

Fra Rød til grønn: Kunnskapsgrunnlag for prioriterte arter, arter med handlingsplan og utvalgte naturtyper

Magni Olsen Kyrkjeeide, Marianne Evju, Kristin Magnussen, Øyvind Nystad Handberg, Vegar Bakkestuen, Tor Erik Brandrud, Harald Bratli, Børre Dervo, Nina E. Eide, Anders Endrestøl, Marie-Pierre Gosselin, Oddvar Hanssen, Rannveig M. Jacobsen, Stein Ivar Johnsen, Bjørn Mejdell Larsen, Anders Lyngstad, Marit Mjelde, Bård Gunnar Stokke, Ellen Svalheim, Liv Guri Velle, Dag-Inge Øien, Aljoscha Schöpfer og Lars Martin Haugland



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Fra Rød til grønn: Kunnskapsgrunnlag for prioriterte arter, arter med handlingsplan og utvalgte naturtyper

Magni Olsen Kyrkjeeide
Marianne Evju
Kristin Magnussen
Øyvind Nystad Handberg
Vegar Bakkestuen
Tor Erik Brandrud
Harald Bratli
Børre Dervo
Nina E. Eide
Anders Endrestøl
Marie-Pierre Gosselin
Oddvar Hanssen
Rannveig M. Jacobsen
Stein Ivar Johnsen
Bjørn Mejdell Larsen
Anders Lyngstad
Marit Mjelde
Bård Gunnar Stokke
Ellen Svalheim
Liv Guri Velle
Dag-Inge Øien
Aljoscha Schöpfer
Lars Martin Haugland

Kyrkjeide, M.O., Evju, M., Magnussen, K., Handberg, Ø.N., Bakkestuen, V., Brandrud, T.E., Bratli, H., Dervo, B., Eide, N.E., Endrestøl, A., Gosselin, M.-P., Hanssen, O., Jacobsen, R.M., Johnsen, S.I., Larsen, B.M., Lyngstad, A., Mjelde, M., Stokke, B.G., Svalheim, E., Velle, L.G., Øien, D.-I., Schöpfer, A. & Haugland, L.M. 2023. Fra Rød til grønn: Kunnskapsgrunnlag for prioriterte arter, arter med handlingsplan og utvalgte naturtyper. NINA Rapport 2280. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, april 2023

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5077-1

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Ruben Erik Roos

ANSVARLIG SIGNATUR

Ass. forskningssjef Lajla Tunaal White (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

M-2530|2023

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Tomas Holmern

FORSIDEBILDE

Inngjerding av honningblom *Herminium monorchis* på Hvaler (Viken) for å beskytte mot beite og tråkk fra storfe © Marianne Evju/NINA

NØKKEWORD

Norge, arter, prioriterte arter, utvalgte naturtyper, Rød til grønn-metoden, Rødlista, tiltak, kostnadsberegning

KEY WORDS

Norway, species, priority species, selected habitat types, Red to green framework, Red list, actions, cost-calculations

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685
Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo

Sognsveien 68
0855 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Postboks 6606
Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Vormstuguvegen
40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen

Thormøhlens gate
55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

Sammendrag

Kyrkjeeide, M.O., Evju, M., Magnussen, K., Handberg, Ø.N., Bakkestuen, V., Brandrud, T.E., Bratli, H., Dervo, B., Eide, N.E., Endrestøl, A., Gosselin, M.-P., Hanssen, O., Jacobsen, R.M., Johnsen, S.I., Larsen, B.M., Lyngstad, A., Mjelde, M., Stokke, B.G., Svalheim, E., Velle, L.G., Øien, D.-I., Schöpfer, A. & Haugland, L.M. 2023. Fra Rød til grønn: Kunnskapsgrunnlag for prioriterte arter, arter med handlingsplan og utvalgte naturtyper. NINA Rapport 2280. Norsk institutt for naturforskning.

I 2018 ble det utviklet metodikk for å foreslå tiltak for å bedre tilstanden til rødlistede arter og naturtyper. Denne metodikken ble utviklet i prosjektet «Tiltak for å ivareta truet natur», og til sammen 90 arter og 33 naturtyper ble vurdert i henhold til metoden. Senere ble den publisert vitenskapelig og fikk navnet Rød til grønn-metoden. Metoden går ut på å sammenstille eksisterende kunnskap om arten eller naturtypen, sette mål og delmål og deretter foreslå tiltak som fører til måloppnåelse. Målet er en forbedring i rødlistekategori innen et gitt år. Rødlistekriteriene brukes til å sette delmål. Tiltakene settes sammen i tiltakspakker som gir > 50 % sannsynlighet for måloppnåelse, men det er kun tiltakspakker med > 75 % måloppnåelse som anbefales. Det beregnes samfunnsøkonomiske kostnader for tiltak og tiltakspakker.

