeringen av NiN i kartlegging av forvaltningsprioritert natur. Metodikken og rammene den bygger på gir i liten grad grunnlag for en treffsikker kartlegging og verdisetting av den mest forvaltningsrelevante naturen.

Verdisettingsmetodikken bygger på prinsipper om at lokalitetskvalitet og verdi kan bestemmes objektivt ved bruk av rigide og skjematiske oppsett. Det er imidlertid en stor mengde valg som er tatt både i det grunnleggende NiN-systemet, i rammene som er gitt for metodikken, i komponentene og parameterne i metodikken, og i bruken av parameterne og plassering av ulike verdier for parameterne langs valgte verdiakser. I tillegg kommer de valg som tas av kartlegger ute i felt, og av brukere av data fra kartleggingen. Ulike valg og bruk av skjønn blir dermed i liten grad synliggjort i en slik skjematisk og detaljstyrt metodikk. I en metodikk som er mer målstyrt og mindre detaljstyrt, og hvor det åpnes for bruk av erfaringsbasert kunnskap og tekstlig beskrivelse, vil valgene i større grad kunne synliggjøres uten at objektiviteten og etterprøvbareheten blir mindre. En hundre prosent parameterstyrt metodikk basert på NiN vil, med rimelig ressursbruk, aldri kunne gi forvaltningen et så nyansert resultat som er nødvendig for å kunne ta gode beslutninger.

Det er ikke satt noen mål for hvor mye av de ulike naturtypene man ønsker å fange opp og ta vare på. For mange av naturtypene mangler inngangsverdier for tilstand/biotopkvalitet, og der hvor inngangsverdier finnes, er de ofte satt lavt. Dette innebærer ofte at svært store arealer avgrenses, at lokalitetskvaliteten for de arealene som har reell verdi blir satt for høyt og at natur i forringet tilstand (som tidligere ikke har vært vurdert som forvaltningsrelevant) blir kartlagt.

Vi peker på både problemer med den foreslåtte metodikken og forslag til løsninger. Av løsninger vi mener bør ha høy prioritet er:

- Starte en langsiktig prosess med en systematisk og grundig gjennomgang av aktuelle forvaltningsrelevante naturtyper og kriterier, samt variabler for kvalitetsvurdering og verdisetting. En slik langsiktig prosess må ta med seg vurderingene gjort av BioFokus, Miljøfaglig Utredning, NINA og Nibio i forbindelse med evaluering av verdsettelsesmetodikken foreslått i de nå aktuelle NINA-rapportene. I tillegg må man hente ut det beste fra revisjonsprosessen av DN Håndbok 13.
- Fastsettelse av relevante inngangsverdier for tilstand/biotopkvalitet for alle naturtyper. Disse må settes i forhold til de målene som er satt opp for hver naturtype. Dette gjelder også rødlistede naturtyper som må inkluderes i naturtypene på en sømløs måte.
- Vurdere et system for fastsettelse av verdi/lokalitetskvalitet som er mer målstyrt enn detaljstyrt, se bl.a. Svensk metodikk SS 199000:2014. Det kan samtidig lages et skjematisk system med bruk av utvalgte parametere for fastsettelse av lokalitetskvalitet. Vi har laget et konkret forslag for hvordan et slikt oppsett kan se ut, basert på hovedkomponentene Artskvalitet og Biotopkvalitet. Betydning og vektning av tilstand må sees på separat og vurderes individuelt for hver enkelt type.
- Åpne for bruk av erfaringsbasert kunnskap (biologens vurderinger) i fastsettelsen av lokalitetskvalitet. Slik skjønn må alltid begrunnes. Kartleggingen må resultere i faktaark for de enkelte NNF-objekt som er pedagogiske, forståelige og mulige å anvende for etterbrukere. De må dermed også inneholde prosatekst og bilder.

I rapporten har vi laget et forslag til alternativt oppsett for fastsettelse av lokalitetskvalitet. I tillegg har vi gitt mange konkrete kommentarer til de ulike naturtypene, parameterne som er brukt og hvordan skalaen er brukt for de ulike parameterne.

Det er en lang vei å gå før prosessen er i mål. Forutsatt at det tas tak i utfordringene nevnt i punktene ovenfor, mener vi imidlertid at konseptet/metoden for kartlegging og fastsettelse av lokalitetskvalitet/verdi for forvaltningsrelevante naturtyper på sikt kan bli treffsikker, effektiv og et godt verktøy for forvaltning av biologisk mangfold i Norge, og vil dermed bidra til å oppfylle Stortingets mål på dette feltet. På veien ditt bør man merke seg at Stortinget gjennom sine formuleringer åpner for å bruke andre virkemidler i de tilfeller der NiN og det som finnes av vitenskapelig dokumentasjon ikke klarer å løse utfordringene knyttet til å stable en god, ressurseffektiv og forvaltningsrelevant metodikk på beina.

Innhold

FORORD.....	3
SAMMENDRAG	4
1 INNLEDNING	7
1.1 BAKGRUNN	7
1.2 OPPDRAG	8
2 METODE	9
3 RESULTATER AV KARTLEGGINGEN	11
3.1 GENERELT	11
3.2 NATURTYPER AV NASJONAL FORVALTNINGSINTERESSE	11
3.3 KVALITETS- OG VERDIVURDERING	12
3.4 REGISTRERTE GRUNNTYPER	15
4 KONSEPT FOR VERDIBASERT NATURKARTLEGGING	16
4.1 MÅLSETNING FOR FORVALTNING AV NATURMANGFOLD I NORGE	16
4.2 MÅLSETTINGEN MED KARTLEGGING AV VERDIFULL NATUR	16
4.3 MÅLSETTING OG METODEVALG.....	16
4.4 BIOLOGENS ROLLE	18
4.5 OBJEKTIVITET OG ETTERPRØVBARHET	19
4.6 KARTLEGGINGSPROSESS	23
5 EVALUERING AV METODE	26
5.1 UTVALG AV NATURTYPER	26
5.2 DEFINISJONER OG INNGANGSVERDIER	27
5.3 VERDISETTING.....	29
5.4 TIDSBRUK	35
5.5 NATURLIG ÅPNE OMRÅDER I LAVLANDET.....	36
5.6 SEMI-NATURLIG MARK	37
5.7 FJELL.....	40
5.8 VÅTMARK.....	43
5.9 HULE EIKER	48
5.10 SKOG	50
6 OPPSUMMERING/KONKLUSJON.....	57
7 REFERANSER	61

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Kartlegging av forvaltningsrelevant natur (prioriterte naturtyper) har siden 1999 vært gjort gjennom metodikken i DN-håndbok 13. Brukt riktig og i henhold til oppdateringene i 2007 er denne metodikken objektiv, etterprøvbare og verdinøytral, og ble laget for målrettet å fange opp de arealene som har størst betydning for biologisk mangfold. Arbeidet med å utvikle metoden tok flere år og naturtypene som skulle prioriteres kartlagt ble valgt ut etter et sett forhåndsdefinerte kriterier som: Økologisk funksjon for rødlistearter, sjeldne naturtyper, naturtyper med en spesiell biologisk funksjon, naturtyper i sterk tilbakegang og natur med lang kontinuitet. Dette er kriterier som er til dels helt overlappende både med kriteriene som brukes for å definere forvaltningsprioriterte naturtyper (FPNT) typer og som brukes i forbindelse med utarbeidelse av rødlisten for naturtyper. Det ble i årene 2012-2014 utført et grundig og systematisk arbeid med bred faglig forankring for å revidere DN-håndbok 13. Arbeidet med revisjonen ble stoppet av Miljødirektoratet rundt årsskiftet 2014-2015, men brukes fortsatt av alle sektorer i påvente av ny metode.

Natur i Norge (NiN) er utviklet som et system for å beskrive all natur i Norge og all variasjon i Norsk natur. Systemet er rent deskriptivt og består av et typeinndelingssystem som har mye til felles med ren vegetasjonskartlegging og et beskrivelsessystem langs miljøvariabler og tilstandsvariabler. Første versjon av NiN ble lansert i 2009, og systemet er under stadig utvikling.

Regjeringen fastslår i Meld. St. 14 (2015-2016) Natur for livet (Klima- og miljødepartementet 2015):

- «Regjeringen vil arbeide videre med å etablere et økologisk grunnkart for Norge ...»
- «Regjeringen mener at det er et behov for *videreføring av kartlegging av arter og deres leveområder, naturtyper, landskapstyper og økosystemtjenester i Norge*»
- «Regjeringen vil ... særlig *prioritere* å styrke kartlegging av naturtyper som enten er truet, viktige for mange arter, dekker sentrale økosystemfunksjoner, eller er spesielt dårlig kartlagt» «Videre vil områder der kartleggingen gir stor samfunnsnytte, herunder områder med stor aktivitet og stor utbyggingspress, både på land og i sjø, og områder der klimaendringene forventes å føre til raske endringer, bli *prioritert*.»
- «Natur i Norge skal utgjøre kjernen i offentlig naturkartlegging» ...

Miljødirektoratet har, etter av revisjonen av DN-håndbok 13 ble stanset, satt i gang et nytt arbeid med å definere forvaltningsrelevante naturtyper og å lage en ny metodikk for kartlegging av slike naturtyper med utgangspunkt i NiN. De forvaltningsrelevante naturtypene er foreløpig benevnt Naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse (NNF).

På oppdrag for Miljødirektoratet har en faggruppe ledet av NINA laget flere rapporter for å definere et sett av naturtyper, først i NINA Kortrapport 41 (Aarrestad et al. 2016), senere oppdatert i NINA Kortrapport 72 (Aarrestad et al. 2017). Rapporten beskriver forslag til 33 forvaltningsprioriterte naturtyper (+5 undertyper). Faggruppen har videre på oppdrag for Miljødirektoratet laget forslag til metodikk for verdisetting av naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse i NINA Rapport 1357 (Evju et al. 2017). Verdisettingsmetodikken er utarbeidet for et sett av 70 naturtyper bestående av typene fra NINA-rapport 72 samt et sett av rødlistede naturtyper.

1.2 Oppdrag

Miljødirektoratet har gitt ut parallelle oppdrag til fire ulike konsulenter, BioFokus, Miljøfaglig Utredning, Nibio og NINA. Oppdraget har bestått i å kartlegge og verdivurdere naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse i et antall definerte områder iht. foreslått metodikk. Typene som kartlegges og metodikken for verdisetting er beskrevet i de to NINA-rapportene nevnt ovenfor (Aarrestad et al. 2017, Evju et al. 2017)

Det skal leveres en rapport som oppsummerer resultatene fra kartleggingen. Rapporten skal også inneholde en evaluering av hvordan kartleggingen og verdisettingsmetodikken har fungert for hver av naturtypene, og det skal gis begrunnede forslag til evt. endringer i metodikk. Evalueringen skal belyses med eksempler fra kartleggingen.

Det skal spesielt fokuseres på evaluering av:

1. Avgrensing av naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse med utgangspunkt i NiN.
2. Bruk av beskrivelsessystemet i NiN i verdisettingsmetodikken, med spesielt fokus på hensiktsmessige terskelverdier.
3. Bruk av andre parametere i verdisettingsmetodikken.
4. Verdisettingsmetodikken generelt, med fokus på om fastsatt verdi stemmer med egen vurdering av verdi.
5. Behov for endringer i instruks for avgrensing av naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse eller endringer i verdisettingsmetodikk.
6. I tillegg skal tidsbruk på ulike sider ved kartleggingen estimeres.



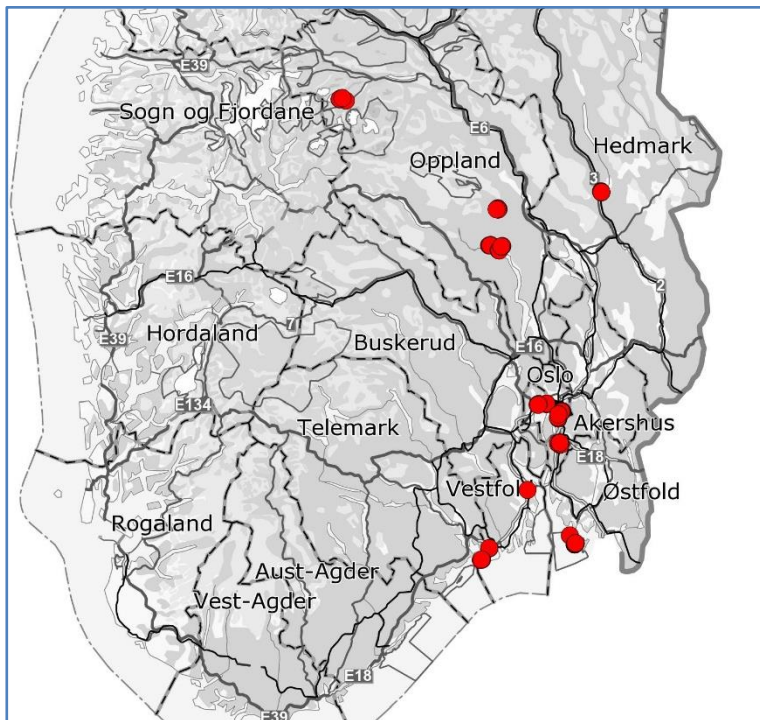
Flommarksskog med huldregras ved Rena

2 Metode

BioFokus har som bakgrunn for oppdraget foreslått 18 rutesvermer med totalt 56 500x500-meters-ruter for kartlegging. Områdene er foreslått med formål å treffe flest mulig av de naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse som inngår i oppdraget. De foreslåtte rutene er deretter godkjent av Miljødirektoratet og tilrettelagt for kartlegging via NIN-app. Rutesvermene ligger i fylkene Vestfold, Oslo, Akershus, Østfold, Hedmark og Oppland (figur 1). I tillegg til de rutesvermene som opprinnelig ble avtalt tilkom et område i Ås, Akershus, for kartlegging av hule eiker etter ønske fra oppdragsgiver.

Kartlegging i felt følger kartleggingsinstruks levert fra Miljødirektoratet. I tillegg til utfigurering av NNFer og registrering av verdisettingsparametere registreres grunntyper etter NiN innenfor NNFe og aktuelle parametere fra beskrivelsessystemet. Kartleggingen følger kartleggingsreglene i NiN. Ved forekomst av hierarkiske NNFer, f.eks. semi-naturlig eng med beitepreg som samtidig er en del av kulturmarkseng, så har vi konsekvent kun kartlagt den mest detaljerte enheten i den grad det har vært mulig.

Av de 19 aktuelle områdene er 18 kartlagt i felt, mens et (Jordstøyp) er utelatt grunnet tidsmangel og at de aktuelle naturtypene er godt nok fanget opp i andre områder.



Figur 1: Geografisk fordeling av BioFokus sine kartlagte områder.

For evalueringen av metoden har vi brukt et spørreskjema som er utfylt av den enkelte kartlegger for hver naturtype som er kartlagt. Dette skjemaet er ment som en huskeliste for å tenke gjennom så mange relevante problemstillinger som mulig i felt. Skjemaet omfatter følgende spørsmål:

- Er naturtypen for bredt eller for snevert definert (inngangsverdier, riktige parametere)?
- Brukes riktige parametere i tilstand?
- Brukes riktige trinn for tilstand?
- Brukes riktige parametere for artsmangfold og naturvariasjon?
- Brukes riktige trinn for artsmangfold og naturvariasjon
- Kommentarer til verdisettingen
- Egen vurdering av verdi

Feltarbeidet er foregått i perioden 6. juni til 6. oktober.



Torbjørn Høitomt på en sandbanke i Glomma

3 Resultater av kartleggingen

3.1 Generelt

Resultatene er presentert iht. data som ble hentet ut 26.10 av Miljødirektoratet. Vi har tidligere oppdaget at det mangler en del data som er registrert. Mye av dette er kommet på plass etter ny gjennomgang og etterregistrering, men det er fortsatt enkelte data som mangler. Manglende data ser kun ut til å være knyttet til NNF-laget. Bl.a. i Nordre Land er data som er blitt registrert og synkronisert av oss tidligere ikke blitt med (dette ligger følgelig heller ikke inne i NiN-web). I den grad dataene ikke er kommet inn i databasen i det hele tatt skyldes dette trolig en feil i NiN-app (Én Ipad er levert til Geodata for feilsøk). Av denne grunn er dataene som er vist i tabeller ikke helt korrekte, men manglene er nå forholdsvis små og har i liten grad noe å si for våre tilbakemeldinger, hverken på generelt nivå eller de spesielle for hver hovedtype og naturtype.

3.2 Naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse

Det er totalt kartlagt 40 ulike forvaltningsprioriterte naturtyper fordelt på 17 MDIR/NINA-typer, 22 rødlistede typer og 1 utvalgt naturtype, se Tabell 1. Da det er overlapp mellom de tre kategoriene av naturtyper (MDIR-typer, RL-typer og utvalgte typer) vil antall typer vi har kartlagt og andel av den totale listen vi hadde som målsetting å kartlegge ikke være helt enkel å fastsette.

Alle fem hovedtyper av naturtyper ble registrert med en eller flere naturtyper. Dette har gitt oss et godt utgangspunkt for å gi tilbakemeldinger. Skog (52 %), våtmark (24,5 %) og semi-naturlig mark (16,6 %) dekker de største arealene, mens de øvrige dekker forholdsvis mindre arealer, men teller en del lokaliteter, f. eks. hule eiker. Totalarealet rent geografisk er pga. av muligheten for å tegne NNF-objekter med overlapp noe mindre enn de 3402,7 daa. som Tabell 1 summerer til.

Tabell 1: NNF-typer kartlagt av BioFokus i prosjektet.

Hovedtype	NNF type	Antall	Areal
Fjell og tundra	Rik fjellgrashei og grastundra	1	71,0
	Rik fjellhei, leside og tundra	1	35,2
	Rik rabbe	2	35,3
	Rik snøleie	5	26,6
Fjell og tundra totalt		9	168,1
Naturlig åpne områder under skoggrensen	Nakent tørkeutsatt kalkberg	3	5,3
	Sanddynemark	4	19,5
	Sørlig etablert sanddynemark	2	18,0
	Sørlig strandeng	4	9,7
	Åpen flomfastmark	1	9,0
	Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone	3	3,2
Naturlig åpne områder under skoggrensen totalt		17	64,7
Semi-naturlig mark	Kulturmarseng	2	4,5
	Kystlynghei	8	415,4
	Semi-naturlig eng med beitepreg	4	110,8
	Semi-naturlig strandeng	1	2,8
	Slåtteeng	6	24,4
	Engaktig sterkt endret fastmark	5	5,7

Hovedtype	NNF type	Antall	Areal
Semi-naturlig mark totalt		26	563,6
Skog	Beiteskog	3	104,5
	Flomskogsmark	16	280,2
	Gammel furuskog	2	148,2
	Gammel granskog	8	865,1
	Høgstaudegranskog	3	37,7
	Kalklindeskog	1	12,5
	Kalkrik bøkeskog	2	10,7
	Kalkrik furuskog	5	124,4
	Lågurt-eikeskog	3	78,9
	Lågurt-grankalkskog	1	21,9
	Mandelpilkratt	1	10,6
	Rik alm-lind-hasselskog	7	45,0
	Rik lågurtospeskog	1	1,7
	Tørr intermediær til rik sandfuruskog	2	27,5
Skog totalt		55	1768,9
Våtmark	Flommyr, myrkant og myrskogsmark	4	25,9
	Grankildeskog	1	3,8
	Rik myr- og sumpskogsmark	10	35,5
	Rik åpen jordvannsmyr	4	373,9
	Rikere myrflate i låglandet	2	22,9
	Saltpåvirket strand- og sumpskogsmark	2	4,8
	Varmekjær kildelauvskog	1	8,7
	Åpen myrflate	1	2,7
	Slåttemyr	1	353,9
Våtmark totalt		26	832,2
Hule eiker	Hule eiker	22	5,2
Totalt antall og areal		155	3402,7

3.3 Kvalitets- og verdivurdering

Artsmangfold og naturvariasjon samlet

Artsmangfold og naturvariasjon er en av to hovedakser for å bestemme lokalitetskvalitet i metoden, og dekker flere underliggende parametere som påviste rødlistet og størrelse. Det er et stort flertall (og enda større arealandel) av lokaliteter som kommer ut med stor verdi for artsmangfold og naturvariasjon.

Tabell 2. Viser fordelingen av parameteren Artsmangfold og naturvariasjon. Fem lokaliteter hadde ikke angitt verdi for denne parameteren.

Artsmangfold og naturvariasjon samlet	Antall	Areal dekar	Andel av areal
Liten	27	319,2	9,51 %
Moderat	44	378,3	11,27 %
Stor	79	2658,3	79,22 %
Totalt antall og areal	150	3355,8	100,00 %

Fordeling av parameteren størrelse

Størrelse er som sagt en av de parametrene som ofte inngår i Artsmangfold og naturvariasjon. Resultatene som er vist i Tabell 3 viser økende verdi for parameteren størrelse med økende gjennomsnittsareal for lokalitetene. Dette mønsteret gjelder for alle hovednaturtyper bortsett fra for eikene hvor størrelse ikke er knyttet til lokalitetsareal, men stammens diameter.

Tabell 3. Viser antall og areal av ulike verdier for størrelse.

Størrelse	Antall	Areal dekar	Andel av areal	Gjennomsnitt dekar
Liten	58	241,3	7,77 %	4,2
Moderat	53	688,6	22,19 %	13,0
Stor	34	2173,4	70,04 %	63,9
Totalsum	145	3103,3	100,00 %	21,4

Fordeling av parameteren tilstand

Tilstand er den andre hovedaksen for å bestemme lokalitetskvalitet i metoden, og bygger på flere underliggende parametre. Også for denne parameteren er en høy andel av kartlagt areal og antall lokaliteter gitt stor og moderat verdi, mens bare 14,6 % av arealet er gitt liten verdi.

Tabell 4. Viser antall og areal av ulike verdier for tilstand.

Tilstand samlet	Antall	Areal dekar	Andel av areal	Gjennomsnittsstørrelse
Liten	25	496,2	14,6 %	19,8
Moderat	58	492,7	14,5 %	8,5
Stor	72	2413,7	70,9 %	33,5
Totalt	155	3402,7	100,0 %	22,0

Verdifordeling av samlet verdi for NNF

I vanlig brukte metoder for verdisetting av natur (herunder DN-13) er det oftest et prinsipp at kartlagte objekter skal kunne danne en pyramide, hvor den brede basen består av objekter med forholdsvis lav verdi i systemet (jfr. C-lokaliteter i DN-13). Pyramiden smalner av oppover, og forholdsvis få objekter får høyeste verdi på toppen. I metoden som nå er testet ut er pyramiden snudd på hodet, da flest objekter kommer ut med de høyeste verdiene. At det er flere objekter som har fått svært viktig enn særlig viktig beror på at det kun er naturtyper med særlig stor forvaltningsinteresse som kan oppnå høyeste verdi. Denne omvendte pyramiden innebærer at metodikken ikke klarer å skille de mest verdifulle lokalitetene fra de gode og til dels halvgode.

I naturfaglige undersøkelser av verdifulle naturtyper (DN-13) er det ofte en klar sammenheng mellom angitt totalverdi for lokaliteten og størrelsen på lokaliteten. Dette er naturlig da størrelse av en viss naturtype har betydning for potensialet for levedyktige bestander av spesialiserte arter og for antall forekommende arter, og at størrelse derfor ofte er et av de viktige kriteriene for verdisetting. Sammenhengen mellom gjennomsnittlig areal og verdi, slik disse fremkommer i tabell 5, viser imidlertid ikke noen tydelig sammenheng mellom størrelse og verdi, selv om gjennomsnittsarealet for de to laveste verdiklassene er noe lavere enn for de to høyeste. Tabell 6 viser at denne fordelingen av verdier i forhold til størrelse også gjelder når resultatene deles opp på hovednaturtyper. Tabell 7 viser sammenhengen mellom vår

oppfatning av verdi for lokalitetene og fastsatt verdi etter bruk av ny metodikk for fastsettelse av kvalitet.

Tabell 5. Viser fordelingen av samlet verdi på antall og areal av 155 NNF-objekter.

Lokalitetsverdi	Antall	Areal dekar	Andel av areal	Gjennomsnittsareal
Mindre viktig	12	233,9	6,9 %	19,5
Viktig	27	219,0	6,4 %	8,1
Svært viktig	65	1756,1	51,6 %	27,0
Særlig viktig	51	1193,6	35,1 %	23,4
Totalsum	155	3402,7	100,0 %	22,0

Tabell 6. Viser fordelingen av samlet verdi på antall og areal av 155 FPNT objekter.

Hovedtype	Verdier	Mindre viktig	Viktig	Svært viktig	Særlig viktig	Totalsum
Fjell og tundra	Antall			9		9
	Areal daa			168,1		168,1
Naturlig åpne områder under skoggrensen	Antall			7	10	17
	Areal daa			33,7	31,1	64,7
Semi-naturlig mark	Antall	1	4	13	8	26
	Areal daa	88,7	128,4	217,2	129,3	563,6
Skog	Antall	9	9	25	12	55
	Areal daa	139,4	64,4	1282,4	282,7	1768,9
Våtmark	Antall	2	10	7	7	26
	Areal daa	5,7	25,8	53,9	746,8	832,2
Hule eiker	Antall		4	4	14	22
	Areal daa		0,5	0,9	3,8	5,2
Totalt Antall		12	27	65	51	155
Totalt Areal daa		233,9	219,0	1756,1	1193,6	3402,7

Tabell 7. Viser sammenhengen mellom oppfattet verdi (loddrett A, B, C) og kvalitet etter metodikk (vannrett 1,2,3/4). Kvalitet 3 og 4 er slått sammen siden 3 er høyeste mulige oppnåelige verdi for mange typer.

Radetiketter	1	2	3/4	Totalsum
A		1	19	20
B	1	6	21	28
C	4	10	16	30
Totalt	5	17	56	78

3.4 Registrerte grunntyper

Grunntyper som var lagt i NNF-laget i NiN-app viste seg i første runde å ha blitt borte i stor utstrekning. I data hentet ut 6. oktober viste det seg at det kun lå inne 99 grunntypeobjekter i totalt 133 NNF-objekter. Det ble derfor gjort en jobb med å legge inn data på nytt der det ble oppdaget at disse dataene var forsvunnet, i hovedsak grunntyper på NNF-laget, men også for andre deler av datasettet hvor data ikke var lagret. Nytt datasett ble hentet ut 26. oktober og da var det langt flere grunntyper registrert i basen hos Miljødirektoratet, totalt 193 grunntypeobjekter fordelt på de 155 avgrensede NNF-lokalitetene. Det bør gjøres en systemsjekk av lagring av data i appen da det er tidkrevende at så mye innlagt data må legges inn på nytt. Det viser seg også at dette har skjedd for også andre lag enn NNF-laget i rutekartleggingen (BioFokus egne obs).

Det er totalt registrert 48 ulike grunntyper av fastmark og 8 ulike grunntyper av våtmark, et noe høyere antall enn registrerte NNF-typer noe som skyldes muligheten for å legge inn flere ulike grunntyper per NNF-type.

Tabell 8: Registrerte grunntyper iht. data hentet ut 26/10.

Grunntype	Antall	Grunntype	Antall	Grunntype	Antall
Fastmark		T3-C-11	1	V8-C-3	2
T14-C-2	2	T3-C-12	1	Totalsum	193
T18-C-1	1	T40-C-1	4		
T1-C-2	8	T43-C-1	18		
T1-C-8	3	T44-C-1	3		
T21-C-1	2	T4-C-1	4		
T21-C-2	4	T4-C-11	1		
T21-C-3	5	T4-C-12	2		
T22-E-2	1	T4-C-18	4		
T29-C-2	1	T4-C-19	2		
T2-C-8	3	T4-C-2	6		
T30-C-2	15	T4-C-3	10		
T30-C-3	3	T4-C-5	2		
T32-C-10	1	T4-C-6	9		
T32-C-15	1	T4-C-7	7		
T32-C-16	1	T4-C-8	3		
T32-C-17	3	T4-C-9	3		
T32-C-20	2	T7-C-14	1		
T32-C-5	1	T7-C-7	1		
T32-C-6	1	T7-C-8	4		
T32-C-9	1	T7-C-9	1		
T33-C-1	3	Våtmark			
T33-C-2	2	V1-C-3	2		
T34-C-2	6	V1-C-4	4		
T34-C-4	1	V1-C-8	2		
T34-C-5	1	V2-C-1	1		
T35-C-1	1	V2-C-2	7		
T37-C-2	4	V2-C-3	8		
T37-E-2	1	V8-C-2	2		

4 Konsept for verdibasert naturkartlegging

4.1 Målsetning for forvaltning av naturmangfold i Norge

Målsettingen for forvaltningen av naturmangfold i Norge i dag er nedfelt i både internasjonale og nasjonale mål og retningslinjer. De nasjonale målene fra Stortingsmelding 14 (2015-2016) – Natur for livet er:

- «Nasjonalt mål 1.1: Økosystema skal ha god tilstand og levere økosystemtenester.»
- «Nasjonalt mål 1.2: Ingen arter og naturtyper skal utryddast, og utviklinga til truga og nær truga arter og naturtyper skal betrast.»
- «Nasjonalt mål 1.3: Eit representativt utval av norsk natur skal bevarast for kommande generasjonar.»

Regjeringens politikk for forvaltningen av naturmangfold i Norge sikter på 1.) En mer treffsikker forvaltning av naturen, 2.) En klimatilpasset naturforvaltning, 3.) Styrking av kommunenes kompetanse om naturmangfold, 4.) Innsats for truet natur, 5.) Bevaring av et representativt utvalg av norsk natur, 6.) Kunnskapsbasert forvaltning og 7.) Skreddersydde løsninger for de ulike økosystemene.

For å nå disse målene og de politiske prioriteringene skriver regjeringen i Stortingsmelding 14 (2015-2016) – Natur for livet:

- «Regjeringen vil arbeide videre med å etablere et økologisk grunnkart for Norge ...»
- «Regjeringen mener at det er et behov for videreføring av kartlegging av arter og deres leveområder, naturtyper, landskapstyper og økosystemtjenester i Norge»
- «Regjeringen vil ... særlig prioritere å styrke kartlegging av naturtyper som enten er truet, viktige for mange arter, dekker sentrale økosystemfunksjoner, eller er spesielt dårlig kartlagt» «Videre vil områder der kartleggingen gir stor samfunnsnytte, herunder områder med stor aktivitet og stor utbyggingspress, både på land og i sjø, og områder der klimaendringene forventes å føre til raske endringer, bli prioritert.»
- «Natur i Norge skal utgjøre kjernen i offentlig naturkartlegging».

4.2 Målsettingen med kartlegging av verdifull natur

Regjeringen tar i Stortingsmelding 14 (2015-2016) – Natur for livet, altså sikte på en *treffsikker* forvaltning av norsk natur med en *videreføring* av kartlegging av arter og naturtyper og med en prioritering av den mest forvaltningsrelevante naturen, dvs. areal under stor press eller truede naturtyper, naturtyper som er viktige for mange arter og naturtyper som dekker sentrale økosystemfunksjoner.

- Treffsikker kartlegging
- Videreføring av kartlegging av naturmangfold
- Prioritering av forvaltningsrelevant natur

4.3 Målsetting og metodevalg

Med en klar målsetting med forvaltningen av norsk natur og med kartlegging av verdifull natur er det nødvendig at forvaltningen (Miljødirektoratet, Fylkesmannen, kommunene) velger en metodikk som svarer opp mot målsettingene. I Stortingsmeldingen ligger en føring som tilsier at Natur i Norge (NiN) skal utgjøre kjernen i offentlig naturkartlegging. Dette uten at metodikken er vist å kunne gi treffsikre og forvaltningsrelevante data på den mest verdifulle naturen. Metodikken er ennå ikke ferdigutviklet og testet. Vi forstår oppgaven vår som todelt:

- 1) å teste og vurdere forslaget til verdisettingsmetodikk slik den nå foreligger.
- 2) å foreta en mer overordnet vurdering av om dette forslaget til metodikk er den beste måten å kartlegge og verdisetne forvaltningsrelevant natur på.

Er NiN-metodikken treffsikker?

Natur i Norge som kartleggingssystem er komplekst og gir bestillere av data svært mange valg hva gjelder målestokk og naturtyper, men ikke minst hva gjelder relevante beskrivelsesvariabler. Treffsikkerheten i metodikken er derfor i stor grad avhengig av bestillerkompetansen hos oppdragsgiver. Kompleksiteten gjør ikke nødvendigvis dataene mer presise/treffsikke, da hver naturtypelokalitet er unik og trenger egne vurderinger. Et gitt sett av variabler for en viss type natur kan derfor gi et datasett som er både for detaljert hva gjelder ikke relevante variabler for den aktuelle lokaliteten og samtidig for grovt til å fange opp de spesielle kvalitetene i samme lokaliteten. Denne problematikken er like relevant i NNF-sammenheng som i heldekkende kartlegging av NiN-typer.

Kartleggingssystemet er skjematisk og detaljstyrt. Et slikt system burde kunne medføre at resultatene blir treffsikke iht. systemet. Men uttesting av kartlegging etter NiN-systemet har så langt vist seg å gi svært forskjellige resultat mellom kartleggere, bl.a. vist i en Masteroppgave som vi dessverre ikke har tilgang til (Eriksen 2017). Rigiditeten og detaljstyringen i systemet, sammen med bruk av et begrenset sett variabler, innebærer imidlertid at det er stor fare for at resultatene ikke treffer det en egentlig ønsker å fange opp. Dette i motsetning til et mer målstyrt kartleggingssystem, der en definerer hvilke naturkvaliteter, økosystem, elementer og arter en ønsker å fange opp, men i mindre grad detaljstyrer kartleggingen og verdisettingen. Et målstyrt system (for eksempel DN Håndbok 13) burde i teorien medføre noe større risiko for variasjon i resultatene mellom kartleggere. Forutsatt bruk av kompetente kartleggere og god kalibrering i kartleggingsleddet er det sannsynlig at det i praksis blir mindre variasjon i resultatene med en målstyrt enn med detaljstyrt metodikk. Dette er svært viktige momenter i utviklingen av en kartleggingsmetodikk for NNF-typer, som på nåværende tidspunkt detaljstyres av metodikken. Det er også viktig å være klar over at selv om utvalg, definisjoner og inngangsverdier til NNF-typer skal være NiN-styrt, så er det ingen som har bestemt at selve fastsettelsen av kvalitet skal være det. Det er mye som tyder på at man ved å frigjøre seg litt fra NiN-parametere i kvalitetsvurderingen samtidig kan gjøre det enklere å beholde NiN-tilnærmingen i andre ledd av av prosessen.

Prioriteres forvaltningsrelevant natur?

I Stortingsmeldingen gjøres det tydelig at regjeringen vil prioritere kartlegging av naturtyper som enten er truet, viktige for mange arter, dekker sentrale økosystemfunksjoner, eller er spesielt dårlig kartlagt. De vil også prioritere areal med stor utbyggingspress. De ønsker ikke en heldekkende kartlegging, men en prioritert naturkartlegging i alle typer natur. Det er derfor positivt at Miljødirektoratet velger å prioritere areal med forvaltningsrelevant natur og at man legger opp til offentlig styrt naturkartlegging også i natur som sektorene selv har ansvar for å kartlegge (for eksempel skog, areal i tilknytting til store veiprosjekt og andre utbyggingsareal).

Å samkjøre det grundige arbeidet som ble gjort med revideringen av DN Håndbok 13, oppfølging av NINA kortrapport 72 med utvidelse av antall typer, oppfølging av NINA Rapport 1357 med innføring av inngangsverdier og justering av kvalitetsvariablene bør være en prioritert oppgave for Miljødirektoratet fremover. Arbeid med ny Rødliste for naturtyper (Artsdatabankens ansvar) som tar inn tilstandsvariabler vil også være en viktig parallell prosess. Helheten bør sikre at den forvaltningsrelevante naturen prioriteres og kartlegges på

en god måte. Per 1. november 2017 er det imidlertid fortsatt mye arbeid som gjenstår før dette er en realitet.

Samtidig som arbeid med å ytterligere implementere beskrivelsessystemet NiN i kartleggingen av forvaltningsrelevante naturtyper bør Miljødirektoratet fortsette med kartlegging av prioriterte (forvaltningsrelevante) naturtyper etter DN Håndbok 13 som under revidering i 2012-2014 ble knyttet tett opp mot NiN. Dette for at ikke arbeidet med å kartlegge biologisk viktig natur stopper opp under utviklingsfasen av en revidert, til dels ny, metode. Å stoppe opp eller forsinke innhenting av kartleggingsdata for biologisk viktig natur er ikke i tråd med Stortingsmeldingen og Energi – og miljøkomitéen komitéens innstilling 144 S (20-2015) der det fremgår at det haster å få fram et økologisk grunnkart og at all data i Naturbase må ivaretas:

«F l e r t a l l e t mener det haster med å få på plass et økologisk grunnkart for Norge, og forutsetter at alle eksisterende data og forvaltningsråd i Naturbase ivaretas og inngår i kunnskapsgrunnlaget for arealforvaltningen og legges til grunn i arealforvaltningen.»

Vi håper at vår rapport skal bidra til å belyse både hva som trenger forbedring i den nye foreslåtte metodikken og hvilke mer grunnleggende valg og prioriteringer Miljødirektoratet etter vår mening bør ta.

4.4 Biologens rolle

Hvilken rolle skal biologen spille og hvilket mandat har biologen når natur skal kartlegges? Dette er et svært relevant spørsmål å stille seg i den prosessen vi nå er inne i. I møte med dagens krav til objektiv og verdinøytral kartlegging kan man stille spørsmål ved om biologen har noen plass i kartleggingen av biologisk viktige områder. Alle biologer er utstyrt med ulik grad av erfaring, ulik bakgrunn og jobber i selskaper med ulik profil. I tillegg kan kartleggere eller de selskapene som kartlegger representerer ha direkte økonomiske interesser av de resultatene som presenteres. Hva skal da til for å kunne presentere uhildete data av høy faglig kvalitet som samfunnet skal kunne ha tilstrekkelig tillitt til? Hvilken rolle får biologen innenfor en metodisk tilnærming der all naturvariasjon skal være forhåndsdefinert og hva blir rollen i en metode som legger opp til at noe av denne naturvariasjonen må tolkes. Om forvaltningen går for den første løsningen der biologen har tilstrekkelig kunnskap til å måle de parameterne som etterspørres vil kartleggingen være objektiv i den forstand at det er de samme parameterne som måles. Målene som tas vil imidlertid alltid ha en subjektiv slagside som gjør at parametere ikke blir målt likt av alle og det vil også være variasjon hos en og samme kartlegger avhengig av når på året vurderingen gjøres, vær, ressurstilgang osv. Dersom målingene som gjøres direkte påvirker verdiparameterne vil subjektive målinger direkte kunne slå ut på hvordan et område forvaltes. En fjerning av det subjektive i kartleggingen vil imidlertid også utvilsomt måtte fjerne biologen.

Det subjektive valget blir ofte oversatt med skjønn. Skjønn er noe som utøves i alle samfunnssektorer og betegnes i mange sammenhenger som noe positivt og helt nødvendig for å kunne treffe veloverveide beslutninger. Det er imidlertid alltid viktig og som regel påkrevet at skjønnets begrunnes slik at avgjørelser blir transparente og til en viss grad kan etterprøves og gås etter i sømmene. Det er svært sjelden at virkeligheten er så enkelt sammensatt at det utelukkende kan benyttes et standardisert regelsett for å ta gode avgjørelser. Naturens kompleksitet er nesten uendelig og knapt en kvadratmeter er lik en annen. Med dette som bakgrunn bør biologen spille en viktig rolle i å veie opp for ulike fagsystemers mangler. Dersom biologen med sin kompetanse ikke skal bidra med sin begrunnede skønnsutøvelse må dette kompenseres for ved å lage et monster av en metode som har innebygd all tenkelig og utenkelig variasjon. Og dersom man klarer dette vil det likevel alltid være mennesker som skal gjøre subjektive valg når parameterverdier skal velges. Og dette kommer i tillegg til alle de subjektive valg som er gjort av de som har bygd opp systemet. Dette gjelder også i høy grad NIN-systemet hvor det er foretatt svært mange

subjektive valg både av metodeutviklere og av de som tar dette verktøyet i bruk. Dette vil bli diskutert mer grundig i etterfølgende kapitel.

Bevaringsbiologen bør altså ha en viktig rolle å spille i skjæringspunktet mellom naturvitenskapelig forskning, utarbeidelse av metoder, gjennomføring av kartlegginger og å dokumentere og tolke innsamlede data slik at resultatene kan forstås av ulike sluttbrukere. En metode som tar sikte på å være så objektiv og verdinøytral at den langt på vei ekskluderer fagbiologen vil feile i å nå de målene som samfunnet har behov for, og vil på sikt undergrave tillitten til datasett som presenteres. Det er også slik at ressursbehovet som regel øker sterkt dersom biologen ikke skal kunne ta avgjørelser i felt i forhold til hvilke arealer som bør kartlegges og hvilke arealer som ikke er forvaltningsrelevante å kartlegge. Dette har vi i stor utstrekning sett gjennom de til nå gjennomførte rutekartleggingene hvor fagbiologer brukes til å kartlegge natur som ikke på noen måte kan sies å være forvaltningsinteressant med tanke på bevaring av biologisk mangfold.

Miljødirektoratet legger opp til et klart skille mellom kartlegging og verdisetting. Dette er i tråd med eksisterende praksis også fra kartleggingen etter DN-håndbok 13 hvor en rekke ulike forhåndsdefinerte parametere, varierende etter naturtype, ble brukt som viktig input for å vurdere og begrunne verdien i et eget avsnitt. Siste Sjanse-metoden (Løvdal et al. 2002) og MiS-metoden (Baumann et al. 2001a, Baumann et al. 2001e, d, c, b) er også eksempler på metoder som bruker et sett forhåndsdefinerte parametere som bakgrunn for å rangere eller verdisette et avgrenset areal. I NiN-sammenheng er det kanskje et enda sterkere fokus på denne delingen da datagrunnlaget som samles inn gjennom den innledende NiN-registreringen skal kunne brukes også i andre sammenhenger. Det betyr imidlertid ikke at det ikke bør være biologens rolle, som har utført observasjonene, å gjennomføre kvalitets- og verdivurderingen og begrunne verdien. Biologen bør særlig vurdere verdien kritisk dersom biologen mener det er skjellig grunn til at denne bør avvike fra den forhåndsdefinerte verdien som området gis. På samme måte bør lokaliteten gis en beskrivelse, arter må gjøres tilgjengelig for Artskart og bilder og evt. kilder bør publiseres på en fornuftig måte.

4.5 Objektivitet og etterprøvbarehet

Kunnskap og objektivitet

Kunnskap og forskningsresultat skal være objektive og etterprøvbare, men veien dit er basert på subjektive valg på mange hierarkiske nivåer. Vi ønsker i dette kapitlet synliggjøre alle de subjektive valgene som blir tatt på alle nivåer fra metodeutvikling, metodevalg, forvaltningens valg, kartleggeres valg og til slutt valg av måte å presentere dataene på. En etterprøvbare kartlegging må synliggjøre på hvilket nivå det er tatt valg, eller brukt skjønn for å si det med et annet ord. Valgene bør være begrunnet med kunnskap og basert på erfaring. Et objektivt kartleggingsresultat får vi hvis to observatører uavhengig av hverandre tar det samme subjektive valget basert på den samme tilgjengelige kunnskapen. Forskere er i likhet med alle andre mennesker subjektive og foretar subjektive valg, og det er først når etterprøvbareheten er etablert at objektiviteten trer inn. Et system som legger opp til innsamling av store mengder rådata til en kompleks database og som håper på at et riktig og ikke minst anvendelig svar automatisk kommer ut i andre enden, kan bli skuffet. Dette kan sammenlignes med en «black box» som kommer ut med svar som du ikke vet begrunnelsen for.

«A black box is a complex system or device whose internal workings are hidden or not readily understood.»

Kartlegging betyr på et grunnleggende nivå å undersøke og lage en systematisk og informativ oversikt over et gitt tema. Kartleggingen bør basere seg på vitenskapelige, objektive kriterier, men er i seg selv ikke vitenskap. Resultatet av kartleggingen er en forenklet beskrivelse av den komplekse virkeligheten der man i beste fall kan si noe om de delene av virkeligheten vi

oppfatter som viktig for å beskrive et gitt tema. I naturen er de fleste overgangene i miljøvariabler gradvise og utskiftningen av arter langs disse gradientene er også gradvise. Naturmangfoldet er bygd opp av arter og ingen av disse har identisk amplitude. Noen arter har stor toleranse for endringer langs enkelte miljøgradienter, mens andre har en snevrere toleranse og vil ha en raskere respons ved forandringer langs de samme gradientene. Naturen er uendelig kompleks og en kartlegging av natur vil kreve store forenklinger for å få håndterbare størrelser. En slik forenkling vil gi forskjellige resultater basert på hvilke artsgrupper, tilstandsklasser eller miljøvariabler man *velger* å legge størst vekt på ved forenklingen av naturen.

Forvaltningens valg og prioriteringer

All type forvaltning må basere seg på prioriteringer og valg. Dette for å forenkle virkeligheten ned til et nivå som synliggjør det som er viktig å ta hensyn til i hvert enkelt tilfelle. Forvaltningen bør også ta valg for å unngå å måtte håndtere den store mengden informasjon som en full kartlegging av alle mulige miljøvariabler og økologisk sammenhenger som eksisterer på et gitt areal vil resultere i. Naturen er kompleks i det uendelige, og det som er den viktige og vanskelige oppgaven for forvaltningen er å *ta de riktige valgene for å nå de målsettingene* som samfunnet har med kartlegging av natur (Klima- og miljødepartementet 2015).

"Det er ofte en overflod av data som er perifere for vår problemstilling.....mens det tenderer til å være en utpreget mangel på data som vi virkelig trenger"

A.M. Starfield og A.L. Blelock 1986. Oversatt fra boka "Building models for conservation and wildlife management"

Etterprøvbareheten av kartleggingsresultatet av kartlegging av naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse (NNF) er avhengig av at valgene som er tatt på alle nivå blir synliggjort og begrunnet og at usikkerheten rundt valgene blir synliggjort.

Valg av metode

Bestillere av data (forvaltningen i form av kommune, fylkesmann eller direktorat eller sektorer og private aktører) tar allerede ved valg av eller tilnærming til metode et mer eller mindre bevisst valg av hva man ønsker å fokusere på. Vil man bruke MiS for å kartlegge enkeltobjekter i skog, vil man bruke DN-Håndbok 13 for å få oversikt over de biologisk viktigste arealene, ønsker man en full vegetasjonskartlegging basert på Fremstad eller NiN eller vil man ha data kartlagt etter Miljødirektoratets metode for forvaltningsrelevante naturtyper (NNF)? Valg av metode er et valg som vil få konsekvenser for hvordan dataene i etterkant kan brukes. Vi vil i fortsettelsen diskutere de valgene og det skjønnet som utvises av forvaltning og av kartlegger ved bruk av NNF-kartlegging basert på NiN. Mye av denne diskusjonen ville vært likelydende også ved diskusjon av annen metodikk, men siden målet med NNF-kartlegging etter NiN bør være å lage en bedre metodikk enn tidligere, er dette en viktig diskusjon også nå.

Bestillere av data har tatt et subjektivt valg av hvilken skala man ønsker kartleggingen på, hvilke enheter man ønsker kartlagt og hvilke beskrivelsesvariabler man ønsker informasjon om. Valgene er ikke objektive, men baserer seg på gode intensjoner om å skaffe best mulig kunnskap om relevante problemstillinger. Forvaltningen på overordna nivå har også tatt valg av hvilke variabler eller typer som skal vektlegges mer enn andre ved vurdering av et områdes kvalitet og verdi.

Med andre målsettinger eller med andre artsgrupper i fokus vil valgene imidlertid kunne se helt annerledes ut. Dette kan tegne som eksempel på at man selv med små metodiske grep kan få store utslag i kartleggingsresultat. I ytterste konsekvens vil en slik fleksibilitet og

mulighet for detaljstyring kunne få utilsiktede konsekvenser ved at politiske føringer kan blandes inn i grunnlaget for kvalitetsvurderinger.

Valg i felt

I en feltsituasjon står kartleggeren ovenfor uendelig mange, både bevisste og ubevisste valg. Mange av disse valgene påvirkes av en rekke iboende faktorer hos kartlegger som erfaring, spesialkunnskap om arter/typer, fokus, tilgjengelig bakgrunnskunnskap om det aktuelle området m.m. I tillegg påvirkes vi individuelt på ulike måter av naturens kompleksitet og ytre faktorer som vær- og føreforhold. Vi har alle en ulik forutsetning for å håndtere ulike former for kompleksitet basert på kunnskapen og erfaringen vi har. Vi har også ulik kognitiv kapasitet, noe som innebærer at enkelte har mulighet til å ta flere valg eller gjøre flere observasjoner per tidsenhet enn andre, noe som påvirker blant annet fremdriften, men også datakvaliteten.

Usikkerhet

I vedlegg F i utlysningen til dette prosjektet står det følgende: «I januar 2015 slo Stortinget fast at kartlegging av naturtyper i likhet med forskning skal gjennomføres etter en mest mulig objektiv, verdinøytral og etterprøvbar metode.» Det slås her fast at dette arbeidet er vitenskap og at prosessen dermed skal være vitenskapelig. I den forbindelse er det viktig å diskutere betydningen av usikkerhet, et moment som hittil har vært helt fraværende i denne prosessen. I følge Gullund og Myhr (2007) er det som regel to kilder til vitenskapelig usikkerhet; begrenset kunnskap og naturlig variasjon i systemet som studeres. Begge disse to kildene er relevante i kartlegging- og verdisettingssammenheng. Innen vitenskapen har man den siste tiden fått en økt forståelse av at natur og samfunn er komplekse systemer, hvor kompleksiteten er av en slik art at vitenskapen kan komme til kort i sin beskrivelse og forståelse av den. Det blir dermed svært relevant å se på det som ligger til grunn for vitenskapelig kunnskapsutvikling, samt hvordan vitenskapelig usikkerhet kommuniseres og håndteres i forskning og forvaltning (Frøydis Gillund og Myhr 2007). Det er helt nødvendig at problematikken knyttet til usikkerhet håndteres på en ryddig og etterprøvbar måte i denne prosessen. Dette bør blant annet skje gjennom at ulike typer usikkerhet dokumenteres på en skikkelig måte slik at denne dokumentasjonen ved en senere anledning kan brukes på en systematisk måte i metodeutviklings- og i kartleggings-/verdisettingsprosessen. Førre-var prinsippet er nedfelt i Naturmangfoldlovens §9. For at man skal kunne gjøre gode beslutninger med dette prinsippet som bakteppe, er man avhengig av at usikkerheten knyttet til datagrunnlaget er synliggjort.

Usikkerhet i typifisering

Usikkerhet kan knyttes til alle deler av både metodeutvikling og selve kartleggingsprosessen. I kartleggingssammenheng er usikkerheten koplet opp mot kartleggerens erfaring og kunnskapsnivå både generelt og metodespesifikt. Videre er grad av usikkerhet i vurderinger også direkte koplet mot kompleksitet. Et mer komplekst system vil skape grobunn for mer usikkerhet enn et system med færre og robuste kartleggingsenheter/vurderingsenheter. Eksempelvis vil en skog med heterogen, rik, blandet edelløvskog ganske klart framstå som en rik edelløvskog, mens det er langt vanskeligere å kartlegge den på et større detaljnivå eksempelvis med behov for angivelse av mosaikk og prosentvis forekomst av treslag. Usikkerhet i valg av type kan føre til alvorlige utslag for videre prioritering i forvaltningssammenheng. Denne type usikkerhet kan man imidlertid som oftest relativt enkelt eliminere ved å skape robuste kartleggingsenheter som er funksjonelle i forvaltnings-sammenheng. Disse funksjonelle enhetene kan gå på tvers av grunntyper og til og med hovedtypegrupper, men fremstår allikevel som «naturlige» enheter med et felles inventar av arter eller en felles økologisk struktur man ønsker å ta vare på. Eksempelvis kan enkelte verdifulle smålokaliteter befinne seg i overgangen mellom seminaturlig eng, åpen kalkmark og engaktig, sterkt endret fastmark. Slike situasjoner innbyr til stor grad av usikkerhet i valg av type, men kan i stor grad unngås ved å slå sammen typer eller opprette egne samletyper som det er allmenn forståelse for. Et annet eksempel som går over flere hovedtyper er bekkedrag med rik kantvegetasjon med tre- og busksjikt. Her påvirker bekkedraget fastmarka

med mer eller mindre hyppige tilfeller av flom og med nokså sikker tilgang til vann for plantesamfunnet i kantsonene. Mens plantesamfunnet bidrar med tilførsel av dødt plantemateriale som både mikrofaunan og til slutt makrofaunan i vannet er avhengige av. Bekken er ikke en funksjonell økologisk enhet uten kantsonen og fastmarka hadde hatt andre økologiske egenskaper om det ikke hadde vært for bekken. Dette blir ikke synliggjort ved bruk av NNF-er slik det nå legges opp til, til tross for at det har gitt forvaltningen verdifull kunnskap om kvalitet på bekkedrag som har blitt kartlagt etter DN Håndbok 13.