I dette prosjektet har vi vurdert nye arter og naturtyper i henhold til Rød til grønn-metoden. Til sammen har vi vurdert 21 arter, hvorav 12 er prioritert i naturmangfoldloven, og seks naturtyper som er utvalgt naturtype i naturmangfoldloven. Målet har vært at prioriterte arter og utvalgte naturtyper skal vurderes som nær truet (NT) innen henholdsvis 2034 og 2037, som følger planlagte år for utgivelse av rødlistelister for arter og naturtyper. For artene og naturtypene hvor dette tilsvarer flere enn ett flytt på rødlista, er det gjort en trinnvis vurdering for hver rødlistekategori fra dagens status til NT. For de øvrige artene er ett trinns forbedring innen 2034 målet. Det er gjennomført samfunnsøkonomiske kostnadsberegninger etter samme metode som i tidligere prosjekter.

I tillegg har vi gjennomført metodeutvikling med hensikt å få sikrere kostnadsestimater. Dette arbeidet har vært todelt. For det første har vi utviklet og testet metoder for å beregne mer presise alternativkostnader for areal. For det andre har vi beregnet mengder og prissatt verdi av økosystemtjenesten karbon. Metodeutviklingen har blitt testet på naturtypen kalklindeskog.

For 18 av 21 arter ble målsetningen én rødlistekategori forbedring, og for tre arter ble den to eller flere kategorier. For disse tre artene vil måloppnåelse gi status NT eller livskraftig (LC) direkte, derfor er det ingen trinnvise vurderinger for artene. Kun seks arter har anbefalt tiltakspakke med > 75 % måloppnåelse. Årsaken er at mange arter finnes over stor romlig skala, og det er stor usikkerhet i hvor og hvordan tiltakene skal iverksettes. Videre er det usikkert hvilken effekt tiltakene har. Det er allikevel anbefalt å gjennomføre tiltak for langt flere arter, selv om anbefalt tiltakspakke har < 75 % måloppnåelse. Tiltakene som anbefales iverksatt, vil trolig bidra til å sikre artenes forekomster på kort eller lengre sikt.

Noen av naturtypene ble ikke vurdert som egne enheter i Norsk rødliste for naturtyper i 2018. Disse ble vurdert i dette prosjektet. Samtlige naturtyper har NT som målsetning, og tre naturtyper har trinnvis vurdering for rødlistekategori sårbar (VU) og NT, men tiltakspakke for NT er ikke vurdert for slåttemark. For hule eiker er det ikke anbefalt tiltakspakke, men prosjekter for kunnskapsinnhenting. Målet om NT er mulig å oppnå for fire naturtyper, men store arealer skal restaureres for slåttemark, slåttemyr og kystlynghei for å nå målet. Det er ikke gitt at dette vil være en fornuftig prioritering av miljøforvaltningen.

I dette prosjektet har kunnskapsgrunnlaget generelt vært bedre enn for tidligere vurderte arter og naturtyper. Vurderingene av mobile arter har vist at det er utfordrende å benytte metoden presist for disse, fordi de har til dels store funksjonsområder og ulike områder som er viktig fra år til år. Det er fortsatt behov for å jobbe med romlige eksplisitte data for å øke nøyaktigheten i tiltak og kostnader. Videre har noen av artene allerede handlingsplaner, og det har vært

utfordrende å gjøre tilsvarende gode vurderinger som i handlingsplanene, innenfor rammene av prosjektet (noen få dagers arbeid per art/naturtype).

Det er fortsatt utfordrende å benytte rødlista og rødlistekriteriene til å sette mål, fordi disse baseres på nedgang i populasjoner og utbredelse. I tillegg endres referansetilstanden til en art eller naturtype framover i tid, fordi vurderingsperioden for arten eller naturtypen endrer seg. For de aller fleste arter er pågående nedgang et utslagsgivende kriterium, og det er ikke alltid ekspertene klarer å foreslå tiltak som stanser pågående nedgang med sikkerhet. Det er derfor usikkert om målet nås eller ikke i 2034.

Framstilling av naturtypekart en arbeidskrevende prosess med uttrekk fra mange databaser og detaljert gjennomgang av ekspert. Bedre rutiner for søk etter overlapp mellom databaser og oppdatering av status for naturtypen etter hvert som nye data kommer til, vil forenkle jobben.

I det videre arbeidet med kunnskapsgrunnlag og handlingsplaner for trua natur vil det også være viktig å finne bedre metoder for å håndtere kunnskapshull og usikkerhet.