Usikkerhet i avgrensning

Natur varierer langs en lang rekke gradienter og man vil aldri finne to vegetasjonsdekte kvadratmeter som er helt like. Det vil alltid være en nokså stor usikkerhet knyttet til avgrensningen og vurdering av mosaikkstruktur/sammensatte polygoner. Også her vil usikkerheten økes med grad av kompleksitet da grenselinjene i naturen blir enda vanskeligere å definere desto finere målestokk man opererer på. Usikkerheten i avgrensning kan i tillegg til å synliggjøre de usynlige linjene i naturen være knyttet til usikkerhet om eksakt hvor man befinner seg på kartet. Dette dreier seg mer om unøyaktighet, men dette vil kunne oppfattes som det samme for den som eventuelt skal etterprøve/kontrollere kartleggingen i felt ved en senere anledning. Ved å slå sammen typer som ofte forekommer i mosaikk (og dermed også må forvaltes sammen) og opprette økologiske, bredt definerte enheter der dette er forvaltningsmessig naturlig vil man redusere effekten av usikkerhet i selve avgrensningsdelen av feltinnsatsen.

Usikkerhet i fastsettelse av kvalitet

Usikkerhet i fastsettelse av kvalitet/verdi vil også øke med kompleksiteten til kvalitetsfastsettelsessystemet. Relevant og presis bruk av variabler med tilhørende trinninndeling vil kunne redusere graden av usikkerhet her, men i årets kartlegging var det store utfordringer med både manglende relevans og presisjon i variabelbruk. Et av de største problemene er knyttet til variabler der skillet mellom ulike trinn ikke er observerbare i felt. Gjødslingseffekt og vassdragsreguleringsintensitet er eksempler på variabler som skapte problemer i årets kartlegging. Denne typen ikke operasjonaliserbare variabler vil heller ikke være etterprøvbare og dermed ikke egne seg for bruk i denne sammenhengen. Man kan generelt si at det er mindre usikkerhet knyttet til enkelt observerbare eller målbare variabler som størrelse eller antall læger enn til mer komplekse, tyngre observerbare/vurdérbare variabler som arts mangfold, fremmedartsinnslag eller slitasjebetinget erosjon. Graden av mulighet for etterprøvbarehet følger samme mønster.

Slik metoden foreligger nå har vi heller ingen muligheter for å dokumentere usikkerheten vi må håndtere på lokalitetsnivå i kartleggingsprosessen. Det burde være en selvfølge at man i et metodeutviklingsprosjekt inkluderer denne typen dokumentasjon som verktøy for å kunne forbedre metodikken. Denne typen usikkerhet må ikke forveksles med det vi formidler i denne rapporten da dette er generelle og oppsummerende momenter. Usikkerheten knyttet til de mange valgene man tar i en feltsituasjon må håndteres der og da.

Et annet element i dette er at jo flere kvantitative variabler man legger opp til at det skal registreres, jo flere feil i datasettet vil man kunne forvente. Dette skjer fordi man alltid vil gjøre noen feil uansett hvor nøye man jobber. Man kan i utgangspunktet tenke seg en lineær sammenheng, men det er også mulig at en økning i antallet variabler som skal registreres vil kunne øke andelen feil som gjøres. Dette med bakgrunn i at kartleggeren trolig vil bli mer uoppmerksom i arbeidet jo flere repetitive øvelser man må gjennom. Vi har ikke funnet gode primærkilder på dette, men vi mener det er rimelige antakelser som man bør vurdere å teste ut på en vitenskapelig måte. Vi kan blant annet nevne at kartleggere flere ganger har opplevd å gå tilbake og oppdage at de automatisk har lagt inn nulltrinn på variabler der man vanligvis registrerer dette, selv om den egentlig skulle stilles inn på et annet trinn i det aktuelle tilfellet.

Etterprøvbarehet

Begrepet etterprøvbarehet brukes naturlig sammen med definisjonen for begrepet vitenskap der kunnskap som skal kunne betegnes som vitenskap skal være etterprøvbart. Og et tredje begrep som er brukt mye i NiN-sammenheng – objektivitet, det er en direkte følge av etterprøvbareheten. Forskere er i likhet med alle andre mennesker subjektive og foretar subjektive valg og det er først når etterprøvbareheten er etablert at objektiviteten trer inn. Vi anerkjenner fullt ut at selve NiN-metodikken med grunntypeinndelingen og beskrivelses-systemet er og skal være en etterprøvbare og objektiv, vitenskapelig metodikk. Det er ikke gitt til at verdisettingsmetodikken skal underlegges samme krav. Vi er av den klare oppfatning at det ikke er mulig å lage et fullt ut variabelstyrt system for fastsettelse av kvalitet/verdi og dermed bør man også være forsiktig med å flagge denne delen av jobben som etterprøvbare vitenskap. Det er imidlertid på ingen måte negativt at så mye som mulig av en kartleggings- og verdisettingsprosess er objektiv og etterprøvbare selv om dette ikke kan defineres som vitenskap, men som en beskrivelse av virkeligheten basert på mange nivåer av valg og skjønn.

Det er ikke klokt å la jakten på den perfekte vitenskapelige, etterprøvbare og objektive metoden for verdisetting av natur overskygge det egentlige målet her – det å finne, kartfeste og beskrive biologisk verdifull og forvaltningsrelevant natur. I denne sammenheng ligger det ingen føringer om at NiN skal utgjøre kjernen i arbeidet med fastsettelse av kvalitet for NNF-typer. Her bør forvaltningens behov styre hvordan oppsettet for fastsettelse av kvalitet/verdi skal organiseres. Det er imidlertid påpekt tydelig fra Stortinget at NiN skal utgjøre kjernen i kartleggingsarbeidet, men det er fullt mulig definere arbeidet med verdisetting ut av denne oppfordringen

Begrunnede vurderinger kan erstatte mer rigide tellevariabler for å lette arbeidet og effektivisere ressursbruken. Dersom valgene som blir tatt av kartlegger dokumenteres godt, vil man kunne gjøre den objektiv ved å etterprøve denne i etterkant. På samme måte som med vitenskap vil etterprøving av og til avdekke feil, noe som er helt naturlig og som er årsaken til at etterprøvbarehet som begrep ble brakt på banen for å bringe vitenskapen videre.

Som i mange andre situasjoner i samfunnet handler kartlegging av natur om å bruke ressursene mest mulig effektivt. I et konsept der ressursene ikke kommer fra en utømmelig kilde må man finne frem til et presisjonsnivå som er godt nok for formålet slik som presisert i §8 i Naturmangfoldloven (Klima og miljødepartementet 2009). Det betyr at man må akseptere noen feil som en naturlig del av jobben som gjøres. Dette betyr imidlertid ikke at metoden blir mindre etterprøvbare, objektiv eller vitenskapelig basert for den del.

4.6 Kartleggingsprosess

Kartleggingsprosessen som ligger til grunn i verdisettingsprosjektet i år, og som har ligget til grunn i rutekartleggingen både i år og tidligere år, er at stort sett all registrering av avgrensninger, data og verdisetting gjøres i NiN-appen i felt. Registrering og rapportering begrenses til innleggelse av variabler i appen. Også variabler, som burde kunne genereres automatisk ut fra registrert type og registrerte variabler, som forvaltningsinteresse, samlet tilstand, samlet artsmangfold og naturvariasjon, lokalitetskvalitet og lokalitetsverdi skal etter instruksjonen legges inn i felt. Det er stort sett kun validering og utsjekk av topologi som gjøres i NiN-web i etterkant. Oppdragene har hatt en begrenset varighet, begrenset til feltsesongen og en svært kort periode i etterkant for å validere og godkjenne (juni-november). Det er flere grunnleggende problemer med denne kartleggingsprosedyren, som vil bli gjennomgått under.

Arbeidssituasjon

For kartlegger blir en svært stor arbeidsbolk begrenset til feltsesongen, en sesong som har begrenset varighet i Norge. Registreringsarbeidet er nesten utelukkende lagt til feltarbeid, og feltsesongen blir dermed enda mer intens enn det som tidligere har vært vanlig. Ved tidligere

kartleggingskonsept har feltarbeidet alltid generert etterarbeid/vinterarbeid. NiN-kartleggingen vil med nåværende arbeidsprosedyre ikke generere noe vinterarbeid ut over kanskje noe arbeid med belagte arter. Kartlegger må da enten ha annet feltarbeid i tillegg til NiN-kartleggingen som genererer vinterarbeid, eller finne helt andre type oppgaver for vintersesongen. I den grad all naturtypekartlegging, inkludert konsekvensutredninger m.m., skal inn i samme kartleggingskonsept og rapporteres gjennom appen, så blir mulighetene for feltarbeid som genererer vinterarbeid enda mer redusert. Enkelte kartleggere (unge og nyutdannede, med mye energi, uten familie og forpliktelser) kan muligens bruke så mye tid og kartlegge så intenst i felt at de kan ta fri resten av året, men for de fleste arbeidstakere er dette ikke mulig.

Samlet verdivurdering

Endelig fastsettelse av lokalitetskvalitet forutsetter tilgang til alle eksisterende data. Det er begrenset hva en klarer å finne i felt, og for å få et samlet bilde som grunnlag for å fastsette lokalitetskvalitet vil viktige kilder til data være bl.a. Artskart, Naturbase, MiS og geologiske kart i tillegg til konsekvensutredninger og eldre rapporter. I viss grad kan dette avhjelpest ved tid til forarbeid (at oppdragene kommer tidligere, f.eks. i mars) slik at potensial for ulike områder kan sjekkes på forhånd. Det vil også være en fordel om data fra Artskart (rødlistearter) og Naturbase, helst også MiS, kan utgjøre en del av kartgrunnlaget i form av lag som kan slås på og av i appen. Fra Artskart må det imidlertid gjøres et fornuftig uttrekk for å unngå altfor mye «støy» i tilgjengelig informasjon. Rovbase, fugl og eldre data med svært lav koordinatpresisjon er f.eks. sjelden relevant å ha med i naturtypekartlegging. Enkel tilgang til nevnte data (uten at en trenger å gå ut av appen) vil forbedre presisjonen på kartleggingen i felt. Det forutsettes da at økt datamengde i appen ikke gjør den tregere eller mindre stabil, ellers vil det ikke være hensiktsmessig. Uansett hva en klarer å inkorporere i appen, vil det likevel være data relevante for fastsettelse av lokalitetskvalitet som ikke vil være tilgjengelig eller altfor ressurskrevende å innhente i felt. I tillegg vil en ofte samle belegg av arter en ikke klarer å bestemme i felt. Det må derfor være tid for innhenting av andre data, artsbestemmelser og kvalitetssikring og justering av lokalitetskvalitet og lokalitetsverdi i ettertid.

Krav, etterprøvbarehet og etterbruk

Det er alltid en stor pedagogisk utfordring å presentere komplekse data på en god måte. Å kun presentere naturtypedata som parameterverdier og koder vil redusere anvendeligheten betraktelig. En kombinasjon av parameterverdier/koder og en tekst med mulighet for nødvendig nyanseering av forhold som ikke dekkes opp gjennom parameterbruken vil være en langt bedre løsning. I henhold til Forvaltningsloven (herunder §17 og §24-25) og generelt god forvaltningsskikk bør informasjon som skal legges til grunn for vedtak presenteres på en for allmenheten forståelig måte, med omtale av de faktiske forhold og med begrunnelser for vedtak. Aktuell bruk av data om forvaltningsrelevante naturtyper fra naturtypekartlegging vil f.eks. kunne være regulering til hensynsområde naturvern i kommunens arealplan eller vurdering i konsekvensutredninger som ligger til grunn for arealplanvedtak. Her ligger altså nærmest et krav til tekstlig beskrivelse som forklarer og begrunner avgrensning og verdisetting av lokaliteter. Å lage en slik beskrivelse og begrunnelse i etterkant, uten å ha sett området, og kun med utgangspunkt i parameter-dataene fra NiN-app, vil være vanskelig og svært lite treffsikkert. Med andre ord, en kortfattet lokalitetsbeskrivelse og begrunnelse for lokalitetskvalitet bør skrives av feltkartlegger i etterkant av feltarbeidet. En slik beskrivelse må også omtale eventuell usikkerhet knyttet til vurderingene.

Oppsummering kartleggingsprosess

For å løse de grunnleggende problemene omtalt i avsnittene over foreslår vi:

- Send ut oppdragene tidlig, slik at kartlegger kan sjekke ut hva som finnes av eksisterende data og vurdere potensial for NNfer i ulike områder i god tid før feltsesongen starter.

- Forskyv endelig leveranse av rapport til senvinteren/våren, slik at kartlegger får mulighet til etterarbeid vinterstid (data via NiNapp kan uansett gjøres tilgjengelig for oppdragsgiver tidligere).
- Etterarbeid inkluderer komplettering med eksisterende data, nye artsbestemmelser etc. for de kartlagte lokalitetene, og en samlet skriftlig vurdering basert på all tilgjengelig kunnskap.
- Etterarbeid innebærer også å lage en kort tekstlig beskrivelse inkludert begrunnelse av lokalitetskvalitet/verdi og eventuelle trusler mot og behov for hensyn og skjøtsel for å ivareta de kartlagte naturverdiene.
- Kartleggingen vil dermed kunne resultere i et faktaark som inneholder både grunnlagsdata fra feltkartleggingen, verdi for lokalitetskvalitet med underliggende parametere, bilde og tekst med kort beskrivelse og verdibegrunnelse. Et slikt faktaark vil være mye mer brukervennlig og relevant for etterbrukere enn de faktaark som nå genereres.

I tillegg bør kartlegger også lage en kort samlerapport for hele oppdraget, hvor det bør sies noe om bl.a. dekningsgrad, usikkerheter og feilkilder, behov for ytterligere kartlegginger og eventuelle arealer med verneverdi. En slik rapport vil kunne være svært verdifull for etterbrukere i forbindelse med arealforvaltning.



Fire av de fem forfatterne i godt feltdriv

5 Evaluering av metode

5.1 Utvalg av naturtyper

Utvalget av naturtyper som skulle kartlegges i 2017 er ikke godt begrunnet og virker å være nokså tilfeldig. Dette gjelder både de rødlistede naturtypene og naturtypene foreslått av NINA i kortrapport 72. Noen naturtyper er svært vidt definerte (som kystlynghei og beiteskog), andre er svært snevert definerte (som rik lågurtospeskog og oseanisk levermoserik skog). Særlig for skog er det samtidig mange typer som ikke fanges opp av utvalget som ligger til grunn for denne rapporten. Vi tar det som en selvfølge at dette rettes opp i neste versjon av metodikken all den tid informasjon om hvilke skogtyper som med dagens kunnskapsnivå er viktige, finnes allerede.

En gjennomgående utfordring er mangelen på en hierarkisk struktur, altså at man ikke har «overbygg» som man kan bruke for områder som helt klart har store naturverdier, men som ikke fanges opp av de mer snevert angitte typene. Et godt eksempel på dette er rike edellauvskoger. Ofte finner man en blanding av treslag som gjør at man ikke når opp til grenseverdiene for noen av enkelttreslagene. Videre finner man på Østlandet gjerne utforminger dominert av treslag som ask og spisslønn, og da faller man utenfor alle de angitte typene. Det er flere naturtypelokaliteter innenfor rutene våre som ikke er kartlagt på grunn av dette. Et prinsipp som bør videreføres fra DN-Håndbok 13 er at dersom man ikke kan tilegne naturtype til en opplagt verdifull lokalitet fordi naturtypedefinisjonen er for snever, går man «et steg opp» og finner en videre definisjon man kan bruke, eksempelvis en overbygningstype som rik edelløvskog. Et beslektet problem er at man tilsynelatende har likestilt omfattende naturtypedefinisjoner med snevre naturtypedefinisjoner. Gode eksempler på dette er kulturmarkseng versus semi-naturlig eng med beitepreg og slåtteeeng, og åpen myrflate versus rikmyr og rikere myrflate i låglandet. De to sistnevnte skaper forvirring ved at de dels overlapper (men ikke helt). Når det gjelder kulturmarkseng kunne denne vært fjernet helt, siden den til sammen omfattes fullstendig av de mer snevre definisjonene. Sørlig strandeng er jo også i stor grad overlappende med semi-naturlig strandeng. Det må gjøres en gjennomgripende opprydning, slik at man får et mer intuitivt sett med typer, og et minimum av overlapp mellom sidestilte kartleggingsenheter.

En stor del av problemet med manglende struktur og hierarkisk oppbygging i foreslått metode er at de rødlista typene og de typene foreslått i NINA kortrapport 72 og NINA rapport 1357 utgjør mer eller mindre frittstående systemer av naturtyper, men med stor grad av overlapp. Det bør gjøres en tydeligere vurdering av de rødlistede naturtypene, hvilken status de skal ha i denne sammenheng, og hvordan de enkelte typene passer inn i kartleggingssystemet.

De rødlista naturtypene må integreres i det hierarkiske systemet, og det er ikke gitt at hver rødlistet naturtype skal være en egen type i NNF-systemet og kartlegges 1:1. Arbeidet med revidering av naturtype-rødlisten er i gang, og lansering av nye NNF-typer må avvende det arbeidet og til dels basere seg på de nye rødlistetypene. Det nye NNF-systemet må bygges opp hierarkisk og inkludere både rødlistetyper og andre typer av natur som har et forvaltningsrelevant innhold av naturtyper og arter.

Regional variasjon innad i ulike naturtyper skaper problemer på flere nivåer i NNF-kartleggingen. Allerede i definisjonene av enkelte NNF-typer er det alvorlige problemer knyttet til dette. Det er derfor viktig å se på definisjonene og de tekstlige beskrivelsene av naturtypene som grunnlag for typifiseringen. Et eksempel på dette er kystgranskog, som rent skjematisk omfatter all granskog i klimaseksjon O2 og O3 (og dermed inkluderer bl.a. ytre Vestfold og Grenland) – med et minimum av praktisk kjennskap til naturtypen vet man at dette ikke stemmer overens med det den forvaltningsrelevante naturtypen egentlig omfatter; granskog i milde, nedbørrike områder i Trøndelag og Nordland som huser en svært spesiell lavflora.

Mange naturtyper forekommer i mosaikker, enten ekte mosaikk eller som sammensatte typer. I slike tilfeller blir det en kunstig tilnærming å skille hver enkelt type ut som egne polygoner, det bryter med økosystemtankegangen. Særlig er det lite hensiktsmessig å kartlegge flere polygoner oppå hverandre, i et brukerperspektiv bidrar dette kun til forvirring (i tillegg til at det gir kartleggeren mye unødvendig ekstra jobb).

Når det gjelder naturtyper som mangler i utvalget har ikke oppdraget vårt inkludert en systematisk tilnærming til dette, så vi skal være forsiktige med å legge fram en fullstendig liste. Det vi imidlertid har merket oss er mangelen på skogtyper, som nevnt ovenfor. Dette gjelder både rike edellauvskoger og blandingsskoger.

5.2 Definisjoner og inngangsverdier

I foreliggende utvalg av NNF-typer og medfølgende system for verdisetting er det ikke gjort en systematisk innsats for å definere hvilke arealer av de ulike NNF-typer som faktisk skal kartlegges. Typene kan grovt deles i to grupper etter tilnærming til tilstand: 1.) Typer der tilstand i navnet definerer en mindre del av en eller flere grunntyper som skal kartlegges, eksempelvis mange skogtyper. 2.) Typer der naturgrunnlaget definerer typen og alt areal nå er tenkt kartlagt og gitt en kvalitet langs en verdiskala.

I begge tilfeller er det et sterkt behov for konkrete inngangsverdier for når et areal er av en slik kvalitet at det skal kartlegges. Inngangsverdiene må sees i sammenheng med hvor mye areal myndighetene ønsker kartlagt av hver enkelt naturtype, som igjen bør følge grensene for hvilke deler av en naturtype sjeldne og trua arter lever i. Inngangsverdier må være individuelt tilpasset hver enkelt NNF-type og må utformes slik at de kan justeres etter hvert som ny kunnskap kommer til gjennom kartlegging. Ideelt sett bør inngangsverdiene for NNF typer samkjøres med rødlista for naturtyper, noe som imidlertid betinger at den nye rødlista for naturtyper inkluderer tilstand i sine vurderinger. Dersom dette ikke blir gjort vil det ikke være mulig å bruke rødlistede naturtyper direkte i kartleggingssammenheng slik som forsøkt nå i 2016. En slik 1:1 tilnærming uten inngangsverdier som vi ser nå fører til at alt for mye triviell natur blir kartlagt. Som en følgefeil av at for mye triviell natur blir kartlagt og verdsatt på en i dag 3- (4) trinns skala vil det som kartlegges av verdifull natur (innenfor tidligere A-, B- og C-verdi) samles under trinnet «god» og delvis «moderat» på tilstand. I en sannsynlig tenkt fordeling ville da arealet som nå kommer inn på «lav» og nedre deler av «moderat» ikke tidligere blitt kartlagt etter DN13-metodikken. Siden mye sterkt påvirket og delvis ødelagt areal av flere NNF-typer som scorer lavt både på tilstand og artsmangfold/naturvariasjon blir kartlagt med nytt system vil man få en slags omvendt pyramidefordeling av lokalitetene med mange verdifulle lokaliteter på toppen av pyramiden. Ved å definere klare inngangsverdier vil man samtidig definere ut arealer som ikke bør kartlegges. Man vil da samtidig frigi hele tilstandsskalaen til den kartleggingsrelevante delen av naturtypen og muligheten for å skille ut de virkelig verdifulle lokalitetene fra de andre lokalitetene som også er innenfor definerte inngangsverdier. Dette fører til at man oppnår en mer naturlig verdifordeling av lokalitetene der de aller mest verdifulle utgjør den smale toppen på pyramiden.

De mange fordelene med fastsettelse av inngangsverdier kan oppsummeres på følgende måte (ikke prioritert rekkefølge):

- Mer effektiv tidsbruk - Man kan forsere kartlegging av verdifull natur ved at arealer med mindre verdifull natur som havner utenfor inngangsverdiene ikke vurderes videre.
- Økt presisjon i kartlegging - Når tilstandsgradienten kun omfatter relevante og verdifulle deler av en NNF-type vil man lettere kunne legge til rette for å nyansere verdien mellom lokaliteter med liknende kvaliteter.
- Forenkler justeringer i metodikk - Ved ønske om å justere rammene for kartlegging vil man trolig ofte kunne foreta disse justeringene gjennom mindre endringer i inngangsverdiene.

Hvordan fastsette inngangsverdier?

Det finnes i dag ingen enhetlig og systematisk måte for fastsettelse av inngangsverdier. Under skisserer vi to ulike framgangsmåter for å definere slike inngangsverdier:

Art-habitat relasjoner

En løsning på utfordringen med inngangsverdier er å etablere artslistes med rødliste- og indikatorarter for de ulike NNF-typer. Ved å inkludere rødlistearter i artslistes og dermed regne på turnover knyttet til NNF-er langs en tilstandsgradient vil man kunne definere inngangsverdier for verdifulle NNF-er. Denne inngangsverdien kan kalibreres mot hvor mye myndighetene ønsker å ta vare på av hver enkelt naturtype. For å komme i gang med dette må man anerkjenne at art-habitat relasjoner er noe av det aller viktigste man kan jobbe med for å bedre presisjonen i å ta vare på sjeldne og trua arter i sine naturlige habitater. En grundig jobb med dette vil også gjøre det mulig å bruke artsinformasjon på en objektiv måte til å konkretisere hva slags natur som faktisk bør kartlegges innenfor ulike NNF-typer, samt bidra til å utarbeide en bedre trinnskala for verdisetting. Et slikt arbeid vil kreve at alle aktører med god arts kunnskap settes i sving med dette prosjektet, noe som i tillegg til å forsterke arts kompetansen i de ulike fagmiljøene, vil føre til en betydelig heving av kvaliteten på vurderingene i rødliste arbeidet for arter. En styrking av arbeidet med art-habitat relasjoner vil også redusere behovet for bruk av mindre relevante og presise indirekte parametere. I andre enden av dette arbeidet vil man imidlertid kanskje kunne definere nye og mer presise indirekte parametere basert på faktisk kunnskap om mangfoldet i de naturtypene man ønsker å ta vare på. Blant problemene som helt eller delvis kan løses her er utfordringen med regionvariasjon innad i NNF-typer.

Kunnskap om arter og deres levesteder er også den eneste objektive veien til å definere et mest mulig riktig utvalg av verdifulle naturtyper som skal kartlegges. Detalj kunnskap om arters økologiske amplitude vil utfordre dagens oppfatninger av hva som er viktig å ta vare på. Mangel på slik informasjon er på sin side hovedårsaken til at vurderingene både langs tilstandsaksen og naturvariasjonsaksen for fastsettelse av lokalitetskvalitet ikke er presise nok. Mangel på generaliserte artslistes for ulike tilstandstrinn kan bare kompenseres med faktiske registreringer av aktuelle arter i hver enkelt lokalitet.

Typespesifikk bruk av eksisterende kunnskap

Denne tilnærmingen tar også utgangspunkt i hvor mye areal myndighetene bestemmer seg for å kartlegge/ta vare på av hver enkelt NNF-type. Alternativt kan inngangsverdiene samkjøres med en eventuell rødliste for naturtyper som inkluderer tilstand i sine vurderinger. Det er mange fordeler med samkjøring av kartleggingsarbeid og rødlisteprosess på type-definisjonsnivå. Videre må man bruke eksisterende kunnskap for å bruke forekomst av strukturer, elementer eller arter til å fastsette en inngangsverdi for hver enkelt type. Dette er samme tilnærming som ble brukt under revisjonen av faktaark for DN-håndbok 13 i årene fram mot 2014.

5.3 Verdisetting

I rammene fra Miljødirektoratet, jfr. NINA-rapport 1357 kap. 2, angis to komponenter i systemet for verdisetting som begge bidrar til en samlet lokalitetsverdi. Den første er Naturtypeverdi, som fastsettes ut fra naturtypens forvaltningsmessige status. Den andre komponenten er de økologiske kvalitetene for den enkelte lokalitet, betegnet lokalitets-kvalitet.

Naturverdi

For komponenten naturtypeverdi er det i føringene fra Miljødirektoratet lagt til grunn følgende kriterier for inndeling i to kategorier:

Særlig stor forvaltningsinteresse:

- truede naturtyper
- naturtyper med viktig økologisk funksjon: leveområder for truede arter
- naturtyper med viktig økologisk funksjon: naturtyper som er viktige for mange arter

Stor forvaltningsinteresse:

- nær truede naturtyper
- dårlig kartlagte naturtyper
- naturtyper med viktig økologisk funksjon: leveområder for nær truede arter

NINA konkluderer imidlertid i rapporten med at det kun er rødlistestatus som per i dag på en etterprøvbar måte kan brukes som kriterium for å dele inn i de to kategoriene, samtidig som de anbefaler Miljødirektoratet å starte en prosess for å konkretisere og operasjonalisere andre kriteriene. Dette fører til at det i årets kartlegging kun er de truede naturtypene som kan oppnå høyeste lokalitetsverdi, mens nær truede naturtyper og andre naturtyper med viktig økologisk funksjon og som utgjør viktige leveområder for truede arter kun kan oppnå nest høyeste lokalitetsverdi. Bruk av et enkelt kriterium er svært lite å gå på for å gi dette utslaget i naturtypeverdi. Vi mener denne inndelingen i et A og B lag i naturen er faglig uforsvarlig og i den grad det er ønskelig å dele inn på en slik måte må det gjøres på en måte som tar all eksisterende kunnskap med i vurderingen. NINA har så sent som i 2013 skrevet en rapport som oppsummerer koblingen mellom truede arter og mange av de naturtypene som i dette prosjektet er definert å kun ha stor forvaltningsinteresse (Brandrud et al. 2013). Selv om det kan hefte en viss usikkerhet ved kunnskapen om art/habitat-relasjoner for enkelte arter er det veldig passivt å mene at vi ikke har nok kunnskap om koblingen mellom svært mange rødlistede arter og naturtypene de finnes i. Til bruk i forvaltning vil de store mengdene med artsdata som er samlet inn i ulike prosjekter og andre sammenhenger i 200 år være mer enn nok for å kunne definere hvilke naturtyper som har en særlig viktig funksjon for sjeldne og truede arter. Dette er gjort i arbeidet med å definere naturtyper i DN håndbok 13 og i MiS systemet kartlegges ulike livsmiljøer med tanke på å fange opp et stort antall truede arter.

Så lenge tilstand mangler som kriterium for utvalg av rødlistetyper og rødlistestatus i rødlisten for naturtyper så blir utfallet i rødlisten for skeivt for å kunne brukes ukritisk i forvaltningssammenheng. At tilstand mangler i utvalgs-kriteriene gjør at ikke all truet natur i Norge er vurdert i Rødlisten. Rødlisten for naturtyper er et viktig verktøy for forvaltningen, men den må brukes med de begrensninger den har, og ikke adopteres direkte inn i forvaltning og verdisetting av natur uten vurdering av relevans. Granskog er f.eks. i seg selv ikke truet i Norge, ikke heller blåbærskog, svak lågurtskog eller lågurtskog, som er vanlige grunntyper i granskog. Hadde en derimot vurdert naturskog av gran på høy bonitet i lavlandet

(boreonemoral/sørboreal sone), så er dette en type/tilstand som er på retur og som står under svært sterk press fra både utbygging og skogbruk. Hadde denne typen vært vurdert så ville den svært sannsynlig kommet ut med en truet kategori, mest sannsynlig kritisk truet hvis vi hadde fulgt det samme opplegget som i den finske rødlisten for naturtyper (Miljøforvaltningen i Finland 2013). Det er samtidig en skogtype som potensielt huser et svært rikt artsmangfold med mange truede arter fra mange organismegrupper. Gammel granskog er ikke rødlistet, og er i NINA-rapportene foreslått som NNF med stor forvaltningsinteresse til tross for eksisterende kunnskap om at gammel granskog har et stort mangfold av truede arter.

De fleste naturtypene som er med i NINA-rapport 1357 kan, avhengig av lokalitetskvalitet, ha svært stor betydning for truede arter. Det er ikke sånn at de truede naturtypene nødvendigvis har et høyere artsmangfold eller større betydning for truede arter enn de andre naturtypene. Enkelte lokaliteter/utforminger/regionale forekomster av naturtyper med stor forvaltningsinteresse kan ha internasjonale verdier/kvaliteter og/eller utgjøre ansvarsnaturtyper i Norge. Sistnevnte er tidligere foreslått som kriterium for utvelgelse av naturtyper, men er foreløpig forkastet grunnet for uklare definisjoner og manglende kunnskap. Vi er ikke uenige i den vurderingen. Derimot mener vi at det er altfor mange skeivheter, usikkerheter og mangler i grunnlaget for å i det hele tatt på en seriøs måte kunne skille på naturtyper med stor og særlig stor forvaltningsinteresse. Skillet er en grunnleggende feil i metoden, og bør fjernes. Grad av truethet kan inkluderes i verdisettingen på den måten at truede typer generelt har lavere inngangsverdier og gjennomgående har lavere krav for å oppnå stor verdi.

Lokalitetskvalitet

Oppsettet for fastsettelse av lokalitetskvalitet virker i første omgang preget av mangel på individuell tilpasning mellom ulike NNF-typer. Fastsettelse av lokalitetskvalitet i dette prosjektet er basert på trinnvurdering av parametere langs to akser, en tilstandsakse og en akse med naturvariasjon og artsmangfold. Tanken bak å skille dette er i utgangspunktet ryddig, men det har vist seg vanskelig å rendyrke disse to aksene. Noen parametere endrer akseplassering mellom typer, og det finnes ingen muligheter for å justere betydningen av de ulike aksene eller av ulike parametere langs de to aksene for den del. Det må derfor tas en systematisk gjennomgang av hvordan disse aksene skal defineres og hvilken betydning de skal ha. Mangel på inngangsverdier jfr. Kap. 5.2 forsterker mange av problemene knyttet til dette, men i dette kapitlet fokuserer vi på andre utfordringer med fastsettelse av lokalitetskvalitet og videre verdisetting.

Et grunnleggende prinsipp i rammene fra Miljødirektoratet er at tilstandsaksen tar utgangspunkt i en intakt tilstand for lokaliteten, og at det kun er negative påvirkninger (forringet kvalitet) som kan bidra til å endre (redusere) verdien for tilstand. Hvordan intakt skal defineres er ikke problematisert vare seg generelt eller for de enkelte naturtypene. I praksis er prinsippet utøvd ved at variabelen med dårligst score bestemmer lokalitetens tilstand. For aksen med artsmangfold og naturvariasjon er det derimot variabelen med høyest score som bestemmer verdien (oftest).

Tilstandsaksen

Prinsippet om snudd praktisering av tilstandsaksen er etter vår mening et grunnleggende problem med metoden. Dels går denne tilnærmingen mot all tidligere praksis i forbindelse med kartlegging og verdisetting av natur, både i Norge og så vidt vi vet også utenlands, jfr. ny (Swedish Standards Institute 2014). Hva betyr så intakt? Betyr det idealtilstanden (perfekt) eller slik som begrepet oftere er brukt «i fullgod stand» eller «med fungerende

prosesser». Vil det i tilfellet med gammel granskog bety urskogstilstanden (som nesten ikke eksisterer i Norge), eller en mer normal eldre granskog hvor de naturlige prosessene styrer (kanskje så vidt innenfor naturskogsdefinisjonen). Med unntak for deler av fjellnaturen, er Norsk natur i veldig stor grad påvirket av bruk og inngrep i større og mindre skala, med mer eller mindre positiv eller negativ effekt. For mange naturtyper vil den ideelle situasjonen være svært sjelden, og dermed vanskelig å fastsette. Det vil dermed være mye enklere og mer naturlig å definere en «god normaltilstand» for ulike naturtyper, som sannsynligvis vil ligge midt på treet eller litt lavere på tilstandsskalaen, og deretter kunne bygge opp tilstanden med påviste gode kvaliteter, elementer osv. enn å vurdere tilstand ut fra fraværet av kvaliteter sammenlignet med noe som vi ikke nødvendigvis vet hva er.

Et annet gjennomgående problem er tilstandsaksens manglende relevans i forhold til artsmangfold/naturvariasjon-aksen. Det er ikke nødvendigvis sammenheng mellom trinnene for ulike tilstandsparametere og endelig lokalitetskvalitet. Dersom ikke hele tilstandsgradienten realiseres ved bruk av metodikken vil det føre til manglende mulighet til å nyansere den endelige lokalitetskvaliteten dersom forventingen er at tilstandsaksen skal bidra med denne nyanseringen. Dersom man er klar over at det er lite variasjon å hente langs tilstandsaksen kan man kompensere for dette med å nyansere artsmangfold/naturvariasjonsaksen. Dette betyr at man for hver enkelt NNF-type må se på utvalget av parametere og relevansen av disse langs begge akser. Denne rapporten viser mange eksempler på parametere som ikke fungerer etter intensjonen. Rapporten gir også eksempler på tilfeller der hele tilstandsaksen mer eller mindre er spilt ut over sidelinja ved at tilstanden svært ofte er god, som for eksempel i fjellnatur.

Artsmangfold - naturvariasjonsaksen

Langs aksen som omfatter artsmangfold/naturvariasjon er det slik at høyeste oppnådde verdi langs trinnaksen for de ulike variablene definerer endelig verdi. Alle inngående primærvariabler teller like mye (for en del naturtyper inngår i tillegg noen sekundærvariabler). Dette fordrer at alle parameterne alene kan brukes til å avgjøre om en lokalitet skal ha høy eller middels verdi. Vanlig praksis i naturtypekartleggingen de siste årene har vært at det er svært få enkeltparametere som er «sterke» nok til å fungere alene. Forekomst av rødlistearter har i mange tilfeller fungert alene. Det samme har størrelse gjort for typer der vi har hatt god nok kunnskap til å si at store lokaliteter av en gitt type etter all sannsynlighet fanger opp de verdiene vi ønsker å ivareta. I de fleste andre tilfeller er man avhengig av å kombinere ulike parametere på samme eller forskjellige verditrinn for å komme frem til en sumverdi som med stor nok sikkerhet representerer de faktiske verdiene i området knyttet til artsmangfold og naturvariasjon.

Samlet vurdering

Om man finner frem til gode og relevante tilstandsvariabler vil disse i teorien redusere behovet for den andre aksen i verdisettingen. Dette skjer ved at vi ønsker å finne frem til variablene som påvirker naturverdiene. Dersom en trinnendring i en gitt tilstandsparameter ikke påvirker naturverdiene vil man kunne si at den aktuelle parameteren ikke er relevant til formålet. Tilsvarende vil også artsmangfold/naturvariasjonsaksen alene brukes til å se om tilstanden er god. Dersom relevante naturverdier er til stede i tilstrekkelig grad må man anta at habitatkravene til de ulike arten er innfridd og at tilstanden dermed også er god, i det minste for de elementene av lokaliteten som styrer forekomsten av det aktuelle/påviste artsmangfoldet. Det viktigste momentet å formidle i denne sammenheng er å sørge for at utvalget av parametere og fordelingen av trinn mellom de to aksene i verdisettingen er

harmonisert. Uten en slik harmonisering vil den ene aksene skape systematiske feil i fastsettelse av lokalitetskvaliteten.

Forslag til forbedring av system for fastsettelse av lokalitetskvalitet

Vi foreslår at systemet med to akser evalueres grundig for å se om det er mulig å utvikle dette til å bli funksjonelt. Uansett hvilken tilnærming som velges bør naturkvaliteter og faktiske biologiske verdier tillegges høyest vekt i verdisettingsarbeidet. Man bør ha sikre data som viser at ulike tilstandsparametere faktisk påvirker naturmangfoldet på en måte som korrelerer med trinninndelingen til de ulike parameterne før de tillegges vekt i kvalitetsvurderingen. Alternativt bør tilstandsparametere brukes som sekundære variabler som kan brukes til å justere verdien ned dersom gitte forhold er til stede, eksempelvis om man må prioritere mellom mange lokaliteter av samme type med høye naturverdier. Vi ser for oss at en metodisk tilnærming der størrelse, påvist arts mangfold, potensiell forekomst av rødlistearter og forekomst av viktige strukturer og elementer må være styrende for fastsettelse av lokalitetskvalitet for de fleste naturtyper. I tillegg må man selvfølgelig håndtere endringsgjeld på en skikkelig måte der dette er relevant (eksempelvis myr og flommark).

Konkret kan en tenke seg bruk av følgende inndeling for å forbedre metoden for fastsettelse av kvalitet:

- Biotopkvalitet (inkluderer tilstand knyttet til stedegne og naturlige strukturer og elementer (forekomst av sokler, dødved, gamle trær naturlige myrstrukturer, vedvaser, forstyrret rasjord i rasmark, mv. Menneskelig aktivitet kan ha påvirket innholdet i parameteren, men ikke skapt den. (Se Tabell 9)
- Artskvalitet (inkluderer påvist og potensielt arts mangfold, både av rødlistearter og andre relevante arter). (Se Tabell 10)
- Ytre tilstandsparametere (inkluderer tilstand direkte knyttet til "innførte" eller direkte menneskeskapte parametere e.g. vassdragsregulering, slått, beite, kjørespor, ferdsel, søppel mv.) Kan være både positiv og negativ påvirkning (se Tabell 12).

I et slikt system gis punkt 1 og 2 forrang i fastsettelse av kvalitet enten langs hver sin akse (jfr. Svensk metodikk) eller sammen langs én akse for den del (som i revisjonen av DN-13, hvor ulike kombinasjoner av verdi for ulike variabler gir samlet verdi), mens parametere under punkt 3 kun kan inkluderes ved negativ påvirkning fra aktuell parameter.

Nedenfor vises et eksempel, for naturtypen slåtte myr, på hvordan dette kan gjøres i praksis. Det er strukturen på oppsettet vi ønsker å formidle her, og parameterne/trinninndelingen er ikke nødvendigvis optimal. Vi mener også bestemt at det ikke er mulig å lage et felles oppsett som fungerer for alle NNF-typer og det trengs store individuelle tilpasninger for å kunne gjøre gode kvalitetsvurderinger for de ulike typen.

Eksempel på vurdering av kvalitet - slåttemyr

Artsmangfold og naturvariasjon

Tabell 9: Biotopkvalitet

		Biotopkvalitet		
Variabel		Svært stor	Stor	Moderat
Størrelse		>100 daa	10-100 daa	<10 daa
Forekomst av strukturer		Tydelige strukturer	Litt strukturer	Uten strukturer

Tabell 10: Artskvalitet

		Artskvalitet		
Variabel		Svært stor	Stor	Moderat
Rødlistearter inkl. potensiale		Minst 2 NT arter eller 1 VU art	Minst 1 NT art	Ikke påvist/ingen sannsynlig forekomst
Forekomst av kalkindikatorer		Xx arter fra artsgruppe 8-10	Xx arter fra artsgruppe 8-10	Xx arter fra artsgruppe 8-10

Lokalitetskvalitet

Tabell 11: Forslag til oppsett av matrise for fastsettelse av lokalitetskvalitet for slåttemyr

Biotopkvalitet svært stor	Høy kvalitet: 100 daa + tydelige strukturer eller litt strukturer Og minst xx arter i artsgruppe 8-10	Svært høy kvalitet: 100 daa + tydelige strukturer eller litt strukturer og Minst én NT art og /eller minst xx arter i artsgruppe 8-10	Svært høy kvalitet: 100 daa + tydelige strukturer eller litt strukturer og Minst 2 NT arter eller 1 VU art
Biotopkvalitet stor	Moderat kvalitet: 10-100 daa Og minst xx arter i artsgruppe 8-10	Høy kvalitet: 10-100 daa Og Minst én NT art og /eller minst xx arter i artsgruppe 8-10	Svært høy kvalitet: 10-100 daa Og Minst 2 NT arter eller 1 VU art
Biotopkvalitet moderat	Moderat kvalitet: <10 daa Og minst xx arter i artsgruppe 8-10	Moderat kvalitet: <10 daa Og Minst én NT art og /eller minst xx arter i artsgruppe 8-10	Høy kvalitet: <10 daa Og Minst 2 NT arter eller 1 VU art
	Artskvalitet moderat	Artskvalitet stor	Artskvalitet svært stor

Tilstand

Tabell 12: Hjelpematrise som inkluderer relevante tilstandsvariabler for fastsettelse av lokalitetskvalitet

Variabler	Tilstand					
	Positive tilstandstrinn			Negative tilstandstrinn		
	Pluss ett trinn i lokalitetskvalitet		Ingen endring i lokalitetskvalitet		Minus ett trinn i lokalitetskvalitet	
	Svært stor +	Stor +	Moderat + (0-trinn)	Moderat – (0-trinn)	Stor -	Svært stor -
Slåtteintensitet	I hevd	Fortsatt synlige spor etter tidligere hevd	Ingen synlige hevdspor	-	-	-
Grøftingsintensitet	-	-	-	Intakt (GI 1)	Ubetydelig grøfting (GI 2)	Nokså lite grøfting (GI 3)
Fremmedartsinnslag (kun arter ned negativ funksjon på påviste naturkvaliteter)	-	-	-	Ingen	Svak Nokså svak	Middels sterk Nokså sterk

Fastsatt lokalitetskvalitet justeres ett trinn opp eller ned ved utslag på stor eller svært stor positiv eller negativ påvirkning i tabell for tilstand (Tabell 12).

Ved å legge mer vekt på de faktiske kvalitetene i form av verdifulle elementer og forekomst av forvaltningsrelevante arter, vil enkelte tilstandsparametere gis mindre vekt i verdisettingen. Mange av disse vil heller kunne være relevante i forbindelse med å vurdere framtidig forvaltning og evt. skjøtsel av lokaliteter. På tross av gjengroing eller forekomster av fremmede arter kan lokaliteter ha stor verdi per i dag, men skjøtselstiltak som f.eks. gjenopptatt slått, rydding av gjenveksttrær eller bekjempelse av fremmede arter, vil kunne være nødvendig for å opprettholde naturverdien på sikt.

I den samlede verdisettingen i NiNapp er begrepet mindre viktig brukt for den laveste verdien for forvaltningsrelevant natur. Begrepet er uheldig, da det signaliserer at dette er natur som ikke er viktig. Det tilsvarer i metoden tross alt areal som er så pass forvaltningsrelevant at det skal kartlegges, og er dermed per definisjon viktigere enn hverdagsnaturen. Begrepet bør derfor endres.

Som tidligere nevnt så vil et skjematisk og rigid system for fastsettelse av lokalitetskvalitet/verdisetting ved bruk av et fåtall parametere alltid risikere å slå feil siden natur innehar uendelig med variasjon. Mange lokaliteter vil ha kvaliteter som en ikke nødvendigvis klarer å passe inn i systemet. Et mest mulig riktig skjema for verdsetting vil derfor aldri fullt ut kunne erstatte godt faglig skjønn. Bruk av godt faglig skjønn er nødvendig for å kunne justere lokalitetsverdi, i den grad det skjematiske ikke treffer riktig. Verdisettings-systemet må på et eller annet nivå ha en åpning for bruk av faglig skjønn. Bruk av skjønn må selvfølgelig alltid begrunnes. For å kunne gjøre en god kartlegging og i tillegg ved behov utøve skjønn er det nødvendig at kartlegger har god kompetanse, ikke bare på NiN-systemet og skillearter mellom typer, men også på forvaltningsrelevante naturtyper og kartlegging av slike, rødlistearter, signalarter, naturforvaltning etc. Skjønnsutøvelsen kan godt separeres fra selve beskrivelsen (fastsettelsen av kvalitet) av naturen, men må i høyeste grad basere seg på beskrivelsen. Det regnes derfor som optimalt og nesten helt nødvendig at kartleggeren også står for, eller i det minste bidrar til, verdisettingen i ettertid.

Det en klarer å se i felt er i mange tilfeller ikke nok for å kunne gjøre en riktig verdisetting av en lokalitet. Det er også nødvendig å innhente eventuell annen eksisterende kunnskap for

fastsettelse av lokalitetsverdi. I viss grad kan en gjøre dette i felt ved å ha tilgang til data i kartgrunnlaget (f.eks. fra Artskart eller Naturbase), men en økning av momenter i felt vil trekke ned effektiviteten i kartleggingen. Utsjekk av andre data underveis gjør at kartleggingen i felt tar lenger tid. I tillegg vil det kreve mer batterikapasitet og eventuelt data, og mer tilgjengelig data i appen vil muligens også gjøre denne tregere. Ikke minst vil kartleggers oppmerksomhet splittet på flere momenter gjøre at det blir mindre oppmerksomhet på selve feltkartleggingen og på å finne viktige naturelementer og ettersøk av arter. I felt bør en derfor fokusere på innhenting av data og gjøre en foreløpig vurdering ut fra det en finner og har tilgjengelig av informasjon. Endelig fastsettelse av lokalitetskvalitet gjøres best i etterkant som en helhetlig vurdering når en sitter med full oversikt over alle relevante parametere og data. I denne prosessen bør også andre relevante kilder trekkes inn. Dette må i hvert fall delvis gjøres i etterkant, siden man på forhånd ikke vet hvilke kilder og data som er relevante og arelene som faktisk blir kartlagt.

5.4 Tidsbruk

Vi vurderer at tidsbruken knyttet til den instruksjonen som var gitt for dette prosjektet har vært rimelig i tråd med forventningene før oppstart. Trolig burde vi ha brukt enda mer tid på å lese oss opp på NIN systemet, flere kalibreringspunkter mellom kartleggere, samt brukt mer tid på bakgrunnsliteratur om verdisettingsmetodikken og faktaarkene for verdisetting. Totalt er dette et stort arbeid og vi har i stor grad måttet lene oss på at de personene som gjennomførte kartleggingen enten er meget erfarne naturkartleggere og/eller drevne NIN-kartleggere som alle har en grunnleggende god forståelse for NIN-systemets oppbygning og er vant med å verdisette natur. For kommende lignende typer arbeider med å implementere nye systemer er det viktig at de som skal utføre arbeidet får starte opp med forberedelser i god før feltarbeid og får mer tid til å evaluere etter at feltsesongen er ferdig. Dette er særlig viktig dersom det er ønskelig at det er feltarbeidende biologer som skal teste ut forslag til systemer. De har i mindre grad mulighet til å bruke av feltsesongen, som strekker seg ut oktober, til å skrive rapporter som dette.

Vi estimerer vår tidsbruk til gjennomsnittlig 2,5 timer per NNF lokalitet kartlagt eller 8-12 timer per rute. Dette er imidlertid basert på et utvalg ruter med til dels store kjente verdier. Tidsbruken vil trolig være noe mindre om man ser på et større landskap med mer variasjon i verdier. Vi beregner om lag 1-2 time til forarbeid per rute og 2-3 timer til etterarbeid (noe som delvis skyldes behov for noe dobbeltarbeid grunnet teknisk trøbbel med NiN-app).

Kartleggingen skiller seg ut fra annen NiN-kartlegging ved ikke å være heldekkende. Grepert med å gå for en utvalgskartlegging i motsetning til heldekkende kartlegging er et viktig steg i riktig retning for å spare tid ved å unnlate å kartlegge natur som i liten grad inneholder biologisk viktige områder og derfor i de fleste sammenhenger ikke er forvaltningsrelevant.

Utvalgskartlegging fordrer gode inngangsverdier slik at kartlegger raskt og effektivt kan skille «hverdagsnaturen» fra forvaltningsprioritert natur. Arbeidet med å lage gode inngangsverdier er meget viktig for tidsbruken i slike prosjekter. Stadig usikkerhet om man er innenfor eller utenfor et areal som skal kartlegges vil øke tidsbruken i felt vesentlig. Trinninndeling av parametere kan også justeres en del når man har et godt sett med inngangsverdier. I dag er det mulig å velge at en våtmark er helt utgrøftet eller at en gammel skog er nesten helt uthogd. Trinninndelingen for hver parameter kan altså snevres inn og tid spares dersom det utarbeides gode inngangsverdier for hver ønsket kartlagt naturtype.

Generelt er det slik at en økende mengde parametere som ønskes vurdert raskt øker tidsbruken. Det er derfor svært viktig at oppdragsgiver gjør veloverveide valg før nye parametere legges til systemet. Det er også svært viktig for tidsbruken at kun parametere som er viktige for kvalitetsvurderingen eller øvrig dokumentasjon av et område blir tatt i bruk. Miljødirektoratet bør gjennomføre en evaluering av de parameterne som er brukt til nå i rutekartlegging og basiskartlegging for å se hvilke parametere som er nyttige (avvik fra

normaltrinn) i ulike grunntyper/naturtyper. Kun parametere som er opplagt viktig for hver naturtype bør brukes og disse bør ha en relevant trinninndeling, se våre generelle kommentarer og kommentarer for hver hovedtype for mer om dette emnet.

Raskt tilgjengelige hjelpeverktøy for å avklare usikkerhet ved måling av parametere bør være tilgjengelig i appen da det i dag går en del tid til å bla gjennom til dels vanskelig tilgjengelige notater og rapporter. Dersom kartleggingsmetoden skal kunne brukes i alle sammenhenger kan det ikke forventes at alle brukere skal kunne sette seg inn i all bakgrunnsliteratur m.m.

Det er i dette prosjektet kartlagt med to kartlag som er mer og mindre overlappende. Det ville være en stor fordel med tanke på tidsbruk om man kunne forholde seg til én avgrensning per kartlagt naturtype. For hvert nytt lag som skal avgrenses med mer og mindre overlappende informasjon går det mye tid. NiN-systemet er oppbygd for å kunne legge lag på lag med ulik type informasjon i hvert lag. Dette gir i teorien svært god og nøyaktig informasjon om hver enkelt egenskap som laget dekker og det er mulig å koble informasjon fra flere lag sammen for å danne mer komplekse bilder av naturen osv. For å kunne ha kontroll på tidsbruken (=kostnader) når man har så mange muligheter blir det svært viktig å velge med omhu hva man trenger av informasjon for å nå målet med kartleggingen. Valg av skala og antall parametere som velges for hvert kartlag vil være utslagsgivende for om man klarer å nå målene som er satt innenfor de økonomiske rammene som er satt for et prosjekt.

5.5 Naturlig åpne områder i lavlandet

Definisjon og avgrensning

Generelt er typene her relativt enkle å avgrense etter NiN-systemet, selv om skillet mot kulturmarkstyper kan være vrient. Dette gjelder særlig for skillet mellom åpen kalkmark og seminaturlig eng i en tidlig gjengroingsfase. Det er også utfordrende å kartlegge sørlige strandenger i sene gjengroingsfaser.

Utfigurering av typene er stort sett ganske enkelt, så lenge man har gode flyfoto tilgjengelig. Flere av typene opptrer imidlertid ofte i mosaikk, dette gjelder særlig åpen kalkmark og nakent, kalkrikt berg, og det vurderes som forvaltningsmessig lite relevant å kartlegge disse separat. Det kan også forekomme at åpen kalkmark finnes i mosaikk med nakent berg som ikke er kalkrikt, dette gjelder først og fremst i områder med mye skjellsand.