Magni Olsen Kyrkjeeide (magni.kyrkjeeide@nina.no)¹, Marianne Evju², Kristin Magnussen³, Øyvind Nystad Handberg³, Vegar Bakkestuen², Tor Erik Brandrud², Harald Bratli², Børre Dervo², Nina E. Eide¹, Anders Endrestøl², Marie-Pierre Gosselin¹, Oddvar Hanssen¹, Rannveig M. Jacobsen², Stein Ivar Johnsen⁴, Bjørn Mejdell Larsen¹, Anders Lyngstad^{1,5}, Marit Mjelde⁶, Bård Gunnar Stokke¹, Ellen Svalheim⁷, Liv Guri Velle⁸, Dag-Inge Øien⁵, Aljoscha Schöpfer³ og Lars Martin Haugland³

¹ Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

² Norsk institutt for naturforskning, Sognsveien 68, 0855 Oslo

³ Menon Economics AS, Sørkedalsveien 10B, 0369 Oslo

⁴ Norsk institutt for naturforskning, Vormstuguveien 40, 2624 Lillehammer

⁵ NTNU Vitenskapsmuseet, Institutt for naturhistorie, 7491 Trondheim

⁶ Norsk institutt for vannforskning, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo

⁷ Norsk institutt for bioøkonomi, Landvik, Reddalsveien 215, 4896 Grimstad

⁸ Møreforskning AS, Postboks 5075 Larsgården, 6021 Ålesund

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	5
Forord	7
1 Innledning	8
2 Metode	10
2.1 Arter	10
2.2 Naturtyper	11
2.3 Trinnvis vurdering og alternativ målsetting	11
2.4 Kostnadsberegninger	14
2.5 Framstilling på kart	15
2.5.1 Arter	15
2.5.2 Naturtyper	16
2.6 Sammenstilling av synteser	18
3 Resultater	19
3.1 Arter	20
3.2 Naturtyper	22
3.3 Tiltak og kostnader	23
4 Videreutvikling av kostnadsberegninger	26
4.1 Om alternativverdi og nedbyggingspress	26
4.2 Størrelse og lokalisering av arealet som inngår i tiltaket: kalklindeskog	27
4.3 Alternativverdi: metode og resultater	30
4.3.1 Metode	30
4.3.2 Resultater	34
4.4 CO ₂ -lagring: metode og resultater	36
4.4.1 Metode	36
4.4.2 Resultater	37
4.5 Vurderinger knyttet til gjennomført metodeutvikling for kostnadsberegninger	38
4.5.1 Alternativverdi av areal utsatt for nedbyggingspress	38
4.5.2 Verdi av økosystemtjenesten karbonlagring	39
5 Diskusjon	40
5.1 Utvalget av arter	40
5.2 Rødlista som mål	41
5.3 Bevaringsutsetting	42
5.4 Kartgrunnlag for naturtypene	42
5.5 Prioriteringer og anbefalinger for videre arbeid	43
6 Referanser	45
Vedlegg 0.1 Ekspertenes vurdering av rødlistestatus for naturtyper	48
Hule eiker	48
Kalklindeskog	52
Vedlegg 0.2 Rekruttering av hule eiker – utregninger	54
Vedlegg 0.3 Slåttemyr – arealer med behov for tiltak	56
Vedlegg 0.4 Slåttemark – arealer med behov for tiltak	59

Vedlegg 0.5 Kystlynghei – arealer med behov for tiltak	61
Vedlegg 0.6 Metodeutvikling	64
Vedlegg 0.7 Leseveiledning for synteser	67

Forord

Rød til grønn-metoden ble utviklet i det såkalte «Trua natur»-prosjektet i 2018, hvor målet var å utvikle metodikk for å foreslå tiltak som vil forbedre rødlistestatusen til arter og naturtyper. I alt 90 arter og 33 naturtyper ble vurdert i henhold til metoden. I 2022 ble kunnskapsgrunnlagene oppdatert for 15 naturtyper med utgangspunkt i Rødlista for naturtyper fra 2018. Høsten 2022 fikk NINA, sammen med samarbeidspartnere, i oppdrag fra Miljødirektoratet å vurdere ett nytt sett med arter og naturtyper i henhold til Rød til grønn-metoden. I alt er det laget kunnskapsgrunnlag med synteser for 21 arter inkludert 12 prioriterte arter etter naturmangfoldloven, og seks utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven. I tillegg har vi testet metodeutvikling av samfunnsøkonomisk verdsetting.

Formålet for dette prosjektet er å bruke Rød til grønn-metoden for å gjennomføre en analyse av foreslåtte tiltak som må iverksettes for å nå konkrete målsetninger for arter og naturtypers grad av truet. Hovedmålet er for prioriterte arter og utvalgte naturtyper å oppnå en forbedring i status til «nær truet» (NT) innen henholdsvis 2034 og 2037. For arter og naturtyper hvor dette vil tilsvare flere flytt i rødlistekategorier, skal det gjøres en trinnvis vurdering for hver rødlistekategori til og med NT. For de øvrige artene er målet ett trinn forbedring i rødlistestatus innen 2034. I dette prosjektet har ekspertene hatt tre dager til rådighet for å vurdere hver art med mål om ett trinn forbedring på rødlista og fem dager for hver art med trinnvis vurdering. Ekspertene hatt 50 timer til rådighet til å vurdere hver naturtype, noe som også inkluderer arbeid med framstilling av kartdata og rødlistevurdering av enheten.