Minstearealet i 1:5000-kartlegging (250 m²) er som hovedregel hensiktsmessig å benytte som inngangsverdi for disse naturtypene, siden de ofte dekker små sammenhengende areal. Et unntak er nakent, tørkeutsatt kalkberg, som nok bør ha et større krav til minsteareal. For sanddynemark medfører kartleggingsreglene at alle sandstrender omfattes av definisjonen, noe som ikke framstår som hensiktsmessig. Dette er også en utfordring for sørlig strandeng, som inkluderer seminaturlige utforminger. Disse er gjerne i sen gjengroingsfase og dominert av takrør. Her bør man sette krav til tilstand i kriteriene for inngangsverdi.

Parametere

Tilstand

Generelt er parameterne man har valgt for tilstand relativt greie. Ellers bør man vurdere å ta inn slitasje som parameter for strandengtypene, ellers vil man ikke ha noe grunnlag for å vurdere tilstand i naturlig forekommende strandenger i og med at tilstanden per nå i sin helhet beror på gjengroing og bruksintensitet. Fremmedartsinnslag bør generelt brukes under tilstand og ikke under artsmangfold og naturvariasjon, som den er gjort for bl.a. strandeng. I tillegg bør fremmede arter som kvalitetsgivende parameter brukes med forsiktighet når de fremmede artene ikke direkte påvirker naturverdiene i lokaliteten. Eksempelvis på flommarkene ved Dokka der innslaget av fremmede arter er høyt på deler av elveørene, mens det er store naturverdier på de mest eksponerte delene av ørene. Det er ingen tvil om at forekomsten av de fremmede artene her ikke er positivt for verdiene, men slik det er nå,

påvirker det heller ikke verdiene særlig negativt – ennå. Når det gjelder avstand mellom trinn bør man nok vurdere en «tettere» inndeling av skalaen for slitasje og erosjon. Innslagspunktet for dårligste tilstandsgrad bør nok generelt ligge lavere enn >50 %, men her kreves ulike hensyn for ulike typer. For reguleringsintensitet er trolig vassdrag med gjennomgående vassdragsregulering uaktuelle for å kunne inneha åpen flomfastmark (dersom all endringsgjeld er innfridd vel og merke).

Artsmangfold og naturvariasjon

For artsmangfold og naturvariasjon er det bra å bruke mest mulig direkte variabler i stedet for indirekte. Det er bra at rødlistearter og størrelse oftest er brukt som primære variabler. Vi ser ikke helt grunnen til at dette ikke er gjort for strandeng. Det bør enten gis rom for å ha med potensial for rødlistearter under Forekomst av rødlistearter eller ha en egen variabel for angivelse av potensial. Dette er særlig aktuelt for åpen flomfastmark, der mengden rødlistearter kan variere sterkt fra år til år. Antall kjennetegnende arter bør også vurderes som variabel for artsmangfold. Dekning av busk- og tresjikt er relevant som parameter for åpen kalkmark men i mindre grad for nakent tørkeutsatt berg, siden denne etter NiN-definisjonen ikke eller nesten ikke har busk- og tresjikt. Busk- og tresjikt er også, i den grad den skal brukes, en tilstandsparameter, og er ikke direkte relatert til artsmangfold. Beitetrykk er nok svært sjelden relevant for nakent kalkberg, og bør fjernes som parameter for denne typen. Alle lokalitetene med åpen kalkmark og nakent tørkeutsatt berg som vi kartla på Fornebu endte opp i høyeste kategori på akse artsmangfold og naturvariasjon, uavhengig av mengden rødlistearter som ble observert. Når det gjelder sanddynemarktypene bør man fjerne gjødsling som parameter. Dette bør man også vurdere for strandengtypene, siden det kan være vanskelig å skille gjennom gjødsel tilført av mennesker og naturlig gjødsling fra tang og lignende.

Trinnene virker litt dårlig gjennomarbeidet, dette gjelder særlig beitetrykk der både trinn 1 (ingen beitespor) og trinn 6 (overbeiting) gir lav score på artsmangfold. For nakent tørkeutsatt kalkberg mangler det angivelse av størrelsestrinn.

Manglende parametere

For åpen flommark er det viktig å huske på at naturverdiene er betinget sterk forstyrrelse. Dette er dynamiske miljøer der arealene stadig er i endring. Det er derfor viktig å ta hensyn til at flommarkslokalitetene «beveger» seg rundt. Det er derfor viktig å verdisette intakte flommarkssystemer der slike finnes. På lokalitetsnivå vil nærhet til andre liknende lokaliteter være en fornuftig parameter å inkludere.

Verdisetting

Det later til at verdisettingen treffer ganske greit sett opp mot Håndbok 13-vurderinger, men på grunn av at det er tatt med irrelevante parametere i artsmangfold og naturvariasjon får nok mange lokaliteter en overdrevent høy verdi.

5.6 Semi-naturlig mark

Definisjon og avgrensning

Hovedgruppen semi-naturlig mark tilsvarer gruppen kulturlandskap i det gamle DN13-systemet, og markerer et av hovedskillene i NiN-systemet i forhold til menneskelig påvirkning (naturmark, semi-naturlig mark og sterkt endret mark).

Utfigurering av typene går oftest greit, men vil kunne være utfordrende i komplekse arealer som inkluderer ulike grad av gjengroing/rask suksesjon, og spesielt hvor sein gjenvekstsukkesjonsfase skal skilles fra skog. Strengt tatt burde vi kanskje, iht. foreslått metodikk, i enkelte tilfeller avgrenset større areal, spesielt på Netoseter hvor svært store areal langt utenfor undersøkelsesområdet trolig har vært ugjødslet beitemark, og som fortsatt har spor etter dette. Det er nok slik at vi som kartleggere med lang erfaring fra utvalgskartlegging etter annen metodikk noen ganger har hatt litt vanskelig å frigjøre oss fra

vår faglige mening av hva som er verdifull natur, og hengi oss til en ny og uprøvd metodikk som åpenbart har store mangler. Grunnen til avvik er i hovedsak knyttet til at vi ikke helt uten videre er i stand til å legge bort det vi har med oss av erfaring og ballast fra mange år med kartlegging. Den største seminaturalig eng-lokaliteten vest for Sogn ved Dokka kan tegne som eksempel på dette. Denne lokaliteten er trolig bare ett av veldig mange eksempler på at store, gjengrodde arealer med seminaturalig eng skal kartlegges etter ny metodikk. Vi fikk med oss noen store lokaliteter av denne typen, men kan ha oversett noen mindre ved at vi rett og slett ikke har skjönt at vi har hatt med typen å gjøre. Dette handler om at det ikke alltid er enkelt å gjenkjenne de arealene som er definert inn i de ulike typene. Ved Netosæter er det en svært glidende overgang mellom seminaturalig eng og intermedieær, beitepreget fjellhei. I slike tilfeller er det naturlig å falle tilbake på definisjoner av typer vi er vant til. Se en bredere diskusjon rundt dette i kapittel 4.6. Det er svært viktig at Miljødirektoratet tar usikkerhet i ulike deler av kartleggingsprosessen på alvor. Vi har etter hvert skjönt at minst motstands vei i denne sammenheng for oss hadde vært å unnlate å ta opp dette temaet i det hele tatt, men vi mener at å spille med åpne kort i denne sammenheng er det eneste riktige.

Det forekommer noen overlappende NNF-typer. Kulturmarkseng består egentlig av typene slåtteeng, semi-naturalig eng med beitepreg og hagemark. Kulturmarkseng som egen type vil derfor aldri bli brukt i den grad det er mulig å bestemme lokaliteter til de underliggende typene. I mange tilfeller vil det være vanskelig å si om et areal er mest preget av beite eller slått, men oftest vil det være mulig og hensiktsmessig å ta et valg. For enkelte lokaliteter kan også andre skjøtselsformer som f.eks. brenning ha vært en viktig økologisk faktor. Så er et viktig spørsmål om det er kjent historisk bruk som skal ligge til grunn for valg av type eller om det er mest hensiktsmessig bruk framover for å ivareta de registrerte verdiene.

De foreslåtte typene ser ut til å treffe godt for finne verdifulle områder for biologisk mangfold. De fleste av typene er også veletablerte og anerkjente typer som er gjenkjennbare i DN-13-systemet og andre sammenhenger. Det er nok fortsatt noen typer som mangler innen semi-naturalig mark før den verdifulle naturen er godt nok dekket.

De ulike NNF-typene er i hovedsak definert direkte fra hovedtyper i NiN 2.1., med tilleggsparemetere for noen av typene (f.eks. slåtte/beitepreg eller tresjiktstetthet). Det er dermed ingen inngangsverdier knyttet til kvalitet på lokalitetene (arts mangfold/tilstand) på de lokalitetene som skal registreres. Dette vil medføre en vesentlig endret praksis fra tidligere naturtypekartlegginger (bl.a. DN-13), og en vil trolig (risikere å) fange opp vesentlig større arealer enn tidligere. Fattige typer av boreal hei, kystlynghei og beitede enger har dekket, og dekker fortsatt, betydelige arealer i store deler av landet, uten å ha store biologiske kvaliteter. Kalkfattige enger kan ha store verdier for rødlistede arter som solblom eller for beitemarkssopp, men store arealer har også svært trivielle artsverdier. Dette gjelder spesielt for fattige-intermedieære grunntyper, men også grunntypene med svakt preg av gjødsling. I tillegg til konkret artsmangfold er gjengroing den faktor som mest tydelig mangler inngangsverdi. Ved at 7RA-SJ-C-4 er inkludert vil en kunne få med lokaliteter som er tilnærmet skog, men med noe gjenværende innslag av engarter. En kartlegging som fanger opp vesentlig flere lokaliteter med vesentlig større areal enn tidligere vil medføre både større behov for utsortering av de mest relevante arealene i etterkant og større ressurser /kostnader for selve kartleggingen. Her må det spørres om hensikten med kartleggingen: Ønsker en å fokusere på å finne de arealene som har størst betydning for biologisk mangfold i dag eller ønsker en å finne alt areal som har hatt en betydning og som muligens kan restaureres? Vår vurdering er at det bør settes inngangsverdier på f.eks. Rask suksesjon/gjenvækst, grad av kalkrikhet (boreal hei) og/eller forekomst av indikatorarter.

Definisjonen av semi-naturalig mark som hovedgruppe burde være entydig. Når en kommer til verdisettingstabellene for flere av typene ser det likevel ut til at definisjonen er uklar hva gjelder parameteren 7JB-BA og 7JB-GJ, ved at størrelser som egentlig faller utenom definisjonen av semi-naturalig mark er inkludert. Mer om dette i parameteravsnittet nedenfor.

Parametere

Tilstand

Angående slåtteinntensitet: Mange lokaliteter kan være i relativt god tilstand selv om slåtten ikke følger paradigmet om en slått i året på sensommeren, så det virker stivbeint å bruke dette som absolutte kriterier. Artsmangfoldet er oftest som størst i en veldig tidlig fase av brakklegging/gjengroing («den elskelige fasen») før kvalitetsreduksjonen setter i gang. Ser generelt ut til å være noe feil i tabellen for trinnene for slåtteinntensitet. F.eks. burde nok trinnet "regelmessig utmarksslått" gitt høyere uttelling på tilstand enn dårlig.

Automatikken i trinnene fungerer generelt dårlig. For 7RA-SJ vil trinnet brakklegging nok kunne variere fra god til moderat og trinnet tidlig gjenvekstsuksessjon fra moderat til dårlig. For 7JB-BA bør ikke trinnene 6-8 inkluderes i tabellen, men holdes utenfor definisjonen av NNF-typene siden de beskriver en tilstand som ikke har store biologiske kvaliteter.

Artsmangfold og naturvariasjon

Variabelen Gjødsling har ikke noe automatisk sammenheng med artsmangfoldet, selv om det ofte har en viss sammenheng, og burde heller vært ført opp under tilstand. Den er også krevende å registrere i sene suksessjonsfaser, noe som medfører at artsmangfold fort "går opp" når tilstanden blir dårligere. Et eksempel på dette er på Fornebu, der vi registrerte lokaliteter med gammel slåttemark i sen gjengroingsfase. Her var gjødsling vrient å registrere, men den ble satt til trinn 1 (ingen gjødsling) siden slåttemarka med stor sannsynlighet aldri ble gjødslet mens den fortsatt var i bruk. Dette medførte at lokaliteten fikk høyeste score på artsmangfold og naturvariasjon, selv om den var såpass gjengrodd at grunnlaget for rødlistearter tilknyttet naturtypen ikke var tilstede. For 7JB-GJ bør ikke trinnene 4-5 inkluderes i tabellen, men holdes utenfor definisjonen av NNF-typene siden de beskriver en tilstand som ikke har store biologiske kvaliteter.

For å vurdere artsmangfold bør man heller ha faktisk artsmangfold som primære variabler, fordelt på rødlistearter og andre relevante arter. En bør dels sette opp en liste med gode indikatorarter (noe som allerede eksisterer fra DN 13-revisjonsarbeidet), slik at man har mer å gå på enn bare rødlistearter. En kan da bruke artsantall for «naturengarter» på de ulike trinnene fra liten til stor, noe som også må skilles noe på region og evt. på baserike/basefattige områder. Forekomst av rødlistearter er kun med som sekundærvariabel, hvilket bør endres. Det er heller ikke skilt på rødlistekriterier eller antall rødlistearter. F.eks. vil et funn av den forholdsvis vanlige NT-arten nikkesmelle telle akkurat like høyt som funn av flere VU- og EN-arter i en lokalitet. Dette blir veldig skeivt, og bør kunne nyanseres bedre. Potensial for rødlistearter bør være en parameter i tillegg til dokumenterte rødlistearter.

Et spørsmål som vil gjelde for flere hovedgrupper er hvordan en skal forholde seg til VU-artene ask og alm. I enkelte regioner er de svært vanlige skogstrær, og i både naturlig åpen mark (f.eks. åpen grunnlendt kalkmark) og i semi-naturlig mark vil spesielt ask ofte kunne opptre som en problemart (gjengroingsart). De bør i hvert fall ikke telle positivt for verdi i det sistnevnte tilfellet.

Forekomst av fremmedarter bør ikke være en primær variabel, og i hvert fall ikke under artsmangfold. Den passer bedre inn under tilstand.

Som sekundærvariabel kan en vurdere å ha med et kriterium om antall kartleggingsenheter (naturvariasjon), noe som kan være viktig i gammel kulturmark, men mangel på variasjon bør ikke nødvendigvis telle negativt. Her må man også huske på at antall kartleggingsenheter har en tendens til å øke med arealet, uten at det alene gjør en lokalitet verdifull.

Engaktig sterkt endret fastmark er annerledes enn de andre ved at dette ikke er en tradisjonell kulturmark, men mer en form for erstatningsbiotop. Mange av de tradisjonelle parameterne for kulturmark passer dermed ikke helt inn. Faktisk dokumentert artsmangfold er ofte den

parameteren som skiller engaktige forvaltningsrelevante typer fra bare alminnelig sterkt endret mark og må derfor inn sterkere som kriterie her.

Verdisetting

Generelt for kulturlandskap kommer vi ut med høye verdier, og treffer da «riktig» på de lokalitetene som faktisk har et høyt artsmangfold. For flere av typene, og kanskje spesielt for semi-naturlig eng med beitepreg og semi-naturlig strandeng vil en imidlertid fort få høyeste verdi for mediokre lokaliteter, som kanskje kun ville fått C-verdi i DN 13-sammenheng.

Veldig mange semi-naturlige strandenger er ikke lenger i bruk. Med mindre de er kraftig gjengrodd med takrør vil de uansett komme ut som moderat for Tilstand. De fleste strandengene har ikke vært gjødsle, men kan være påvirket av gjødsling i den grad det er inntilliggende åkermark. Gjødselpåvirkning i slike naturlig næringsrike naturtyper vil uansett være vanskelig å avgjøre. For Artsmangfold og naturvariasjon vil en dermed komme direkte på moderat, og hvis størrelsen er over 2 daa. fyker en opp på stort. Stor på ene aksene og moderat på andre gir høyeste kvalitet. Som eksempel kan nevnes lokaliteten Båtberget-Tangen sør i kartleggingsområde Mølen i Larvik, Vestfold. Dette er en serie av flere små strandenger avbrutt av korte partier med stein- og grusstrand. Deler av strandengene ligger også på fylling. Det er en del gjengroing med takrør og andre høyvokste arter, men uten at gjengroingen er gått svært langt, og det er noe men begrenset innslag av fremmedarter. Det er en del vanlige strandengsarter, men forholdsvis artsfattig og uten rødlistearter. Denne lokaliteten vill fått C, evt. svak B i en DN13-kartlegging. Her gir moderat Tilstand og stort Artsmangfold (moderat + ≥ 2 daa.) Svært høy kvalitet. Hva er det som gjør dette? Ingen av parameterne er direkte feil. Til dels er det nok en uklarhet rundt hva aksene egentlig betyr. Både Gjødsling og Fremmedarter er heller et mål på Tilstand enn på Artsmangfold. Til dels er det bruken av indirekte variabler istedenfor direkte. Forekomst av rødlistearter, potensial for rødlistearter og artsmangfold generelt (artsantall av kjennetegnende/ diagnostiske/ tyngdepunkt-arter) ville kunne gitt en mer «korrekt» verdi på denne aksene. Prinsippet om at høyeste verdi er styrende for Artsmangfold og laveste for Tilstand gir nok også en del uheldige utfall. En bør heller vurdere en mer fleksibel verdisetting på hver akse og gjerne en mer individuell samlet vektning for hver naturtype (se faktaarkene fra DN13-revisjonen). At aksene Tilstand og Artsmangfold skal veie like mye er også usikkert. Veldig mange kulturlandskapslokaliteter er jo gått ut av bruk og er i begynnende gjengroing. For å fange opp de mest verdifulle områdene som skal prioriteres for restaurering så bør de faktiske kvalitetene med artsrikdom og forekomst av rødlistearter kanskje ha mer å si enn tilstanden. Tilstanden er mer en pekepinn på hvilke skjøtselsbehov som er nødvendige for å ivareta naturverdiene på sikt.

I og med at en mangler inngangsverdier for kvalitet vil en også avgrense lokaliteter, i grenseland mot T45, som aldri ville blitt kartlagt i DN-13. Som eksempel kan nevnes lokaliteten «Munkerud eng» fra rutesvermen Ljanselva i Oslo. Her er det en svært triviell og gjengroende eng-rest med svært få naturengarter, men som likevel trolig aldri er gjødslet med kunstgjødsel. Kommer likevel ut med verdien viktig.

På artsmangfold og naturvariasjon står det forskjellig i tekstene og i figurtekstene vedrørende om det er variabelen med høyest eller dårligst verdi som teller.

5.7 Fjell

Generelle kommentarer til hovedtypen

Det virker sannsynlig at de fem typene under hovedtype fjell er egnet til å fange opp verdifull fjellnatur slik de er definert. Hovedtypen er definert som områder med kalkrike bergarter og kalkrike løsavsetninger over den klimatiske skoggrensa. Når det gjelder vegetasjonssamfunn i høyalpin sone vil det være hensiktsmessig å utvide dette til å omfatte også mindre kalkrike arealer der finkornet substrat anrikes på steder med gunstige klimatiske forhold. Det har vist

seg at mange sjeldne og truede mosearter har sine viktigste leveområder over 1800 meter over havet i Sør-Norge, der vann fra overforliggende snøfonner skaper stabilt fuktige berg og løsmasser der anriking fra vannsaget fører til at basekrevende arter trives akkurat her selv om berggrunnen i utgangspunktet er fattig eller intermediær. Dette er særlig aktuelt for Jotunheimens del der berggrunnen for en stor del er gabbro. Det er uansett viktig å tenke på kalkrike områder i fjellet utover de klassiske arealene med kalkberggrunn slik som Dovrefjell og Trollheimen. Arter med tyngdepunkt på kalkrik mark i øvre mellomalpin og høyalpin sone er trolig de mest truede generelt sett, både på grunn av lite totalt areal med leveområde og mulig sterke effekter av varmere klima. Kalkrikt berg og kalkrik rasmare er også typer som mangler. Disse inngår ofte som mindre enheter i andre fjelltyper, men opptrer av og til i egne, verdifulle lokaliteter. Eksempelvis vil man i oseaniske fjell finne rik vegetasjon i berg og rasmare, mens omgivelsene er mye fattigere på grunn av stor grad av utvasking av løsmasser grunnet graden av oseanitet.

Definisjon og avgrensning av de ulike naturtypene

Erfaringer fra vårt arbeid i Jotunheimen/Breheimen viser at det ofte er lite hensiktsmessig å behandle de ulike naturtypene i fjellet separat på en rigid måte. Av og til opptrer selvfølgelig de kalkrike typene hver for seg, men vårt inntrykk er at man ofte, og særlig på ren kalkgrunn, finner større sammenhengende arealer med rike naturtyper der terrengforhold og annet tilsier at lokalitetene bør forvaltes som én enhet.

Videre er det vanskelig å se det hensiktsmessig å utfiguere så mange ulike rike snøleietyper på 1:5000 nivå som det legges opp til, særlig sett i lys av at mange ulike typer ofte forekommer sammen i naturlige sonerte gradienter fra snøfonner og ut i eksempelvis fjellhei eller opp i en leside. På samme måte vil kildepåvirkning ofte kun påvirke deler av et snøleie, kanskje på tvers av utsmeltingsgradienten. I slike tilfeller, som vi erfarte ved Steinahøfjellet i Lom, vil utfigureringen bli svært krevende og ikke minst mer usikker enn nødvendig, siden det så vidt vi vet ikke finnes særlig gode forvaltningsmessige grunner til å splitte opp snøleiene så mye. Det virker fornuftig å legge seg på inndelingen tilpasset 1:20000-nivå med tanke på inndeling av snøleier, der man har fire ulike typer for de rike typene og kun skiller på to ulike utsmeltingskategorier. Samme kommentar gjelder også for naturtypene fjellhei, leside og tundra og fjellgrashei og grastundra der man også bør forholde seg til 1:20000 inndelingen ved kartlegging av forvaltningsprioriterte naturtyper. Inndelingen for rabber virker fornuftig slik den foreligger nå.

Det videre spørsmålet er hvor de verdifulle arealene med smeltevann/kildevannspåvirkede berg og jordflekker i høyalpin sone som beskrevet over skal inn. Mulig disse bør kartlegges som en egen type; artsrike områder i høyalpin sone, siden de er små, lett definerbare flekker som opptrer som deler av større rabber eller tidlige snøleier. Det finnes gode artslistor og beskrivelser fra denne typen habitat både ved Dumhøe og ved Tverråtindan i Jotunheimen.

Utfigurering

Utfigurering av typer i høgfjellet viste seg nokså vanskelig på grunn av få holdepunkter på flybilder, forskjellig utsmeltingsstadium på snøfonner på eksisterende flybilder sammenlignet med situasjonen under feltarbeid i 2017. Mangel på detaljert høydekoteinformasjon høyt til fjells gjør detaljerte avgrensninger vanskeligere. Særlig vanskelig var det å skille ut smale soner av ulike typer langs rabbe-snøleie gradienter.

Parametere for tilstand

Følgende kommentarer gjelder for alle naturtyper under hovedtype fjell. Parameteren beitetrykk 7JB-BT virker fornuftig å registrere, men vi har litt for lite kunnskap om beitetrykks påvirkning på truede arter i fjellvegetasjon. I utgangspunktet vil vi anta at det meste av rik fjellvegetasjon er underlagt et visst beitetrykk fra husdyr eller rein. Det kan vurderes å inkludere moderat beitetrykk i god tilstand siden både karplanter og moser ser ut til å takle denne graden av beitepåvirkning på en god måte. Beite fører med seg tråkk/forstyrrelser og enkelte sjeldne og trua arter er avhengige av blottlagt substrat for å kunne etablere seg. Slikt substrat forekommer naturlig i rikelig monn der terrenget er bratt, men i flatere miljøer vil

beite kunne skape viktige mikrohabitater for enkelte arter. Den neste parameteren spor etter slitasje og slitasjebetinget variasjon 7SE kan være relevant i enkelte tilfeller, men var ikke relevant i våre ruter selv om beitetrykket stedvis var moderat. I områder med mye ferdsel kan dette imidlertid lokalt være relevant å registrere. De tre siste parameterne for tilstand er etter vår oppfatning mer eller mindre meningsløse å ta med. Selvfølgelig kan man en sjelden gang komme borti kjørespor eller liknende, men dersom effekten er sterk eller gjennomgripende vil man vel ikke kartlegge arealet uansett, siden nesten alle liknende naturtyper i fjellet ikke er påvirket på denne måten.

Oppsummering tilstand: Tilstanden til fjellnatur er gjennomgående god. Dette gjør det vanskelig å bruke tilstand i verdisetting der man ønsker nyansering av verdi mellom ulike lokaliteter. Slik metodikken foreligger nå teller tilstand og artsmangfold/naturvariasjon begge like mye på hver sin akse i verdisettingsmatrisen. Artsmangfold/naturvariasjon må vektes høyere enn tilstand her for å øke mulighetene for nyansering av verdi. Tilstand bør kun inn som sekundærparametere der de har negativ påvirkning på miljøet.

Parametere for artsmangfold og naturvariasjon

Størrelse: er fornuftig nok inkludert i alle naturtypene i fjellet. Generelt kan det virke som trinnene for rabber og leside/tundra er noe lavt, mens det for snøleier er ok. Vi har imidlertid litt liten bredde i kunnskapen fra vårt ene besøk i ett område til å svare for bastant på dette. Vi har imidlertid noe erfaring fra både andre steder i Sør-Norge og Nord-Norge som tilsier at særlig leside og grashei/tundra typene bør ha høyere krav for å oppnå stor verdi på denne parameteren. Tilsvarende bør nok også grensene for trinnene liten og moderat tilstand justeres noe opp. Snøleier forekommer også av og til i større komplekse arealer, men disse er muligens noe sjeldnere skikkelig store og bør kanskje av den grunn verdsettes høyt på denne parameteren. Man bør også være oppmerksom på at rike snøleier i fjellområder med lite rik berggrunn, eksempelvis på ytre Vestlandet og i østlige og kontinentale strøk kan inneha særegne vegetasjonssamfunn og at snøleiene her bør kartlegges selv om de er små. Dette betyr at man trolig ikke kommer utenom å inkludere regionalitet i denne sammenheng eller påpeke at inndelingen i trinn er veiledende og må tilpasses region av kartlegger.

Forekomst av rødlistede arter: Bruk av denne parameteren i fjellet er noe mindre relevant enn i mange andre hovedtyper. Dette fordi trusselbildet ofte er nokså diffust og rødlista nokså umoden for mange grupper i dette miljøet. Eksempelvis er klimaendringer nylig vurdert som trussel for en rekke moser i fjellet, noe som har ført til at en rekke relevante arter har tilkommet i disse miljøene. Mange av disse artene er dårlig kjent og man bør kunne forvente endringer i kategori ved framtidige revisjoner av rødlista, noe som imidlertid ikke er et argument alene for å la de telle mindre i verdisettingen. Det vil uansett kreve mer arbeid før man kan formulere fornuftige grenseverdier mellom trinnene for denne parameteren, men siden opplegget fungerer slik at høyeste verdi i artsmangfold og naturvariasjon matrisen teller, så er det ikke avgjørende om rødlistearter forekommer eller ikke.

Antall unisentrisk og bisentrisk arter: Denne parameteren virker ok, men det må utarbeides en liste over disse artene med avgivelse av hvor de finnes.

Artsgruppesammensetning – Antall kalkkrevende diagnostiske arter: Denne parameteren vil alltid føre alle velutviklede kalkrike fjelltyper helt til topps med stor verdi siden antall arter for dette trinnet er satt lavt. De artene som er angitt i grunntypebeskrivelsene er kun et nokså begrenset utvalg og det er ofte fullt mulig å finne mange titalls kalkkrevende karplanter og moser på marken. I tillegg kommer mange arter på blokker og berg. Eksakt hvilke verdier som bør skille trinnene her er avhengig av hvilken region en befinner seg og hvor høyt over havet lokaliteten ligger. Man bør også merke seg at de aller rikeste typene ofte har et noe snevrere artsmangfold enn lokalitetene på ett kalktrinn under. Vi erfarte at rabber på marmor var nokså artsfattige, men at de artene som finnes er til dels svært kalkkrevende, blant annet ny høydegrense for og store mengder med reinmjelt.

Naturtypevariasjon: Det er naturlig at variasjon i naturtyper trekker opp, men det er slett ikke like naturlig at liten variasjon trekker verdien ned. Man kan tenke seg at man har et stort, velutviklet snøleie med store bestander av enkelte rødlistearter som er typiske for én eller få grunntyper. Funksjonen et slikt område har for et utvalg arter er like stor uavhengig av om det finnes flere andre typer i tillegg.

Oppsummering: Størrelse er nok en sentral parameter her når man med tiden får nok erfaring til å sette riktige trinnverdier. Rødlistearter bør raskt slå inn dersom de avdekkes, så trinninndelingen for denne parameteren virker fornuftig slik den ligger i dag. Det er imidlertid svært tidkrevende å avdekke mange av rødlisteartene i fjellet slik at potensiale for rødlistearter bør legges inn som egen parameter. Dette stiller krav til kompetansen hos kartlegger, men man bør forvente at personene som kartlegger naturtyper har oversikt over sentrale rødlistearter i miljøene de opererer i. Det er ikke mulig å snakke seg bort i fra at god kjennskap til karplanter og moser er helt nødvendig for å gjøre en presis kartlegging som gir en god prioritering av de viktigste lokalitetene i fjellet. Antall kalkkrevende arter bør brukes med kløkt, men denne parameteren kan utvikles til å bli relevant dersom man løser utfordringer med regionalitet/endringer i artsantall med høyden og finner et fornuftig nivå på hva man bør forvente av artskunnskap av kartleggere.

Verdisetting

Trinninndelingen for størrelse og diagnostiske arter kombinert med god tilstand (som det nesten alltid er i fjellet), førte til at vi fikk høyeste mulige verdi på alle våre lokaliteter. Dette virker ikke helt riktig, men det er viktig å huske på at området vi besøkte er svært spesielt i nasjonal sammenheng med forekomst av marmor på høy høyde. Men allikevel ville nok noen av lokalitetene fått en noe lavere verdi dersom de skulle blitt verdsatt etter DN-13.

Vi var tilbake på lokaliteten ved Steinhøfjellet to uker etter NiN-kartleggingen for å lete etter sjeldne moser i Artsdatabanken regi. På denne turen avdekket vi flere høyt rødlistede arter som vi ikke fant under NiN-kartleggingen. Årsaken er forskjellig fokus. Dette viser igjen hvor viktig det er å inkludere potensiale for rødlistearter man ikke har tid eller kunnskap til å ettersøke i verdivurderingen. Det kreves nokså god kompetanse på de gruppene man skal vurdere potensialet for dersom man skal treffe i vurderingene.

Vi har kommet frem til at det trolig er vanskelig å komme fram til andre, bedre egnede parametere for presis verdisetting av naturtyper i fjellet. Det betyr at man trolig ikke kommer utenom enten svært god artskunnskap eller en eller annen form for skjønnsutøvelse i verdisettingen for å korrigere for manglende muligheter for nyansering gjennom bruken av parametersettet for de ulike typene. Implementering av regionalitet på detaljnivå kan redusere behovet for skjønnsutøvelse, men bort fra en viss skjønnsutøvelse kommer man trolig aldri. Implementering av nye elementer vil imidlertid føre til økt kompleksitet noe som ikke er ønskelig i en allerede nokså kompleks verdisettingsmetodikk.

Slik metodikken foreligger nå teller tilstand og artsmangfold/naturvariasjon begge like mye på hver sin akse i verdisettingsmatrisen. Det er trolig at artsmangfold/naturvariasjon bør vektas høyere enn tilstand her for å øke mulighetene for nyansering av verdi.

5.8 Våtmark

Generelle kommentarer til hovedtypen

Biologisk viktige våtmarker er til stor del fanget opp av typene i NiN-appen. Men det er særlig to problemstillinger som vi ønsker å belyse. For det første er det i nordlige og høyereliggende strøk (mellomboreal, nordboreal og lågalpin) lagt opp til å fange opp svært store areal med relativt triviell myr, mens man i sørboreal og boreonemoral sone risikerer å ikke fange opp biologisk viktige restareal av til dels sterkt påvirket myr og sumpskog som fortsatt huser sjeldne arter. En løsning vil kunne være å legge inn de regionale forskjellene i definisjonene. Åpen myrflate bør kun kartlegges i sørboreal og boreonemoral sone, mens rik kildemyr, rik myr, rik myrskog og rik sumpskog bør kartlegges langs hele sonegradienten. I mellomboreal, nordboreal og lågalpin sone bør kun større myrkomplekser kartlegges (se f.eks. Intakte myrlandskap i nordlige eller høyereliggende strøk i NINA kortrapport 72). I sørboreal og boreonemoral sone er det riktig å la sumpskoger og myrer som er sterkt preget av grøfting inngå i NNF-laget da de kan være biologisk viktige områder (f. eks leveområder for nær truede

og truede arter). I mellomboreal, nordboreal og lågalpin bør kravet om intakthet være sterkere enn det er definert i dag.

Definisjon og avgrensning av de ulike naturtypene

Under våtmark inngår potensielt 19 forvaltningsprioriterte NNF-typer fordelt på 15 rødliste-NNF-er og 4 NNF-er som er definert av Miljødirektoratet. Kartleggingsenhetene var ikke tydelig definert og skillete fra hverandre i instruksene. Navnsetting skilte seg mellom NINA Kortrapport 72, NINA Rapport 1357 og NiN-appen for flere typer enn angitt i kartleggingsinstruksene. Tydelig definisjon og avgrensning mot andre typer fins for 9 av 19 NNF-er (NINA kortrapport 72), resterende 10 typer er enten svært overfladisk definert i Norsk rødliste for naturtyper eller inngår helt eller delvis under en av de definerte typene, men ofte med forskjellige navn. De 19 NNF-ene under våtmark er altså ikke hierarkisk uavhengige enheter og samme våtmark kan derfor bli kartlagt flere ganger med forskjellig navnsetting uten at egenskapene er forskjellige. Vi har i 2017 befart 11 av typene, men kun registrert 8 av typene pga. overlapp som nevnt over. Den videre diskusjonen baserer seg på erfaringene våre med disse våtmarkstypene.

For å få sammenlignbare data mellom kartleggere og over tid må typene være bedre definert og det må foreligge tydelige skiller. Det må også tas strategiske valg hva gjelder det hierarkiske forholdet mellom NNF-typer. I verdi-kartleggingen i 2017 er dobbeltkartlegging utført der dette har gitt merverdi. Det vil si at samme våtmark er avgrenset som flere NNF-er i de tilfeller dette har tilført ekstra informasjon om arealet. Dette gjelder for eksempel rik jordvannsmyr som overlapper med slåtte- og myr.

I de tilfeller der en våtmark kun er en mer snevert definert undertype av en annen NNF-type eller der navnsetting, men ikke innhold, er forskjellig er kun den NNF-en som er mest snevert definert kartlagt. Eksempel på dette er at NNF-en Rik myr- og sumpskogsmark ikke også er lagt inn som NNF-en Flommyr, myrkant og myrskogsmark.

Vi anbefaler å bruke de mest snevert definerte delene som første valg, mens areal som ikke oppfyller alle kriteriene bør kartlegges på et mer overordnet nivå. En annen tilnærming vil være å definere ut de mer snevert definerte typene fra det overordnede nivået og kalle resttypen for noe annet. I eksemplet med Rik myr- og sumpskogsmark og Flommyr, myrkant og myrskogsmark, kunne den fattige delen av NNF-en Flommyr, myrkant og myrskogsmark kalles Fattig myr- og sumpskog og få et annet sett av inngangsverdier der tilstand og objektinnhold blir viktigere.

Utfigurering

Fattig myr lar seg enkelt å utfigurere med støtte i flybilder, mens rikmyrer og slåtte- og myr krever noe mer av kartleggere i felt. Tresatt myr og sumpskog er vanskeligere å utfigurere i tett skog, men høydekoter og flybilder gir god hjelp. Svært grøftet sumpskog kan være vanskelig å utfigurere når den står i tilknytning til grøftet fuktskog (høgstaude- og flomskog etc.).

Inngangsverdier

Generelt er inngangsverdier dårlig beskrevet eller mangler for flere typer. Definisjonen av NNF-en sammenlignet med verdivurderingstabellene gir en pekepinn på om et våtmarksareal skal avgrenses eller ikke, men dette krever at man for hver enkelt potensiell NNF-areal må finne frem både definisjoner, beskrivelser (som mangler for flere typer) og verdisettingstabeller for de potensielle NNF-ene. Denne informasjonen er spredd på flere kilder og gjør arbeidet tidskrevende og upresist.

Eksempel:

Rødliste-NNF-en *Rikere myrflate i låglandet (EN)*

- NNF-en er kortfattet definert i Norsk rødliste for naturtyper som V6;7-15 og BS-A1, A2 etter NiN 1.0.
- NNF-en er ikke definert eller beskrevet i NINA kortrapport 72

- NNF-en inngår i *Rikmyr, rikere myrflate i låglandet, rikere myrkantmark i låglandet, åpen låglandskildemyr* i NINA-rapport 1357, men mangler her definisjon og beskrivelse. NNF-definisjonen etter NiN 1.0 er ikke oversatt til NiN 2.0 i rapporten.
- Inngangsverdier må leses ut fra det som inngår i tabell 65 i NINA rapport 1357 i kombinasjon med definisjonen i rødlisten. Dvs. at alle V6;7-15 og BS-A1, A2 etter NiN 1.0 med GI=1-3 eller GI=4 i kombinasjon med EG=1 eller EG=2 som er > 250 kvm skal kartlegges.

Som konklusjon kan sies at NNF-enes definisjoner, inngangsverdier, beskrivelser og verdisetting må samles i et og samme dokument og operere etter samme system.

Variable

Diskusjonen rundt parameterne i de neste avsnittene vanskeliggjøres av at mange av typene som omtales overlapper. Dette gjør det utfordrende å diskutere de ulike parameterne på en ryddig og enhetlig måte. Vi tar utgangspunkt i at de mer spesifikke typene, der de finnes, erstatter typer av mer generell art.

Variable for tilstand

Grøftingsintensitet 7GR-GI er en relevant parameter for alle typer våtmark. Toleransen for grøfting bør imidlertid variere mer mellom typer enn det er lagt opp til i metodikken så langt. Det er ikke naturlig å ha samme trinninndeling her for de aller rikeste myrene som for de mindre rike. I tillegg bør man også ha høyere toleranse for grøfting generelt i områder/regioner der aktuelle myrtyper forekommer sjelden eller huser særlig viktige artsforekomster. Uten en utstrakt satsning på regionalisering av denne parameteren vil det være behov for å overstyre verdien man kommer ut med for denne parameteren (med begrunnelse). Endringsgjeld 7GR-EG kan være en viktig variabel å vurdere, men med dagens definisjon forutsetter den at kartlegger kan se inn i fremtiden og vurdere sannsynligheten for endringer i artssammensetting basert på endrede miljøforhold bakover i tid. Det kan gi rom for mye usikkerhet og skjønn der kartleggere med forskjellig erfaring og kunnskap vil kunne vurdere variabelen ulikt. Hensyn til endringsgjeld kan, for typer man mener er svært relevant, eventuelt hensyntas på høyere nivå. Slitasje 7SE/TK og Eutrofiering 7EU har ikke vært aktuelt i våre undersøkelser, men når det gjelder slitasje/kjørespor er det lite samsvar med parameteren grøftingsintensitet. Kjørespor i myr vil kunne fungere som grøfter og ha like negativ effekt. Når man da fortsatt kan oppnå moderat tilstand når ½ arealet av lokaliteten er påvirket av kjørespor er det merkelig at man kun tolerer trinnet ubetydelig grøftingseffekt på samme tilstandstrinn. Man må huske på at de ulike parameterne slår ut på ulik måte i ulike naturtyper. Kjørespor i myr gir andre skader enn kjørespor på fastmark. Det må derfor gjøres individuelle tilpasninger for trinnene for mange parametere. Torvuttak 5AB-DO-TT: Differensiering er nødvendig, helst etter hvilken effekt torvuttaket har på naturverdiene i myra. Om bare en liten del av myra er berørt eller om hele myra er utsatt for torvuttak. Tidsaspekt spiller også inn da myrer restaurerer seg gitt lang nok tid- I lavlandet kan myrer utsatt for torvtekt og vannstands senkning inneha viktige verdier, mens kun vannstands senking (kraftig grøfting) gjerne vil forringe verdiene. Åpen foryngelseshogst 7SB-HI-ÅP er en variabel som også bør vurderes før avgrensning og fungere som del av inngangsverdi. Hvis mer enn 1/8 er hogget bør denne delen av lokaliteten ikke avgrenses (inngangsverdi 7SB-H-ÅP < 1/8). Skogbestandsdynamikk 7SD er en variabel som også bør vurderes før avgrensning og fungere som del av inngangsverdi. Den samvarierer med åpen foryngelseshogst da en skog i åpen fase gjerne har mer enn 1/8 av arealet hogget. En lokalitet med 7SD = 1 eller 2 bør ikke avgrenses (inngangsverdi 7SD > 2), mens 7SD = 3 bør vurderes som dårlig tilstand, 7SD = 4 som moderat og 7SD = 0 eller 5 bør gi god tilstand. Fremmedartsinnslag 7FA bør kun vurderes dersom den forventes ha negativ effekt på observerte *kvaliteter*. Det er lite relevant for lokalitetskvaliteter som for eksempel rødlistearter på død ved om den fremmede arten gravmyrt fins i feltsjiktet. Hvis kvalitetene i stedet ligger i den rike og frodige vegetasjonen i sumpskogen og det er en stor mengde av den fremmede arten kjempespringfrø i feltsjiktet så påvirkes de faktiske kvalitetene i lokaliteten av fremmede arter. Variabelen 7FA differensierer ikke mellom dette nå, men går først og fremst på påvirkning på karplantefloraen i lokaliteten og fungerer derfor ikke som en god tilstandsvariabel. Total tre- og

busksjiktsdekning 1AG-A-0/-B og Busksjiktsdekning 1AG-A/B samvarierer med gjengroing(endringsgjeld) etter grøfting/vannstandsending, potensiell gjengroing etter opphør av eventuell hevd og gjenvekst etter hogst av deler av lokaliteten. Det kan også være en naturlig tilstand for lokaliteten. Det er ikke gitt at hverken et tett tre- og busksjikt eller at et åpent tre- og busksjikt er negativt for den spesifikke lokalitetens kvaliteter. Dette er avhengig av hvilke påviste kvaliteter som fins i lokaliteten. Hevd angis heller ikke som en positiv påvirkningsfaktor i tabellen og det er ikke gitt at det er positivt med hevd. Bruk av tilstandsvariabelen 1AG-A0/-B er ikke faglig begrunnet i NINA-rapport 1537 og den er i tillegg upresis. Variabelen bør slettes fra tilstandstabellen. Dekning av gran 1AE-MB-D-Plab eller som den heter i NiN-app Mark- og bunnlevende art – Dekning MB-D-XY er lite relevant som generell tilstandsvariabel for Rik myr- og sumpskogsmark da en slik lokalitet kan være grandominert helt naturlig og ha lokalitetskvaliteter knyttet til både levende og død gran. I andre typer kan planting av gran eller innspredning fra plantet gran i nærheten utgjør en trussel, men variabelen 1AE-MB-D-Plab (MB-D-XY) fanger ikke opp disse forskjellene og bør slettes fra tilstandstabellen. Hvis innslag av gran faglig begrunnes som en viktig påvirkningsfaktor for lokalitetskvaliteten bør 1AE-MB-D-Plab (MB-D-XY) byttes ut med en variabel som faktisk beskriver problemet med uønsket gran.

Manglende variabler:

Beitetrykk: En del myrer og sumpskoger er påvirket av pågående eller tidligere beite. Dersom det dreier seg om beite fra sau eller lette storferaser, kan et midlere beitetrykk trolig være positivt så lenge det ikke er snakk om lokaliteter med sjeldne orkideer. Beite fra tunge dyr vil imidlertid kunne være svært negativt for enkelte lokaliteter då store deler av våtmarken vil kunne tråkkes helt i stykker. Noen tråkkspor som følge av lavt til middels beitetrykk med påfølgende blottlagt substrat vil som oftest virke positivt på mangfoldet.

Oppsummering tilstand myr:

Det er et stort behov for individuell differensiering av tilstandstrinn for våtmark i ulike deler av landet og langs høydegradienten. I tillegg bør beitetrykk inn som en sekundær variabel. Man bør også se på forholdet mellom primære og sekundære variabler, hvilken betydning disse har i forhold til hverandre og hvordan de vektes opp mot hverandre.

Variabler for artsmangfold og naturvariasjon

Størrelse er en viktig variabel for fastsettelse av verdier på myr og i sumpskog. Slik vi vurderer det så er en del av grenseverdiene her fornuftige etter de erfaringene vi har gjort oss, dette gjelder for eksempel i sumpskog der kriteriene for størrelse ligger nærme det som er biologisk relevant. Et viktig unntak er typen åpen myrflate som ikke bør kartlegges i høyereliggende strøk, da større arealer av denne typen bør dekkes inn av en komplekstype, mens mindre og fattige myrer i høyereliggende strøk ikke er hverken sjeldne eller truet eller særlig interessante biologisk. Grenseverdiene for rike og lavtliggende myrer er også alt for strenge. Det er ikke faglig begrunnet at disse lokalitetene bør være 50 daa for å score høyeste verdi. Vi observerer at verdien kan oppgraderes med rødlistearter, men dette lar seg bare gjennomføre i praksis dersom rødlisteartene faktisk påvises. Forekomst av rødlistede arter fungerer som en sekundær variabel som kan brukes til å oppgradere verdi. Vi mener at rødlistede arter må tillegges mye mer vekt enn som så. Forekomst av truede arter er en av mange viktige årsaker for å ta være på myr og da må man ha respekt for at mange høyt rødlistede arter kan finnes i selv små myrlokaliteter. Forekomst av minst én sterkt eller kritisk truet art må uansett gi utslag i høyeste verdi på denne variabelen i rikmyr. I tillegg bør forekomst av flere arter i lavere kategorier også gis en viktig rolle i verdisettingen. Mosaikkvariasjon på typenivå er ikke nødvendigvis noe positivt en våtmark. Hvis en kartleggingsenhet har et svært rikt og frodig feltsjikt, vil ikke partier med fattige vegetasjon trekke verdien oppover slik det nå er lagt opp til. Derimot vil mer småskala variasjon som forekomst av små vannspeil, sokler, svært våte og treløse partier etc. kunne bidra til høyere lokalitetskvalitet, men da må en annen variabel brukes. Antall læger, gir et veldig grovt bilde av potensial for rødlistearter da det ikke er kun antall læger som avgjør potensialet (f. eks. mangler informasjon om treslag, detaljert nedbrytningsgrad, type røte, lysåpen død ved eller skyggefull, våt eller tørr død ved med eller uten bakkekontakt mfl.). Andel mye nedbrutte

læger (+ grov gadd) kan gi kunstig høy lokalitetsverdi dersom det er få dødved elementer, men alle en mye nedbrutt. Trinninndelingen for disse variablene er også lite relevante da små mengder død ved av god kvalitet for en gitt art kan ha høy biologisk verdi, men gir lav lokalitetskvalitet, mens store mengder død ved av dårlig kvalitet for en gitt art har lav biologisk verdi, men gir høy lokalitetskvalitet. Det er også problematisk at trinninndelingen for forekomst av læger i NINA-rapport 1537 ikke er den samme som trinninndelingen i NiN-app.

Manglende parametere:

Forekomst av diagnostiske arter: Dette er en svært viktig parameter for å si noe om mangfoldet og de eksakte miljøforholdene på myra. Det bør angis en liste over kalkkrevende moser og karplanter i rikmyr og det bør utarbeides en trinninndeling for hvor mange arter som behøves for hvert av verditrinnene for ulike typer myrer i ulike deler av landet og langs høydegradienten. Vurdering av potensiale for rødlistearter: Rikmyr er et svært viktig habitat for mange rødlistearter, og mange av disse artene lar seg ikke påvise i felt i forbindelse med normal naturkartlegging med de ressursene dette vanligvis innebærer. Man må derfor ha muligheten til å bruke erfaring/regionkunnskap for å fastsette et potensiale for rødlistede arter i lokaliteten. Denne parameteren bør sidestilles med faktisk påviste arter, men bør trolig generaliseres noe mer og for eksempel deles inn etter hvor mange ulike rødlistearter det kan være potensiale for. På en gitt rikmyrlokalitet i en gitt region kan det eksempelvis være potensiale for minst 10 rødlistede arter i kategoriene VU, EN og CR. Dette kan brukes som skille fra en lokalitet i en annen region som tilsvarende bare har potensialet for halvparten så mange arter. Potensial for rødlistearter må også vurderes mer direkte i sumpskog da artskravene er mer spesifikke enn at de lar seg kvantifisere ved hjelp av grove variabler som f. eks. antall læger der informasjon om mye av det som kan være avgjørende for om du finner en rødlistet sopp eller bille mangler. Regionalisering: Det bør vurderes om enkelte regioner bør favorisere når det gjelder enkelte myrtyper, men vi har foreløpig ikke konkrete forslag til hvordan dette kan løses. Småskala mosaikkvariasjon: For sumpskog er mye av variasjonen som danner grunnlaget for det rike artsmangfoldet knyttet til småskala naturvariasjon om inkluderer blant annet sokkeldannelse, små vannhull, tuer og sig. Dette kan ha til dels stor innvirkning på variasjonen og verdien til en lokalitet.

Oppsummering artsmangfold og naturvariasjon myr:

Det må foretas systematiske justeringer av størrelseskrav, særlig for lavereliggende myrlokaliteter. I tillegg bør en øke betydningen av rødlistede arter og innføre registrering/telling av diagnostiske arter for ulike rike myrtyper. Potensiale for rødlistearter bør også implementeres. Ta frem forslaget til faktaark for ulike myrtyper og sumpskogstyper fra 2014 for å finne mye relevant informasjon om relevante parametere.

Verdisetting

I verdisettingen for våtmark spiller faktiske naturverdier en alt for liten rolle i fastsettingen av lokalitetskvalitet. Som i alle andre hovedtyper drar god tilstand kvaliteten automatisk opp på de to øverste trinnene. Det er i seg selv ikke galt, men mulighetene til å nyansere og skille mellom gode og litt mindre gode lokaliteter er dermed redusert. Det er positivt at størrelse spiller en viktig rolle i verdisettingen, men det kreves en langt mer omfattende nyansering av trinninndeling mellom ulike typer myr og sumpskog.

Det er et behov for fastsettelse av inngangsverdier, særlig for typer som åpen myrflate dersom den skal videreføres. Slik det er i dag skal ALL myr kartlegges og de aller fleste lokalitetene oppnår høy verdi. Dette er ikke fornuftig. I tillegg må det ryddes i typeinndelingen for myr og etableres et hierarki for prioritering med tilhørende verdisetting dersom det er overlapp mellom flere typer.

5.9 Hule eiker

Definisjon og avgrensning

Hule eiker er en utvalgt naturtype som er definert som eiketrær med omkrets på over 200 cm eller synlig hule eiketrær med en omkrets på over 95 cm. I forskriften unntas hule eiker i produktiv skog, mens slike inngår i verdisettingsprosjektet.

Utfigurering

Ved utfigurering av hule eiker er instruksjonen for avgrensning fraveket i samråd med Miljødirektoratet. Instruksjonen angir at eiketrærne skal avgrenses som sirkelformet polygon med radius på 20 m (areal 1256 kvm). Etter diskusjon er eiketrærne i verdisettingsprosjektet avgrenset ved trekronens ytterkanter. Dette både fordi avgrensning av et punkt med 20 m radius ikke lar seg gjøre i NiN-app og at det derfor blir både upresist og tidskrevende å lage sirklene på fri hånd og fordi vi ble enige om at det var mer hensiktsmessig å avgrense trekronen (som omtrent tilsvarer rotsonen). Vurdering av dekning av igjenveksttrær etc. er derfor gjort under trekronen og *ikke* i et areal på 1256 kvm.

Inngangsverdier

Definisjonen er entydig og alle eiketrær som oppfyller den er derfor innenfor NNF-typen.

Parametere for tilstand

I tilstandstabellen er kun variablene Dekning av gjenvæksttrær og Dekning av busksjikt tatt med. Utskygging av stammen og kronen blir derfor de eneste tilstandsvariablene som teller. Det er forskjell på naturlig forekommende buskvegetasjon og hasseltrær rundt eiketrær som er vant til å ha slik vegetasjon rundt seg, og oppslag av busker og løvtrær rundt eiker som normalt ikke har slikt oppslag under/opp i trekronen. Sistnevnte tar gjerne livet av eiketrærne ilt relativt kort tid, og mangfoldet knyttet til slike eiker krever gjerne høyere temperaturer og lavere fuktighet (altså åpnere forhold).

Manglende parametere

Kulturspor/menneskelig påvirkning: Det er relevant å vite om hele greiner eller deler av greiner eller stamme er kappet. En eik der både døde og døde greiner er fjernet vil ha færre livsmiljøer for arter enn en eik som har både levende, døde og døde greiner og stammepartier. Styving, sementfylling, bolter, barduner, førsøpling etc. er andre variabler som foreslås registrert i NINAs eike-database (Petersen og Klock 2011).