NINA har ledet arbeidet. Kunnskapsgrunnlagene er utarbeidet av Tor Erik Brandrud, Børre Dervo, Nina E. Eide, Anders Endrestøl, Bjørn Mejdell Larsen, Marie-Pierre Gosselin, Oddvar Hanssen, Rannveig M. Jacobsen, Stein Ivar Johnsen, Bård Gunnar Stokke, Harald Bratli, Marianne Evju, Magni Olsen Kyrkjeeide (NINA), Anders Lyngstad, Dag-Inge Øien (NTNU VM), Marit Mjelde (NIVA), Ellen Svalheim (NIBIO) og Liv Guri Velle (Møreforskning). Vegar Bakkestuen (NINA) har framstilt kartdata og laget kartfigurer. Øyvind Nystad Handberg og Kristin Magnussen (Menon) har beregnet tiltakskostnader. Øyvind Nystad Handberg, Aljoscha Schöpfer, Lars Martin Haugland (Menon), Tor Erik Brandrud og Vegar Bakkestuen har testet metodeutvikling. Marianne Evju, Magni Olsen Kyrkjeeide, Kristin Magnussen, Øyvind Nystad Handberg og Vegar Bakkestuen har skrevet rapporten med innspill fra alle medforfattere. Takk til Ruben Erik Roos som har kvalitetssikret rapporten. Takk til Anne Sverdrup-Thygeson for diskusjoner og innspill til kunnskapsgrunnlag for hule eiker. Takk til Odd Stabbetorp for diskusjoner og innspill til kunnskapsgrunnlag for dvergålegras spesielt, og til øvrige kunnskapsgrunnlag for karplanter.

Takk til Tomas Holmern som har vært ansvarlig for prosjektet og de andre involverte i Miljødirektoratet for raske avklaring og godt samarbeid underveis. Takk til Snorre Henriksen i Artsdatabanken for raske svar om bruk av rødlistekriterier og rødlistedata.

April 2023

Magni Olsen Kyrkjeeide og Marianne Evju,
prosjektledere

1 Innledning

Rød til grønn-metoden ble utviklet i 2018 som en direkte oppfølging av handlingsplanen «Natur for livet» (Meld. St. 14. 2015-2016), som har som et av tre nasjonale mål at ingen arter eller naturtyper skal utryddes og at utviklingen for trua og nær trua arter og naturtyper skal bedres, i tråd med internasjonale målsetninger. Metodikken ble publisert vitenskapelig i (Kyrkjeeide et al. 2021) (**Figur**). I første omgang ble til sammen 90 arter og 23 naturtyper vurdert i henhold til metoden (Kyrkjeeide et al. 2018, Aalberg Haugen et al. 2018), og i 2022 ble ytterlige 15 naturtyper vurdert som følge av oppdatert rødliste for naturtyper (Kyrkjeeide et al. 2022). I dette prosjektet er 21 nye arter og seks nye naturtyper vurdert. Av disse artene er 12 prioritert art og samtlige naturtyper er utvalgt naturtype etter naturmangfoldloven.

Det sentrale elementet i Rød til grønn-metoden er en analyse av foreslåtte tiltak for å nå konkrete målsetninger for arter og naturtypers grad av truethet (**Figur 1**). Tidligere har hovedmålet vært å forbedre rødlistestatusen for arter og naturtyper med én kategori innen 2035, basert på status i Norsk rødliste for arter 2015 (Henriksen & Hilmo 2015) og Norsk rødliste for naturtyper 2011 (Lindgaard & Henriksen 2011) og 2018 (Artsdatabanken 2018a). For å nå målsetningen benyttes rødlistekriteriene for å sette delmål (Kyrkjeeide et al. 2018, 2021). I vurderingen sammenstilles kunnskap om artens eller naturtypens økologi, en beskrivelse av de viktigste påvirkningsfaktorene som utgjør en trussel, en beskrivelse av status i dag, og en beskrivelse, karakterisering og kostnadsberegning av et sett av relevante tiltak som kan bidra til å redusere artens eller naturtypens truethet. Basert på en tiltaksanalyse settes tiltak sammen i tiltakspakker bestående av aktuelle tiltak som gir måloppnåelse med sannsynlighet > 50 % hvis iverksatt. Tiltakspakken med høyest måloppnåelse i kombinasjon med lavest kostnad anbefales.