Parametere for artsmangfold og naturvariasjon

I tabellen for artsmangfold og naturvariasjon gis alle trær som er synlig hule høyest score. Dette er bra, men forekomst av rødmyld bør også vurderes da en hulhet uten rødmyld eller myld i det hele tatt, gjerne er utelukket som levested for brotparten av de hultrelevende artene. Variabelen Størrelse er for lite differensiert da den store forskjellen mellom et tre med 301 cm i omkrets i brysthøyde og et tre med 600 cm i omkrets i brysthøyde blir borte slik tabellen for Artsmangfold og naturvariasjon er laget. Variabelen Barksprekker gir også enkelt høy score da det er nok at et tre har over 3 cm dype barksprekker for å få høyest score. Tabellen legger opp til stor differensiering for de yngre trærne med mindre interessant biologisk mangfold og lite differensiering for de biologisk mest viktige trærne.

Manglende parametere

Døde greiner og døde partier på stammen: I handlingsplan for Hule eiker (Direktoratet for naturforvaltning 2012. Handlingsplan for utvalgt naturtype hule eiker) beskrives forekomst av døde greiner i kronen og døde partier på stammen som viktige variabler for å vurdere en eiks potensielle levesteder for mange sopp- og insektarter som er knyttet til eika. Hulhet med myld og forekomst av grov dødved er de to klart viktigste faktorene for de fleste rødlisteartene knyttet til eiketrær. Uten dette er det svært få rødlistede insekter og sopp som kan leve på/i trærne.

Vitalitet: Femdelt skala foreslås i NINAs eikedatabase med trinnene: 1) friskt, 2) klart minsket vitalitet (50-20% av kronen vital), 3) lav vitalitet (<20% av kronen vital), 4) dødt stående og 5) dødt liggende. En forenkling av skalaen bør vurderes.

Treform: Tredelt skala med 1) lav og vid krone, 2) mellomting og 3) høy krone foreslås som variabler i NINAs eikedatabase. Treform er ikke spesiell, viktig for artsmangfoldet, men det sier noe om oppvekstforholdene, og dermed noe om skjøtselsbehovet.

Eiker i omgivelsene: Data som legges inn om eik i NINAs eikedatabase skal også inneholde informasjon om antall forskriftseiker eller andre eiker som står i nærheten av den kartlagte eiken. Det bør vurderes om dette er en relevant variabel også i kartleggingen av NNF-typen hule eiker. Undersøkelser på rødlistede biller knyttet til hule eiker i Oslo og Akershus viser en klar positiv sammenheng mellom antall hule eiker innenfor et begrenset areal og potensialet for rødlistearter (Olberg 2016).

Regional og lokal plassering: Eiketrær som står i en sommervarm region, plassert på en varm og delvis eksponert lokalitet, har et langt større potensial for forekomst av rødlistearter (Olberg 2016). Dette er derfor en viktig variabel for vurdering av eikas kvalitet. Sørvendt/nordvendt plassering påvirker også mangfoldet i samme grad som gjenveksttrær.

Verdisetting

Hul eik har særlig stor forvaltningsinteresse og verdien kan derfor kun settes til viktig (2), svært viktig (3) eller særdeles viktig (4). Hvis et tre står så pass åpent at det får god tilstand vil selve treets egenskaper telle svært lite for den samlede verdien. For eksempel vil et eiketre som ikke er hult, er 201 cm i omkrets og har glatt bark få høy kvalitet (2) og derfor verdi som svært viktig (3). Et slikt tre ville fått C-verdi i DN-håndbok 13-kartlegging, med begrunnelsen at det ikke per i dag har kvaliteter (livsmiljøer som hulrom, død ved, barksprekker etc.) for et stort mangfold av arter. Til sammenligning vil en hul eik, med omkrets på 700 cm og 7 cm dype barksprekker som står i en gjengrodd hagemark (tilstand dårlig) komme ut med samme samlede kvalitet og samme verdi (svært viktig (3)). En slik eik ville i DN-Håndbok 13-kartleggingen gis A-verdi, med begrunnelsen at det har stor variasjon og mangfold i livsmiljøer og derfor har potensial for et stort mangfold av arter. Eika ville også angis å ha et stort skjøtselsbehov. Riktig skjøtsel kan på kort tid legge til rette for gode lysforhold for eika og dette sammen med treets mangfold av livsmiljøer vil raskt gjøre det til en særdeles viktig biotop for et mangfold av arter. En yngre eik, slik skissert ovenfor, ville ikke like raskt kunne utvikle livsmiljøer for arter da dette er prosesser som kan ta 100 år. NiN-metodikken for verdisetting av hule eiker klarer altså per i dag ikke å skille på kvaliteten og verdien på disse to eksempel-eikene. Dette til tross for at de, fra biologisk mangfold sin side, er helt forskjellige. Det framgår heller ikke entydig fra registrerte data at riktig skjøtsel vil kunne heve verdiene for den store eika. I Notat datert 09.06.2011 fra Direktoratet for naturforvaltning om registrering av eik legges også vekt på registrering av naturtyper i omgivelsene til eika, til dels i tråd med instruksjonen for NiN-verdi-kartleggingen. NINA anbefaler også at det samles inn data på hvor mange andre forskriftseiker eller mindre eiker som fins i omgivelsene (mangler i NiN-verdi-instruksjonen).



Figur 2: Eika til venstre har per i dag få kvaliteter som tilsier et stort biologisk mangfold, men kommer ut med samme samlede verdi (Svært viktig (3)) som den hule eika til høyre som har store biologiske kvaliteter, men som står til dels skyggefullt i gjengrodd/gjenplantet beitemark.

5.10 Skog

Definisjon og avgrensning

Alle de foreslåtte skogtypene vil kunne fange opp arealer med spesiell betydning for biologisk mangfold. Det er imidlertid flere utfordringer og mangler i oppsettet, som vil kommenteres mer inngående nedenfor:

- Fravær av en tydelig hierarkisk oppbygning av typene
- Flere viktige typer mangler eller er etter vår oppfatning feildefinert
- Fravær av inngangsverdier (spesielt de rødlistede typene)
- Inngangsverdier som fører til å fange opp svært store areal

Utfigurering kan ofte være en utfordring, spesielt i forholdsvis homogene skoglandskap, hvor endring i trealder og andre viktige strukturer kan være subtil, både i felt og ikke minst på kart/ortofoto. En minstepørrelse på 250m² (0,25 daa) er vanskelig å forholde seg til i skog. Det vil risikere en veldig komplisert kartlegging med mange små og oppsplittede fragment av lokaliteter. For skog med verdier knyttet til gammelskog og rik barskog (men ikke kalkskog) bør 2 daa. kunne utgjøre en relevant inngangspørrelse. For mer spesialiserte og sjeldne skogtyper kan 1 daa. fungere som minstepørrelse, f.eks. for flomskogsmark. For naturtyper som ofte opptrer mer fragmentert og i små bestander, som enkelte kalkskogstyper (f.eks. kalklindeskog), kan en vurdere minsteareal ned til 0,5 daa.

Hierarkisk oppbygging

Vi har i flere sammenhenger etterlyst en mer hierarkisk oppbygging av naturtypene, hvor en har mulighet til å velge snevert avgrensede typer i de tilfeller når det er mulig, og mer generelle typer i de tilfeller underliggende typer forekommer i mosaikk eller der hvor typeinndelingen og beskrivelsessystemet i NiN ikke helt klarer å fange opp den virkelige variasjonen i naturen. En slik hierarkisk oppbygging er laget for kalkbarskog, og lignende bør kunne gjøres for de fleste (trolig samtlige) skogtyper.

En altfor snever definisjon av skogtyper vil kunne føre til at viktige typer blir uteglemt eller ikke fanget opp. Et par eksempler er fra vår kartlegging på Trulsås i Larvik, Vestfold. Sørvest i rutepakken har vi kartlagt NNF-lokaliteten Trulsås NØ (kalkrik bøkeskog). I vestre del av lokaliteten måtte vi utelate en del gammel og rik skog med mye dødved av både bøk, osp og gran, fordi definisjonen av NNF-typerne er for snevre hva gjelder tresjiktsdominanse. Dette er typisk blandingsskog, hvor ingen av de aktuelle treslagene oppnår 50% dekning. Tilsvarende, men nesten enda mer prekært, var det i midten av rutepakken et svært område med rik og til dels gammel løvskog, som ikke heller tilfredstilte naturtype-definisjonene. Dette området tilsvarer til dels naturtypelokaliteten Kvernhusdalen Ø i Naturbase. Her finnes element av flere av naturtypene i prosjektet: Kalkrik bøkeskog, lågurt-eikeskog, rik ospeskog og rik alm-lind-hasselskog. Edelløvtrær samt osp var dominerende i tresjiktet. Likevel var det ikke, muligens utover på svært små areal, treslagsdominans over 50% av noen av de aktuelle treslagene. Derfor ble det ikke avgrenset noen NNF-lokalitet her. I det første eksemplet manglet altså en spesifikk forvaltningsrelevant type: Rik/gammel blandingsskog. I det andre eksemplet manglet en mer generell type som kunne samlet de underliggende mer snevert definerte, som f.eks. Rik edelløvskog. Det må også gis noe frihet til kartlegger, enten via definisjonen av typene eller i kartleggingsinstruksen, til å tilpasse typene/beskrivelsen til virkeligheten. I det siste eksemplet må en kunne vise at det er betydelige naturverdier knyttet til gammel osp, selv om naturtypen i seg er en typisk edelløvskogslokalitet og uten at kriteriene for rik ospeskog oppfylles.

NNF-typer av skog

Det er opplagt flere viktige naturtyper i skog som ennå mangler som NNF. I tillegg til nevnte Rik/gammel blandingsskog, så mangler alle friske/fuktige edelløvskogstyper - oftest dominert av ask/or eller alm/or. Fra rutepakken Ljanselva i Oslo kan nevnes lokaliteten Munkerudsaga, hvor avgrensningen nok ville blitt større om en hadde inkludert askedominert skog. Lokaliteten var nok også helt i grenseland for i det hele tatt å kunne utfigureres etter gjeldende regler, fordi andelen alm, lind og hassel muligens ikke oversteg 50%. I rutepakken Løkkeåsen ble flere større områder med skog dominert av ask og spisslønn ikke kartlagt, siden de ikke falt innenfor kriteriene for noen av NNF-typerne.

Skog med lungeneversamfunn overensstemmer ofte med skog med rikt arts mangfold. Samtidig er dette også en type som i veldig stor grad overlapper med andre typer (regnskogstyper på Vestlandet, rik ospeskog, alm-lindeskog, blandingsskog (i den grad denne blir en type) på Østlandet. Det settes derfor noe spørsmålstegn ved om dette bør være en egen type eller om det aktuelle arts mangfoldet likevel vil fanges opp under andre typer. Indikatorartsforekomstene kan f.eks. utgjøre et av grunnlagene for definisjon og avgrensning av andre typer. Her må det også tenkes på at indikatorverdien til de aktuelle artene er svært forskjellig i ulike deler av landet, og at inngangsverdiene bør regionaliseres.

Det er positivt og etter vår mening riktig at ospeskog er utpekt som en NNF-type. En av hovedbegrunnelsene angitt i NINA-rapporten er at eldre ospeskoger med gammel, grov og hul osp utgjør levested (hotspot-habitat) for rødlistearter fra flere organismegrupper. Disse artene er i hovedsak knyttet til gammel osp og/eller dødved av osp. Det nevnes også i rapporten at lågurtospeskog i seg selv neppe er et hotspot-habitat. At som nå definere inn all skog med 50% dominans av osp fra svak lågurt og rikere vil innebære at en treffer en god del skog som ikke har vesentlige naturverdier i dag (men som evt. kan ha det om 30-40 år), samtidig som deler av hotspot-habitatet for rødlistearter knyttet til osp (i den grad det befinner seg på blåbær/bærlyngmark) ikke vil fanges opp av den foreslåtte typen. Naturtypen burde derfor i større grad fokusere på gammel ospeskog, med inngangsverdier knyttet til

gamle trær og død ved. Også for denne typen er spørsmålet hierarkisk oppbygging og snevre/vide definisjoner et aktuelt tema. Både Rik boreal løvskog og Gammel boreal løvskog burde være aktuelle NNF-typer på overordnet nivå som kunne dekke flere mer snevre typer.

Inngangsverdier, eller heller mangelen på inngangsverdier, er en svakhet ved definisjonen av NNF-typerne. Det gjelder spesielt typene som er hentet direkte fra rødlisten, men også for mange av de andre typene i rapporten. Her er igjen spørsmålet om hvor store areal forvaltningen ønsker å fange opp: Skal det fokuseres på å fange opp det som har viktige naturverdier i dag, eller skal alt som kan få (eller restaureres til) vesentlige naturverdier i et 50-100 (-200)-årsperspektiv fanges opp? Etter vår oppfatning vil mangel på inngangsverdier føre til at en fanger opp altfor store arealer med liten grad av naturverdi i dag. I rødlisten for naturtyper er skogbruk og medfølgende tilstandsreduksjon nevnt som viktig påvirkningsfaktor på naturtyper i skog. Uansett om en skogtype er rødlistet eller ikke, så vil en skog i hogstklasse 1-2 neppe utgjøre en funksjonell skog for de arter og økosystem en ønsker å ivareta. Alle NNFer i skog bør derfor ha inngangsverdier knyttet til skogtilstand/skogalder. Ellers vil f.eks. stort sett all skogsmark på kalkberggrunn komme ut som NNF, og kan i teorien kartlegges direkte ut fra berggrunnskart og flyfoto. Det kan heller ikke være meningen at flatehogster skal kartlegges som NNFer, selv om det er rike eller rødlistede typer. Inngangsverdier bør kunne variere avhengig av skogtype, for de fleste kalkrike typer bør hogstklasse 4 være et minimum, for et par av kalktypene kan muligens hogstklasse 3 vurderes, og for gammelskogene bør naturskog eller naturskogsnaere deler av hogstklasse 5 være et minimum.

For Gammel granskog som ikke er naturskog er det nok ofte begynnende sammenbrudd og dødveddannelse som motiverer avgrensning, uavhengig om det finnes trær over 150 år eller ikke. Trealder er også ofte vanskelig å vurdere i felt, og heller ikke sammenlignbart innad i typen siden omløpstiden i gammel granskog varierer svært mye med bonitet. Som et alternativ til trealder bør derfor også dødvedmengde kunne definere naturtypen, forutsatt at en utelukker fersk nedfallsskog (f.eks. at en mengde trær blåser ned i kanten av en ny hogstflate. En mulighet kunne også være å tenke et samlet mål for viktige strukturelementer som inngangsverdi. Et slikt begrep kan være REM (ReferansElementMengde), hvilket utgjør den samlede mengden av gamle trær, stående dødved og liggende dødved, målt enten som antall trær/daa, m³/daa eller som prosent av samlet antall trær eller samlet volum trevirke. Et slikt mål ville ta høyde for at strukturelementer som definerer verdifull gammelskog kan finnes enten som gamle, levende trær eller søm dødvedelementer. En inngangsverdi på 3 trær ≥ 150 år for all gammel granskog uten differensiering på region eller høydelag gir også en svært skjev fordeling. I lavlandet i boreonemoral og sørboreal sone finnes knapt trær over 150 år. Likevel vil slik skog kunne være svært produktiv og ha store naturverdier knyttet til dødvedforekomster, rødlistearter m.m. I fjellnær skog i innlandet vil kanskje alle trær være over 200 år over store arealer, uten at det nødvendigvis forekommer mange strukturelementer eller at skogen har spesielt stor betydning for rødlistearter. Et innslagspunkt for god tilstand på 150 år (80 år for noen typer ifølge kartleggingsinstruks) kan av den grunn fungere greit i enkelte høyproduktive lavlandsområder, mens dette tallet bør minst dobles og kombineres med andre verdiparametere i mer skrinne og høyereliggende områder. Et eksempel fra vår kartlegging er Bjønnhaugen i Nordre Land i Oppland. Her har vi avgrenset flere relativt store områder med gammel granskog, hvor det er klare naturkvaliteter med gode forekomster særlig av gamle trær, men også stedvis død ved, i noe som likevel kan betegnes som normalskog. Her er det imidlertid mulig at det er enda større areal som har over inngangsverdi på gamle trær, og at vi sånn sett burde avgrenset større NNF-areal som strekker seg utover fra rutesvermen.

En annen problemstilling er knyttet til hvor vidt svake lågurttyper skal inkluderes i kartlegging av NNF typer der rikhet definerer typen. For enkelte typer med begrenset utbredelse kan dette synes fornuftig, mens det for andre typer, eksempelvis lågurt-lyngfuruskog, kan man fort ende opp med svært store kartlagte areal.

Det er også en del utfordringer knyttet til hvordan man skal forholde seg til NNF-typen beiteskog. Det som finnes av beskrivelser eller verdisettingsopplegg om denne typen er ikke egnet til å foreta en god kartlegging. Det mangler først og fremst tydelige inngangsverdier for hvor beitepreget lokaliteten skal være i dag for å kartlegges som NNF. Stort sett all skog i Norge har vært i bruk som utmarksbeite. I noen skoger har bruken fortsatt lenger og det kan då være tydelige tegn i feltsjiktet på at skogen har vært beitet, uten at man for den skull kan påvise noen biologiske kvaliteter som dette har gitt opphav til. For eksempel kan en skog ha store mengder sølvbunke i feltsjiktet. Dette er ofte et tegn til at skogen har vært beitet, men gir i seg selv ikke skogen større biologiske kvaliteter enn tilsvarende skog som ikke har sølvbunke i feltsjiktet. For at beiteskog skal fungere som NNF-type må den være mer snevert definert og innholde tydelige inngangsverdier. Skillet mellom en tidligere beitet skog og en svært gjenngrodd kulturmarkseng som opprinnelig var spredt tresatt er heller ikke godt definert

Parametere

Tilstand

Skogbestandsdynamikk er en god grunnleggende parameter for tilstand i skog. Men trinnene ligger etter vår mening altfor lavt, og det altfor enkelt å komme ut med God tilstand. I tillegg er trinnene i liten grad differensiert mellom ulike skognaturtyper og mellom regioner/bioklimatiske soner. Som vi allerede har nevnt bør ikke de laveste alderstrinnene være med innenfor definisjonen av typene og bør følgelig ut av tabellen. All gammel normalskog (Hk 5) kan ikke sies å tilsvare god tilstand for alle skogtyper. Her bør en kunne sette et tilleggskrav for en viss mengde av elementer som gamle trær, stående og/eller liggende dødved (evt. REM, som nevnt i forrige avsnitt). For Gammel granskog og furuskog kunne skogbestandsdynamikk godt vært brukt som parameter, men hvor de ulike klassene innenfor naturskog kunne vært brukt for å skille på tilstandstrinnene. Her må det imidlertid bemerkes at klasseinndelingen for naturskog i NiN 2.0 fortsatt er svært mangelfull og ikke tilpasset kartlegging av naturtyper i en relevant skala. BioFokus har i forbindelse med metodeutvikling for skogkartlegging (Thylén og Blindheim 2017) levert forslag til klasseinndeling for naturskog i NiN. Kort fortalt er følgende klasseinndeling foreslått:

Svak naturskog er eldre skog som aldri har vært flatehogd (intakt/ubrutt mark- og tresjiktskontinuitet siste to tregenerasjoner), men som er forholdsvis fattig på gamle trær og død ved.

Gammel elementrik naturskog er gammel naturskog med mer enn 30 % REM. Tallene er valgt ut fra forskning som viser at dødvedtilknyttede arter trenger dødvedmengde over visse terskelverdier for å etablere seg i et gitt område (under visse forutsetninger, bl.a. forekomst i landskapet og dødved av relevante kvaliteter).

Urskogsnær naturskog – klimaks/bledningsfase. Naturskog med >75% REM gamle trær og død ved (=funksjonell urskog). Flersjiktet og fleraldret skog med dødved i alle nedbrytningsstadier. Forekomst av ulike skogfaser på liten romslig skala.

Storskala-forstyrrelses-naturskog. Naturskog som har vært utsatt for storskala naturlig forstyrrelse, som skogbrann, stormfelling eller omfattende insektangrep og som derfor ikke nødvendigvis faller inn under de andre klassene av naturskog.

Ved bruk av en slik inndeling ville f.eks. Gammel elementrik naturskog og Urskogsnær naturskog kommet ut med god tilstand, mens Svak naturskog og elementrike deler av Gammel normalskog ville kommet ut med moderat tilstand, mens det ikke ville eksistert dårlig tilstand for denne parameteren innenfor definisjonen av naturtypen.

Sjiktning er en annen parameter i NiN, som sier en del om tilstanden i skogen, og som kunne vært brukt i vurderingen av lokalitetskvalitet. Den vil ofte følge parallelt med naturskog, men kan spesielt være relevant for å skille tilstand i gammel normalskog.

Åpen hogst kan fjernes som verdisettingsparameter. Flatehogde areal skal normalt ikke komme innenfor avgrensningene. I enkelte tilfeller kan mindre areal med hogd areal av praktiske grunner komme innenfor en avgrensning, men bør da ha lite å si for verdien. Parameteren kan muligens, som nevnt i rapporten, være med som registreringsparameter for å kunne se på endringer i framtiden.

I noen tilfeller ser vi at noen parametere for tilstand slår tungt ut på endelig lokalitetsverdi selv om det trolig ikke er grunnlag for dette. Dette skyldes forekomst av antatt negativ påvirkning av generell art som ikke nødvendigvis påvirker verdiene i lokaliteten negativt på nåværende tidspunkt. Fremmedarter er eksempelvis viktig å registrere, og har betydning for tilstand og framtidig forvaltning av et område. Derimot ser vi sjelden, i hvert fall på Østlandet, at parameteren har så stor betydning at den alene bør kunne styre verdisetting av skog. En kalkfuruskog med stort innslag av fremmede mispler vil fortsatt kunne ha akkurat de samme positive kvalitetene, og fremmedartsinnslaget bør da ha mer å si for skjøtselsanbefalinger enn for verdisetting. I bynære områder ser vi derimot at flere negative parametere samlet sett kan redusere tilstanden på lokaliteter vesentlig, f.eks. fremmedarter, slitasje og evt. forsøpling. I edelløvskoger eller andre rike skoger på Vestlandet eller nordpå kan vi ha noe mer forståelse for at stort innslag av f.eks. platanlønn eller plantede bartrær kan ha stor innvirkning på tilstanden i et område, og sann sett påvirke verdien. Likevel bør Fremmedartsinnslag kun være en sekundær variabel, som ikke på egen hånd kan styre tilstanden. Uansett bør en nok trekke ned trinnene noe, slik at kun trinn 4-5 fører til moderat og 6 til dårlig. For gammel furuskog og Gammel granskog er parameteren svært sjeldent relevant for verdisetting og kan fjernes.

Mye av resonnementet ovenfor om Fremmedarter gjelder nok for mange av parameterne som er brukt for tilstand, bl.a. Ekspansjon av gran/bøk, Busksjiktdekning/tilgroing, Slitasje, Ferdsel med tunge kjøretøy (hvor ofte er denne relevant i kalkbarskog?), og Beitetrykk. Disse parameterne får i gjeldende situasjon for stor innflytelse for fastsettelsen av endelig Lokalitetskvalitet. De bør kun være sekundærvariabler, og kun i samvariasjon kunne redusere Tilstanden.

For beiteskog må det også skilles på om variasjonen i tresiktsdekning 1AG-A-0 skyldes delvis hogst eller er et resultat av tidligere beite da variabeln i seg selv ikke sier noe om dette. Variabeln Beitetrykk gir rom for å kartlegge skogkledt areal uten beitespor i dag som lokaliteter med moderat tilstand. Her blir det tydelig at konkrete inngangsverdier må til for å luke bort all skog som har vært beitet, som ikke beites per i dag og som ikke har biologiske kvaliteter knyttet opp mot tidligere beite. Skog som har svært høyt beitetrykk eller som er overbeitet bør ikke kartlegges som NNF-typen beiteskog, dersom det ikke foreligger konkrete data på at skogen har kvaliteter som er utviklet ved et lavere beitetrykk. For beiteskog ligger variabeln /FA under tabellen for Artsmangfold og naturvariasjon og ikke tilstand, noe som ikke er begrunnet og som forefaller merkelig.

Artsmangfold og naturvariasjon

Størrelse og forekomst av rødlistearter er gode variabler å bruke for verdisetting. Det er fornuftig at rødlistekriteriet er brukt med ulike rødlistestatus og artsantall på de ulike trinnene. Dette burde i større grad tillempes også for andre naturtypegrupper enn skog. For rødlistearter er det viktig også potensial tas med, da mange arter/grupper kan være vanskelige å finne under alle deler av feltsesongen. Det er heller ingen av oss som klarer å finne alle relevante rødlistearter til enhver tid, men vi sitter ofte med god kunnskap om økologiske grupper vi ikke nødvendigvis klarer å artsbestemme ned til artsnivå. Rødlistearter der oppføringen på lista er knyttet til sykdommer, jakt og lignende, og ikke til forekomst/kvalitet av leveområde bør ikke telle med. Dette gjelder ikke minst forekomst av alm og ask. Forekomst av andre forvaltningsrelevante arter og/eller relevante indikatorarter

bør også kunne inkluderes i verdisettingen, f.eks. signalarter knyttet til gamle trær/død ved, og forekomster av typiske edelløvskogsarter/kalkindikatorer. Dette er allerede gjort for enkelte skogtyper (lungeneverskog og regnskog) og for typer i fjellet der forekomst av bi-/unisentriske arter virker inn på verdien.

For Størrelse er det viktig at lokalitetskvaliteten kan korrigeres av enten artsforekomster og/eller skogtilstand (Skogbestandsdynamikk/dødvedmengder) eller faktiske og potensielle artsforekomster, se mer under avsnittet om verdisetting. I tillegg er regionalisering innen ulike typer viktig her. En barskog i nordboreal sone er ikke det samme som en barskog i boreonemoral sone

Dødved-parameterne er kompliserte å bruke, både i felt og i teorien. Det er positivt at det er gjort forskjell i trinnene avhengig av bonitet. Det er mulig at en her også burde ha vurdert forskjeller regionalt eller hva gjelder vegetasjonssone. Prinsippet om at høy andel sterkt nedbrutt dødved alltid øker verdien er usikker. En god fordeling av lite, middels og mye nedbrutt er jo det som mest riktig indikerer kontinuitet, mens (i ytterste konsekvens) 100% mye nedbrutt indikerer en begrenset periode med dødveddannelse og deretter et kontinuitetsbrudd. For naturtyper hvor kontinuitet i dødved er et poeng ville f.eks. 40-60% mye nedbrutt trolig vært et bedre mål på «mest ideelle» andel. Et annet problem er at grenseverdiene for dødved-variablene til NNF-ene i NINA rapport 1357 ofte ikke samstemmer med trinn grenser for dødvedelementer som anslås for NiN-typerne. Bruk av 20 cm diameter som grense mellom trinn fungerer derfor dårlig så lenge en kun registrerer 10-30 og ≥ 30 cm i NiN-appen. Slik det står nå må kartlegger vurdere mengde død ved både i henhold til trinnene i dødvedskalaene i generell NiN-metodikk og i henhold til grenseverdiene i NINA rapport 1357.