Figur 1. Rød til grønn-metoden består av deler (turkise bokser) som til sammen gir en vurdering av hvilke tiltak som må igangsettes for å bedre tilstanden til trua arter og naturtyper. I første del sammenstilles kunnskap om arten og naturtypen. I andre del settes mål, som er forbedring i rødlistestatus på et gitt tidspunkt, og delmålene basert på rødlistekriterier. I siste del foreslås tiltak som settes sammen i tiltakspakker som til sammen skal gi > 50 % sannsynlighet for måloppnåelse. Tiltakspakken med høyest måloppnåelse som er billigst, anbefales. Kunnskapshull og usikkerhet identifiseres gjennom alle delene av Rød til grønn-metoden. Vurderingene kan brukes til å prioritere tiltak for hver art/naturtype og måloppnåelse testes ved ny rødlisting.

Rød til grønn-metoden har ikke blitt videreutviklet siden 2018, men behov for videreutvikling har blitt beskrevet i Kyrkjeeide et al. (2018, 2021, 2022). I prosjektet med oppdatering av 15 naturtyper ble det lagt til flere elementer i bakgrunnsinformasjonen for naturtyper (Kyrkjeeide et al 2022). Disse er omtale av naturtypens betydning for pollinatorer og karbonbinding, vurdering av fjernmåling som kartleggingsverktøy, og kort omtale av prioriterte variabler for økologiske tilstand. Disse tilleggene er videreført i gjeldende prosjekt.

I dette prosjektet er tiden for målsetning satt til 2034 for arter og 2037 for naturtyper, som følger det planlagte omløpet for rødlistevurderinger. Videre er målsetningen for prioriterte arter og utvalgte naturtyper satt til nær truet (NT). For arter og naturtyper hvor dette vil tilsvare flere flytt i rødlistekategorier, skal det gjøres en trinnvis vurdering for hver rødlistekategori til og med NT. For eksempel vil en art som i dag er vurdert til sterkt truet (EN), først bli vurdert med målsetning sårbar (VU) og deretter NT. Det blir satt mål, beskrevet tiltak og foreslått tiltakspakker for hver rødlistekategori som vurderes.

Videre skal vi teste videreutvikling av kostnadsberegninger med høyere nøyaktighet i alternativkostnader for arealbruk og økonomisk verdsetting av karbonlagring i skog. Videreutvikling testes på naturtypen kalklindeskog.

I denne rapporten presenterer vi de nye artene og naturtypene som er vurdert etter Rød til grønn-metoden. I **kap. 2** oppsummeres metode og forutsetninger kort, samt rødlistekategorier og kriteriene som arter og naturtyper er vurdert etter, i henholdsvis Rødlista for arter (2021) og Rødlista for naturtyper (2018). Videre beskriver vi framgangsmåten for å framstille forekomster av arter og naturtyper på kart. I **kap. 3** presenterer vi en kort sammenstilling av resultater fra de 27 nye kunnskapsgrunnlagene for arter og naturtyper. I **kap. 4** beskrives uttestingen av metodeutviklingen på samfunnsøkonomisk verdsetting. I **kap. 5** diskuteres erfaringer med det nye utvalget arter og naturtyper og utfordringer vi har møtt på underveis i prosjektet, blant annet bruk av rødlista for å sette mål, sammenstilling av kart for naturtyper og bevaringsutsetting som tiltak. Det er en rekke vedlegg til rapporten. Vedleggene som ligger i dette dokumentet er nummerert med 0.1, 0.2 osv. Kunnskapsgrunnlag og synteser er vedlagt rapporten som selvstendig nedlastbare vedlegg (se oversikt i **Tabell 6**).

2 Metode

Rød til grønn-metoden som benyttes i vurderingene av artene og naturtypene i prosjektet, er dokumentert i Kyrkjeeide et al. (2018, 2021) og omtales ikke videre her. Vurderingene gjennomføres i oppsatt mal i Excel, såkalt kunnskapsgrunnlag, og et sammendrag for hver art eller naturtype sammenstilles etter oppsatt mal i Word, såkalt syntese (se kap. 2.6 for detaljer og **Vedlegg 0.7** for en leseveiledning).

2.1 Arter

I dette prosjektet har 21 arter blitt vurdert etter Rød til Grønn-metoden, hvorav 12 er prioritert art i naturmangfoldloven (**Tabell 1**). Hovedmålet er satt til nær truet (NT) for prioriterte arter, mens det for de øvrige artene er satt til en forbedring tilsvarende én rødlistekategori. Målet skal være innfridd innen 2034, da det skal foreligge en ny rødlistevurdering for arter.

Tabell 1. Oversikt over arter, organismegruppe, rødlistestatus i Norsk rødliste for arter 2021 og ekspert som har utført Rød til grønn-vurderingen. Arter merket med * er prioriterte arter.

Art	Organismegruppe	Rødlistestatus	Ekspert
Damfrosk	Amfibier	CR	Børre Dervo (NINA)
Elvemusling	Bløtdyr	VU	Bjørn Mejdell Larsen og Marie-Pierre Gosse-lin (NINA)
Edelkreps	Krepsdyr	EN	Stein Ivar Johnsen (NINA)
*Fjellrev	Pattedyr	EN	Nina Eide (NINA)
Hubro	Fugl	EN	Bård Gunnar Stokke (NINA)
Jaktfalk	Fugl	VU	Bård Gunnar Stokke (NINA)
Snøugle	Fugl	CR	Bård Gunnar Stokke (NINA)
*Svarthalespove (nordlige underarten)	Fugl	CR	Bård Gunnar Stokke (NINA)
Taigasædgås	Fugl	EN	Bård Gunnar Stokke (NINA)
Vipe	Fugl	CR	Bård Gunnar Stokke (NINA)
Åkerrikse	Fugl	CR	Bård Gunnar Stokke (NINA)
*Elvesandjeger	Insekt	EN	Oddvar Hanssen (NINA)
*Eremitt	Insekt	CR	Anders Endrestøl (NINA)
*Klippeblåvinge	Insekt	CR	Anders Endrestøl (NINA)
*Dragehode	Karplanter	VU	Marianne Evju (NINA)
*Dvergålegras	Karplanter	EN	Marianne Evju (NINA)
*Honningblom	Karplanter	CR	Marianne Evju (NINA)
*Rød skogfrue	Karplanter	EN	Harald Bratli og Marianne Evju (NINA)
*Skredmjelt	Karplanter	CR	Marianne Evju (NINA)
*Svartkurle	Karplanter	EN	Dag-Inge Øien (NTNU VM)
*Trøndertorvmose	Mose	EN	Magni Olsen Kyrkjeeide (NINA)

2.2 Naturtyper

Alle de seks naturtypene som er utvalgt naturtype i naturmangfoldloven, er vurdert (**Tabell 2**). Hovedmålet er satt til nær truet (NT) innen 2037, da det skal foreligge en ny rødlistevurdering for naturtyper.

Tabell 2. Oversikt over naturtyper, rødlistevurdering fra Norsk rødliste for naturtyper 2018 og ekspert som har utført Rød til grønn-vurderingen.

Naturtype	Rødlistekategori	Ekspert
Hule eiker	Ikke vurdert	Rannveig Jacobsen (NINA)
Kalklindeskog	Ikke vurdert som egen enhet; inngår i Kalkedellauvskog (EN)	Tor Erik Brandrud (NINA)
Kalksjøer	Ikke vurdert som egen enhet; inngår i Sterkt kalkrike pytter, dammer og små innsjøer (VU)	Børre Dervo og Marit Mjelde (NINA/NIVA)
Kystlynghei	EN	Liv Guri Velle (Møreforsk)
Slåttemark	CR	Ellen Svalheim (Nibio)
Slåttemyr	Ikke vurdert som egen enhet; inngår i Semi-naturlig myr (EN), Sørlig slåttemyr (CR)	Anders Lyngstad (NTNU VM)

Hule eiker ble ikke vurdert som egen enhet i 2018. En rødlistevurdering ble derfor gjort i dette prosjektet (se **Vedlegg 0.1**). Videre ble kalklindeskog, kalksjøer og slåttemyr ikke vurdert som egne enheter i 2018, men som del av en eller flere enheter. Det ble gjort en gjennomgang av om disse vurderingene er gjeldene for enhetene inkludert her, og for kalklindeskog ble en egen vurdering gjort (**Vedlegg 0.1**).

2.3 Trinnvis vurdering og alternativ målsetting

Artene (**Tabell 1**) og naturtypene (**Tabell 2**) som har mål om status NT i henholdsvis 2034 og 2037, er vurdert trinnvis. Det vil si at hver rødlistekategori fra dagens status til målet vurderes med egne delmål og spesifiserte tiltak. For eksempel vil en art med status EN i dag, ha en vurdering for VU og en for NT.

Det kan være svært krevende eller umulig å nå målsetningen for noen arter og naturtyper i oppdraget. Alternativt kan det være relativt enkelt å nå målet. For disse artene og naturtypene kan alternative mål benyttes. For arter og naturtyper hvor det ikke er mulig å nå målet, skal tiltak for å opprettholde dagens status vurderes. For arter og naturtyper som enkelt kan flyttes til NT, skal mål om og tiltak for LC (livskraftig) vurderes.