For beiteskog og andre typer er valg av variabler dårlig begrunnet. Det vises ikke til hvilke arter/artsgrupper man ser for seg å fange opp med dødved-variablene. Det er derfor vanskelig å evaluere om man treffer riktig ved for eksempel å klassifisere beiteskogsareal med over 4 dødvedstokker (4DL) per daa som å ha stort Artsmangfold og naturvariasjon, mens areal med mellom 2 og 4 stokker bare har moderat. At det fins elementer som død ved, gamle trær, hule trær etc. teller selvfølgelig positivt for det biologiske mangfoldet som er knyttet til slike elementer, men å sette spesifikke grenseverdier for alle kombinasjoner av potensielle kvaliteter fins det per i dag ikke godt nok samlet datagrunnlag for å gjøre. Ved å velge ut noen variabler foran andre og kvalitetsvurdere strengt etter dem får vi derfor et kunstig sikkert datasett basert på til dels manglende kunnskap om det samlede biologiske mangfoldet i norsk skog. Hvorfor styres ikke verdisettingen av beiteskog av kvaliteter knyttet til beite? Gamle trær eller forekomst av dødved vil uansett gjøre at lokaliteten kan kartlegges som en eller annen type gammel skog.

Et annet problem knytt til verdisetting ved hjelp av dødved-parametere er muligheten til å fange opp dødvedkontinuitet på landskapsnivå der mengden stokker i den aktuelle lokaliteten er lavt, men at det i teorien kan sitte rødlistede arter på alle stokkene siden det er god kontinuitet i eksempelvis død ved av osp på en større romlig skala. I ytterste konsekvens vil ikke det fanges opp i det hele tatt siden dødveden ligger nokså spredt og ospa ofte bare er et suksesjonstrinn, dermed ofte ikke dominans av osp i tresjiktet selv om dødvedkvalitetene på en gitt lokalitet er gode.

Mange registreringsparametere på dødved gjør at tidsbruken i felt øker, uten at treffsikkerheten i fastsettelse av lokalitetskvalitet nødvendigvis øker tilsvarende. Slik trinninndelingen er i dag vil det være alt for arbeidskrevende å faktisk følge metodikken, noe som vil føre til mindre gode skjønnsvurderinger kamuflert som kategoriske telldata. Det bør vurderes om det er muligheter for å forenkle disse parameterne, evt. bruke samlet REM som alternativ, som omtalt under Tilstand ovenfor.

For flomskogsmark, hvor vanntransportert og blankpolert dødved kan utgjøre et viktig substrat for rødlistede moser, vil nedbrytningsgrad ha liten betydning. For flere andre

skogtyper hvor kalkrikhet og forekomster av markboende sopp er viktigste naturverdi, er det usikkert om det er riktig at forekomster av dødved og gamle trær alene kan gi Stort for Artsmangfold. For noen flommarkstyper er også mengde dødved per arealenhet lite hensiktsmessig, siden det er en del av den naturlige dynamikken av disse elementene flyter av gårde og samles i vaser langs vassdraget. Forekomst av slike vaser er derimot en viktig faktor for forekomst av en del sjeldne arter.

Antall gamle trær og hule løvtrær er relevante parametere, og er viktige å registrere i felt, men se også kommentarer om samlet REM ovenfor.

Det stilles også spørsmålstegn om antall kartleggingsenheter i seg selv er relevant for verdisettingen (jfr., gammel granskog og gammel furuskog). Dette øker selvsagt variasjonen, men fire fattige grunntyper alene er under ingen omstendigheter ikke nok til å gi høy verdi. I enkelte tilfeller vil det faktisk være motsatt at man ønsker sammenhengende arealer av én spesifikk type som er spesielt viktig.

Verdisetting

Mye om verdisetting er allerede sagt under gjennomgangen av parametere. I vår kartlegging har fastsettelsen av Lokalitetskvalitet fungert rimelig godt for enkelte skogtyper. Det er imidlertid nok generelt for enkelt å komme ut på høyeste trinn. En stor del av årsaken til at en kommer «feil» i fastsetting av lokalitetskvalitet er også knyttet til uklar definisjon og bruk av aksene Tilstand og Artsmangfold og naturvariasjon. Dette blir diskutert generelt for flere naturtypegrupper i 5.3.

Manglende mulighet til å nyansere og justere verdien for en type avhengig av region er svært viktig både for skog og andre naturtyper. Dette er særlig viktig for skog der man ved å bruke et rigid parameterbasert verdisettingssystem ikke vil kunne ta hensyn til at en naturtype er viktigere for mangfoldet i noen regioner enn i andre. En kartlegging av skog etter nåværende metodikk vil føre til en overkartlegging og systematisk høyere verdi enn reelt for skoglokaliteter av enkelte typer i regioner med svært utarmet artsamangfold. Dette vil i sin tur kunne skape skjevheter i den videre forvaltningen av disse typene i nasjonal sammenheng ved at man ivaretar flere typer natur på feil sted. Mange kartleggere sitter med svært mye kunnskap om regional fordeling av ulike arter og artsgrupper som ikke vil være mulig å bruke om kartleggingen skal følge det metodiske opplegget som foreligger nå. Dette problemet har generell gyldighet også utover hovedtype skog.

For Gammel granskog som eksempel så vil det i høyereliggende strøk i innlandet fort være store arealer (altså >50 daa) med ≥ 6 gamle trær/daa., og hvor det mangler fremmedarter og der å inkludere areal med åpen hogst blir særlig selvemotsigende. Altså vil alle slike områder komme ut med høyeste lokalitetskvalitet, mens de i DN13-sammenheng i stor grad ville ha vært avgrenset, men vurdert til C, B eller A avhengig av grad av naturskogskarakter og artsforekomster. Artsmangfoldtabellen for Gammel granskog (tabell 112) henger for øvrig ikke helt på greip i og med inngangsverdien for naturtypen er 3 gamle trær/daa. Det vil dermed ikke være mulig å oppnå Lite som trinn innenfor naturtypen.

Den iboende naturtypeverdien til de ulike naturtypene som gjør at nesten alle lokaliteter av enkelte typer vil komme ut med lokalitetsverdi 4, mens andre ikke har mulighet til å gjøre det uansett hvor mange rødlistearter de har eller hvor spesielle lokalitetene er i nasjonal/internasjonal sammenheng, vil i flere tilfeller slå uheldig ut for skog. Dette er diskutert mer generelt i 5.3.

6 Oppsummering/konklusjon

Regjeringen tar i Stortingsmelding 14 (2015-2016) – Natur for livet, sikte på en *treffsikker* forvaltning av norsk natur med en *videreføring* av kartlegging av arter og naturtyper og med en *prioritering* av den mest *forvaltningsrelevante naturen*, dvs. areal under stort press eller truede naturtyper, naturtyper som er viktige for mange arter og naturtyper som dekker sentrale økosystemfunksjoner.

- Treffsikker kartlegging
- Videreføring av kartlegging av naturmangfold
- Prioritering av forvaltningsrelevant natur

Det er samtidig sagt at NiN skal utgjøre kjernen i kartleggingen, dette uten noen dokumentasjon på at systemet og metoden er egnet for å nå de oppsatte målene. Konseptet med heldekkende kartlegging, herunder rutekartlegging i perioden 2015-2017, har vist seg å ikke være effektivt, og det er usikkert i hvilken grad det er mulig å trekke ut forvaltningsrelevante data fra kartleggingsresultatet.

Metoden for kartlegging og verdisetting av naturtyper som er beskrevet i NINA Rapport 1357 (Evju et al. 2017) med definisjoner av naturtyper i NINA Kortrapport 72 (Aarrestad et al. 2017) er et forsøk på å lage en utvalgskartlegging for å treffe den verdifulle naturen på en effektiv måte. De foreslåtte naturtypene treffer i stor grad natur som er verdifull for biologisk mangfold, men mange viktige naturtyper mangler også. Det er i tillegg store grunnleggende problemer både med rammene som ligger til grunn for utarbeidelse av metodikken og med selve metodikken for utvelgelse og verdisetting. Vi mener kartleggingskonseptet og metodikken per i dag ikke ligner et fungerende kartleggingssystem som på kort tid kan rulles ut for en treffsikker kartlegging av prioritert forvaltningsrelevant natur. Vi har særlig merket oss følgende punkter i den forbindelse:

- En systematisk gjennomgang av naturtyper er ikke foretatt. Dette naturlige første skrittet var heller ikke en del av oppdraget til NINA-faggruppen fra Miljødirektoratet.
- Metoden er utarbeidet under stort tidspress av en forholdsvis liten arbeidsgruppe, med liten grad av medvirkning og uten bred faglig forankring.
- Det er laget et kunstig skille i naturtypeverdi mellom naturtyper med stor forvaltningsinteresse og naturtyper med særlig stor forvaltningsinteresse. Skillet er tydelig definert, men relevante data for å gruppere mange typer er oppgitt å mangle. Dette medfører et kunstig skille i lokalitetsverdi mellom ulike naturtyper. Vi er generelt skeptiske til å lage A- og B-lag av natur bare ut fra hvilken naturtype de er klassifisert som.
- Det er ikke satt noen mål for hvor mye av de ulike naturtypene forvaltningen ønsker å fange opp og ta vare på. For mange av naturtypene mangler inngangsverdier for tilstand/ biotopkvalitet, og der hvor det er slike inngangsverdier er de ofte satt lavt.
- Dagens rødliste for naturtyper er svært mangelfull og har begrenset relevans for kartlegging av forvaltningsrelevant natur. Rødlisten for naturtyper er gitt altfor stor betydning i utvalg av naturtyper og kriterier for verdisetting. Det fortsatte arbeidet med forvaltningsrelevante naturtyper bør avvente ny gjennomarbeidet versjon av Rødliste for Naturtyper.

- Rødlistede naturtyper er tatt direkte inn i utvalget av naturtyper uten at det er gjort en kritisk vurdering av hvilke deler av de rødlistede naturtypene som er relevante å kartlegge i forvaltningssammenheng (jfr. forrige kulepunkt om inngangsverdier).
- Utvalget av naturtyper mangler en tydelig hierarkisk oppbygging.
- Oppsettet for fastsettelse av lokalitetskvalitet for de ulike naturtypene er skjematisk, rigid og detaljstyrt, og det er samtidig ikke lagt inn mulighet for bruk av faglig skjønn.
- Registrering av kun faste verdier for utvalgte variabler gir et svært begrenset bilde av en natur med uendelig variasjon. Når det ikke ligger inne mulighet for bruk av andre variabler eller bruk av faglig skjønn, medfører det stor risiko for å treffe feil både i avgrensning og fastsettelse av lokalitetsverdi for de enkelte objektene.
- Registrering av kun faste verdier for utvalgte variabler resulterer i faktaark med svært skjematisk og begrenset informasjon. Den pedagogiske utfordringen er stor og brukervennligheten for sluttbrukerne er dårlig.
- Valg som blir tatt, både i metodeutviklingen og i den faktiske kartleggingen i felt, blir i liten grad synliggjort. Muligheten for å etterprøve disse valgene, redusere usikkerhet, og ta lærdom av eventuelle feil og avvik blir dermed liten.
- Konseptet med å dele fastsettelse av lokalitetskvalitet i to akser er en tilnærming som kunne fungert. Det er imidlertid et par problemer her: begge aksene teller likt, og ikke minst at alle variabler teller likt, noe som er en svært uheldig tilnærming. Enkelte variabler vil alltid ha større betydning for lokalitetskvaliteten enn andre. At dårligste verdi teller for tilstand medfører at enkelte tilstandsvariabler kan få altfor stor betydning for den endelige fastsettelsen av lokalitetskvalitet. I metodeutkastet er ikke de to aksene klart definert, og fordelingen av parametere på de to aksene er ikke konsekvent mellom NNF-typer.
- Gjennomgående medfører metoden at altfor store arealer avgrenses og at lokalitetskvaliteten blir satt for høyt. Summen av alle lokalitetenes kvalitet utgjør en omvendt kvalitetspyramide, hvor svært mange lokaliteter får høyeste verdi selv om de etter vår erfaring og DN Håndbok 13-metodikk innehar middels til lave verdier.

For å løse disse grunnleggende problemene mener vi at det er nødvendig med tiltak og endringer på flere nivåer:

Prosess:

- Starte en langsiktig prosess med en systematisk og grundig gjennomgang av aktuelle forvaltningsrelevante naturtyper og kriterier samt variabler for kvalitetsvurdering og verdisetting. En slik langsiktig prosess må ta med seg vurderingene gjort av BioFokus, Miljøfaglig Utredning, NINA og Nibio i forbindelse med evaluering av verdisettings-metodikken foreslått i de nå aktuelle NINA-rapportene og i tillegg hente ut det beste fra den stansede revisjonen av DN Håndbok 13. Prosessen må være åpen, inkluderende og ha en bred faglig forankring, uten at den påvirkes av aktuelle næringsaktører. Den skal altså være objektiv og verdinøytral. Hvis den starter raskt kan et komplett metodeutkast i beste fall være ferdig til uttesting feltsesongen 2019.

- Det må settes mål for hvor mye (hvilken tilstand/ hvilke kvaliteter) av hver naturtype forvaltningen ønsker å fange opp. Dette er viktig for å kunne fastsette nivået for inngangsverdiene knyttet til hver enkelt naturtype som ønskes kartlagt.

Utvalg av naturtyper:

- En systematisk gjennomgang av naturtyper må medføre en hierarkisk oppbygging av systemet, hvor snevert definerte typer inngår som del av mer vidt definerte typer (f.eks. lågurt-grankalkskog som del av kalkbarskog). Snevrest mulig definerte naturtype kartlegges der det er mulig, men den overordna typen sikrer bl.a. at avvikende utforminger ikke faller mellom to stoler.
- Det må settes relevante inngangsverdier for tilstand/biotopkvalitet for alle naturtyper. Disse må settes i forhold til de målene som er satt opp for hver naturtype. Dette gjelder også rødlistede naturtyper som må inkluderes i naturtypene på en sømløs måte.
- Utvalget må også samkjøres med neste utgave av Norsk rødliste for naturtyper, der det er hensiktsmessig. Endelig utvalg av naturtyper i metoden bør derfor ikke fastsettes før den nye rødlisten er ferdig. Det er imidlertid verd å påpeke at DN håndbok 13 inneholder de aller fleste rødlistede naturtypene da utvalgskriteriene for begge systemer er forholdsvis like.

Metode for verdisetting:

- Komponenten naturtypeverdi (naturtypens forvaltningsmessige status) foreslås fjernet fra verdisettingssystemet.
- Det bør vurderes et system for fastsettelse av verdi/lokalitetskvalitet som er mer målstyrt enn detaljstyrt, se bl.a. Svensk metodikk SS 199000:2014. Her kan en være tydelig på hvilke arts- og biotopkvaliteter som skal inngå i de ulike verdiklassene, hvilke parametere som skal kartlegges, beskrives og vurderes, og hvilke parameterverdier som skal ligge til grunn for ulike verdier, samtidig som man gir kartlegger/fagekspert mer rom for å utøve sin fagekspertise og å begrunne og synliggjøre sine valg.
- Det kan samtidig lages et skjematisk system med bruk av utvalgte parametere for fastsettelse av lokalitetskvalitet. Et slikt system bør inneholde to hovedkomponenter: Artskvalitet og Biotopkvalitet. Negativ (og positiv) påvirkning kan deretter komme inn som en sekundær komponent som kun har betydning for endelig fastsettelse av lokalitetskvalitet ved sterk påvirkning, se eksempel i 5.3.
- Artskvalitet bør ha et mer rendyrket fokus på arter og direkte artsparametere: Påvist forekomst og potensiale for rødlistearter; signalarter; artsantall av kjennetegnende arter.
- Biotopkvalitet fokuserer på parametere som naturlighet/urørthet, naturlige (og semi-naturlige) prosesser og forstyrrelsesregimer, forekomst av viktige strukturer og elementer, naturgitte forutsetninger (geologi, lokalklima etc.) samt landskapsøkologisk sammenheng og regionale forutsetninger.

- Grad av truethet for ulike naturtyper bør påvirke inngangsverdiene og klasseinndelingen for biotopkvalitet for den enkelte naturtype.
- Hvilke parametere som brukes innenfor hovedkomponentene og klasseinndelingen for parameterne må vurderes individuelt for hver naturtype, slik at kombinasjonen av parameterverdier som gir ulike verdier for lokalitetskvalitet er tilpasset den enkelte naturtype.
- Uansett hvor mange parametere som brukes i et slikt skjematisk system for fastsettelse av lokalitetskvalitet og hvor «riktig» skjemaet er satt opp vil en i enkelte tilfeller komme feil ut og ikke treffe på de faktiske verdiene for biologisk mangfold. Biologen/kartleggeren som fagperson må derfor ha mulighet å bruke egen kompetanse, dvs. gis mulighet til å utøve faglig skjønn og overstyre den automatiske og skjematiske kvalitetsfastsettelsen. All slik bruk av faglig skjønn må begrunnes og synliggjøres. Kartlegger er samtidig den eneste person som faktisk har sett det kartlagte objektet og som innehar mer informasjon om objektet enn det som kan registreres av variabler via appen, og er derfor best egnet til å fastsette den endelige kvaliteten/verdien på lokaliteten.

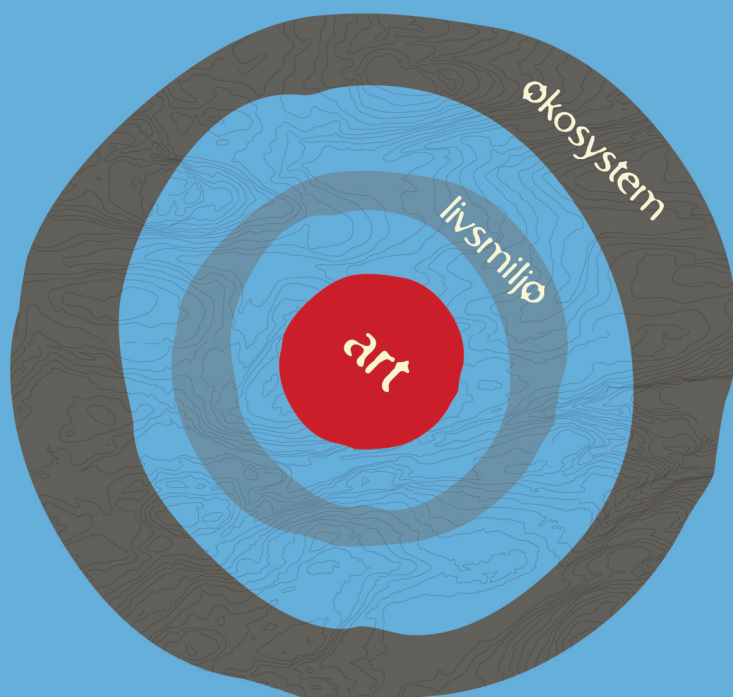
Kartlegging av forvaltningsrelevant natur:

- Kartleggingen må resultere i et faktaark for hvert NNF-objekt som er pedagogisk, forståelig og mulig å anvende for sluttbrukere, enten de er fagpersoner eller ei. Faktaarket må derfor inneholde en tekstlig beskrivelse som inkluderer en kort objektbeskrivelse, begrunnelse for fastsatt lokalitetskvalitet, omtale av eventuell usikkerhet, eventuelle trusler mot og skjøtselsbehov for å ivareta kartlagte naturverdier. Faktaarket må også inneholde minimum et bilde og de registrerte grunnlagsdataene.
- Det må avsettes tid (utenfor feltsesongen) til også å innhente andre relevante data om de enkelte objektene (evt. tidligere kartlegginger og undersøkelser, artsforekomster, artsbestemmelser etc.) før en endelig fastsetter lokalitetskvalitet.
- Det må stilles tydelige kompetansekrav til kartleggere, hvor bl.a. erfaring av utvalgskartlegging og verdisetting av forvaltningsrelevant natur må telle høyt.

Det er en lang vei å gå før prosessen er i mål. Forutsatt at det tas tak i utfordringene nevnt i punktene over, mener vi imidlertid at konseptet/metoden for kartlegging og fastsettelse av lokalitetskvalitet/verdi for forvaltningsrelevante naturtyper på sikt kan bli treffsikker, effektiv og et godt verktøy for forvaltning av biologisk mangfold i Norge, og vil dermed bidra til å oppfylle Stortingets mål på dette feltet. På veien ditt bør man merke seg at Stortinget gjennom sine formuleringer åpner for å bruke andre virkemidler der NiN og det som finnes av vitenskapelig dokumentasjon ikke klarer å løse utfordringene knyttet til å stable en god, ressurseffektiv og forvaltningsrelevant metodikk på beina.

7 Referanser

- Aarrestad, P. A., Blom, H., Brandrud, T. E., et al. 2016. Forslag til terrestriske forvaltningsprioriterte naturtyper FPNT. Ansvarsnaturtyper, levested for truede og prioriterte arter og viktige økologiske funksjonsområder. NINA Kortrapport 41, s.88. <https://brage.bibsys.no/xmlui/bitstream/handle/11250/2425112/Kortrapport.pdf?sequence=3&isAllowed=y>
- Aarrestad, P. A., Blom, H., Brandrud, T. E., et al. 2017. Forslag til naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse. Reviderte naturtypebeskrivelser. NINA Kortrapport 72, s.76. <https://brage.bibsys.no/xmlui/bitstream/handle/11250/2442676/72.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Baumann, C., Gjerde, I., Blom, H. H., et al., editors. 2001a. Miljøregistrering i skog - biologisk mangfold. Håndbok i registrering av livsmiljøer i skog. Skogforsk, NIOS, Landbruksdepartementet.
- Baumann, C., Gjerde, I., Blom, H. H., et al., editors. 2001b. Miljøregistrering i skog - biologisk mangfold. Håndbok i registrering av livsmiljøer i skog. Hefte 1. Bakgrunn og prinsipper. Skogforsk, NIOS og Landbruksdepartementet. Ås.
- Baumann, C., Gjerde, I., Blom, H. H., et al., editors. 2001c. Miljøregistrering i skog - biologisk mangfold. Håndbok i registrering av livsmiljøer i skog. Hefte 2. Livsmiljøer i skog. Skogforsk, NIOS og Landbruksdepartementet. Ås.
- Baumann, C., Gjerde, I., Blom, H. H., et al., editors. 2001d. Miljøregistrering i skog - biologisk mangfold. Håndbok i registrering av livsmiljøer i skog. Hefte 3. Instruks for registrering 2001. Skogforsk, NIOS og Landbruksdepartementet. Ås.
- Baumann, C., Gjerde, I., Blom, H. H., et al., editors. 2001e. Miljøregistrering i skog - biologisk mangfold. Håndbok i registrering av livsmiljøer i skog. Hefte 4. Veileder for rangering og utvelgelse 2002. Skogforsk, NIOS og Landbruksdepartementet. Ås.
- Eriksen, E. L. 2017. Funn fra historiens første NiN-master. En verden av naturtyper. <https://forskning.no/blogg/en-verden-av-naturtyper/funn-fra-historiens-forste-nin-master>. (lest 01.11.2017)
- Evju, M., Blom, H., Brandrud, T. E., et al. 2017. Verdisetting av natur-typer av nasjonal forvaltningsinteresse. Forslag til metodikk. NINA Rapport 1357, s.176. <http://hdl.handle.net/11250/2441213>
- Frøydis Gillund, F. og Myhr, A. I. 2007. Vitenskapelig usikkerhet – etiske utfordringer for forskning og forvaltning. Nordic Journal of Applied Ethics **1** (1):97-120. https://www.ntnu.no/ojs/index.php/etikk_i_praksis/article/view/1685/1671
- Klima- og miljødepartementet. 2015. Meld. St. 14 (2015–2016). Natur for livet — Norsk handlingsplan for naturmangfold.*in* K.-o. miljødepartementet, editor., Oslo.
- Klima og miljødepartementet. 2009. Lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven).*in* K. o. miljødepartementet, editor.
- Løvdal, I., Heggland, A., Gaarder, G., et al. 2002. Siste Sjanse metoden. En systematisk gjennomgang av prinsipper og faglig begrunnelse. Siste Sjanse-rapport 2002 - 11, s.151. http://lager.biofokus.no/sis-rapport/sistesjanserapport_2002-11.pdf
- Miljøforvaltningen i Finland. 2013. Hotbedømmningen av naturtyper 2008. http://www.environment.fi/sv-FI/Natur/Naturtyper/Hotbedomningen_av_Finlands_naturtyper/Hotbedomningen_av_Finlands_naturtyper_2008
- Petersen, I. A. og Klock, T. 2011. Registrering av eik og andre store trær.*in* Miljødirektoratet, editor., Trondheim.
- Swedish Standards Institute. 2014. Naturvärdesinventering avseende biologisk mångfald (NVI) – Genomförande, naturvärdesbedömning och redovisning. Biodiversity survey – Implementation, assessment and reporting. SS 199000:2014. Pages 1-44, Stockholm.



BioFokus er en ideell stiftelse som skal tilrettelegge informasjon om biologisk mangfold for beslutningstakere, samt formidle kunnskap innen fagfeltet bevaringsbiologi. BioFokus ønsker å bidra til en kunnskapsbasert forvaltning av norsk natur.

En kunnskapsbasert forvaltning forutsetter god dokumentasjon av de arealene som skal forvaltes. BioFokus legger derfor stor vekt på feltarbeid for å sikre oppdaterte og relevante data om botanikk, zoologi, økologi, samt avgrensning og verdisetting av områder.

Høy kompetanse er en forutsetning for å kunne registrere og presentere biologisk mangfold-data på en god måte. BioFokus sine medarbeidere er derfor godt skolert innenfor en rekke artsgrupper og har en bred økologisk forståelse for de ulike naturtypene som de arbeider med, det være seg skog, kulturlandskap eller ferskvann. Digitale verktøy som databaser, GIS og bilde-behandling er viktige redskaper i vårt arbeid for å anskueliggjøre naturverdier på en best mulig måte.

Stiftelsen utgir to digitale rapportserier som heter BioFokus-rapport og BioFokus notat,
<http://www.biofokus.no/Publikasjoner/publikasjoner.htm>