Rødlistekriteriene for arter er oppsummert her <https://artsdatabanken.no/rodlisteforarter2021/Metode>, og detaljerte beskrivelser er gitt i IUCNs veiledere (IUCN 2012a,b, 2019) og med en norsk brukerveileder (Artsdatabanken 2020). I kunnskapsgrunnlagene er det beskrevet hvordan de ulike artene er vurdert og hvilke delmål (rødlistekriterier) som må oppfylles for at artene skal kunne få en redusert rødlistekategori. En oppsummering av denne informasjonen er gitt i **Tabell 3**. For noen av artene kan flere av kriteriene oppfylles, dvs. at de kan vurderes til NT for et kriterium og EN for ett annet, men det er kun utslagsgivende kriterier (de med høyest rødlistekategori) som er angitt i rødlistedokumentasjonen.

Tabell 3. Forenklet oversikt over rødlistekriteriene og hvilke kriterier som er utslagsgivende for de 21 artene som inngår i dette prosjektet.

Kriterium	CR	EN	VU	NT
A Reduksjon i populasjonsstørrelse. Måles over 3 generasjoner (min. 10 år)				
A1. Reduksjon i løpet av siste 10 år/3 gen. Faktorene som har forårsaket reduksjonen, er klart reversible og forstått og har opphørt				
A2. Reduksjon i løpet av siste 10 år/3 gen. Reduksjonen eller faktorene som har forårsaket reduksjonen, behøver ikke å ha opphørt eller være forstått eller reversible	Klippeblåvinge Vipe	Hubro Edelkreps	Dragehode Elve- musling	
A3. En reduksjon i løpet av de kommende 10 år/3 gen.		Edelkreps		
A4. En reduksjon over 10 år/3 gen. der tidsspennet inkluderer både fortid og framtid. Reduksjonene eller faktorene som har forårsaket reduksjonene, behøver ikke å ha opphørt eller være forstått eller reversible.		Edelkreps		
B. Geografisk utbredelse som utbredelsesområde (B1) og/eller forekomstareal (B2) og 2 av følgende 3 underkriterier: a) (i) kraftig fragmentering eller (ii) få lokaliteter, b) pågående nedgang av (i) utbredelsesområde, (ii) forekomstareal, (iii) areal eller kvalitet på artens habitat, (iv) antall lokaliteter eller delpopulasjoner, eller (v) antall reproduksjonsdyktige individ, og c) ekstreme fluktuasjoner i: (i) utbredelsesområde, (ii) forekomstareal, (iii) antall lokaliteter eller delpopulasjoner, eller (iv) antall reproduksjonsdyktige individ				
B1. Utbredelsesområde	Eremitt ^{a(i,ii)b(iii)} Klippeblå- vinge ^{a(i)b(ii,iii,iv)c(iv)} Skredmjelt ^{a(i)b(iii)} Honning- blom ^{a(ii)b(i,ii,iii,iv,v)}			
B2. Forekomstareal	Eremitt ^{a(i,ii)b(iii)} Skredmjelt ^{a(i)b(iii)} Honning- blom ^{a(ii)b(i,ii,iii,iv,v)}	Elvesandjeger ^{a(i)b(ii,iii)} Rød skogfrue ^{a(i)b(ii,iii,iv,v)} Svartkurle ^{a(i)b(i,ii,iii,iv,v)} Dvergålegras ^{a(i)b(i,ii,iii,iv,v)}		
C. Liten populasjonsstørrelse og pågående nedgang				
C1. Pågående nedgang (størrelse)	Eremitt	Hubro		
C2. Pågående nedgang og populasjonsstruktur eller fluktuasjoner	Eremitt	Trøndertorvmose		
D. Svært liten populasjonsstørrelse				
D1. Antall reproduksjonsdyktige individ	Eremitt Damfrosk Åkerrikse Snøugle	Rød skogfrue Fjellrev Svarthalespove	Jaktfalk Taiga- sædgås	
D2. Begrenset forekomstareal eller antall lokaliteter				

For arter som er vurdert etter A-kriteriet, må pågående nedgang i populasjonsstørrelse reduseres for at arten skal kunne flyttes til en bedre rødlistekategori. Pågående nedgang må imidlertid ikke opphøre; for dragehode, som er vurdert å ha 34 % nedgang i populasjonsstørrelsen siste 45 år (tre generasjoner), må nedgangen reduseres til < 15 % i perioden 1989–2034 for at arten skal kunne vurderes til NT etter A2. Pågående nedgang i populasjonsstørrelse er imidlertid også et underkriterium i både B- og C-kriteriet, og nedgangen kan være betydelig mindre for at den er utslagsgivende enn terskelverdiene for nedgang for A-kriteriet, men må da kobles til hhv. lite utbredelsesområde/forekomstareal (B) eller liten populasjonsstørrelse (C).

For en art som er vurdert etter B-kriteriet, må enten utbredelsesområde/forekomstareal økes over terskelverdiene for de ulike rødlistekategoriene, eller tiltak må settes inn slik at underkriteriene ikke lenger er gyldige. Dette kan innebære å øke antall lokaliteter for arten, å forbedre populasjonsstruktur slik at «kraftig fragmentering» ikke lenger er gjeldende, å hindre ekstreme fluktuasjoner, eller å stanse pågående nedgang. Dersom pågående nedgang stanses, vil mange arter, særlig de med mange individer, bli vurdert som nær truet eller livskraftige. Det er imidlertid vanskelig å vurdere kriteriet pågående nedgang, særlig i areal/kvalitet på artens habitat, og hvordan det vil bli vurdert i framtidige rødlister, særlig for arter som er avhengige av tiltak for å opprettholde god kvalitet på habitatene over tid, f.eks. på grunn av gjengroing eller fremmede arter med langlevet frøbank som stadig rekoloniserer habitatet.

For arter vurdert etter C-kriteriet må pågående nedgang stanses, og ev. populasjonsstrukturen (fordelingen av individer mellom delpopulasjoner) forbedres. De artene som har svært liten populasjonsstørrelse, er vurdert etter D-kriteriet, og her må antall individer økes for forbedring av rødlistestatus. Selv om pågående nedgang stanses, kan svært liten populasjonsstørrelse gjøre at artene ikke vil flyttes på rødlista. Dette gjelder for eksempel skredmjelt.

I kunnskapsgrunnlagene har vi satt opp relevante rødlistekriterium som delmål. Rødlistekriteriene er ikke uavhengige av hverandre, og de må ses i sammenheng når tiltak skal vurderes for de ulike delmålene.

For naturtyper er det IUCNs veiledere for rødlistevurderinger av naturtyper som gjelder (IUCN 2016, Bland et al. 2017), med presiseringer beskrevet av Artsdatabanken (2018b). I kunnskapsgrunnlagene er det beskrevet hvordan de ulike naturtypene er vurdert og hvilke delmål (rødlistekriterier) som må oppfylles for at naturtypene skal kunne få en redusert rødlistekategori. En oppsummering av denne informasjonen er gitt i **Tabell 4**.

Tabell 4. Forenklet oversikt over rødlistekriteriene og hvilke kriterier som er utslagsgivende for de seks naturtypene som inngår i dette prosjektet, der navnet på naturtypen slik den er omtalt i prosjektet (ikke rødlistevurderingen) er brukt.

	CR	EN	VU	NT
A. Reduksjon i totalareal	Slåttemark	Slåttemyr	Kalksjø	
A1 Reduksjon siste 50 år			Hule eiker*	
A2a Reduksjon neste 50 år		Slåttemyr		
A2b Reduksjon 50 år (for-nå-framtid)		Slåttemyr		
B. Geografisk utbredelse som utbredelsesareal (B1) og/eller antall forekomster (B2) og minst ett av følgende 3 underkriterier: a) pågående nedgang i areal eller kvalitet, b) påvirkningsfaktorer som vil medføre nedgang i areal eller kvalitet, og c) antall lokaliteter/trusler				
B1 Utbredelsesareal		Kalklindeskog*		
B2 Antall forekomster (10 x 10 km²-ruter)		Kalklindeskog*		
B3 Antall trussel-definerte lokaliteter				
C Abiotisk forringelse – kombinasjon av andel av totalareal og grad av forringelse				
C1 siste 50 år			Kalksjø	
C2a neste 50 år				
C2b 50 år (for-, nå-, framtid)				
D Biotisk forringelse				
D1 siste 50 år	Slåttemark	Slåttemyr		
D2a neste 50 år		Slåttemyr		
D2b 50 år (for-, nå-, framtid)		Kystlynghei Slåttemyr		

* Naturtypen ikke vurdert i rødlista for naturtyper 2018, egen evaluering ble utført i **Vedlegg 0.1**.

2.4 Kostnadsberegninger

Kunnskapsgrunnlagene for de naturtypene og artene som vurderes i denne rapporten angir kostnader for tiltak og tiltakspakker og sannsynligheten for måloppnåelse. De anslåtte samfunnsøkonomiske tiltakskostnadene er gjennomført med formål om å være sammenlignbare med kostnadene beregnet i «Tiltak for å ta vare på truet natur» i 2018. Det er kun beregnet kostnader, mens nyttevirksomheter ikke er inkludert i analysen. Det er altså ikke gjennomført en nytte-kostnadsanalyse av tiltakene eller tiltakspakkene. Metoden er nærmere redegjort for i Kyrkjeeide et al. (2018; 2022). De viktigste metodiske valgene, som har betydning for tolkningen av kostnadene, er kort beskrevet i det følgende.

Tiltakskostnader beregnes så langt som mulig i kroner og presenteres som nåverdier, hvor kostnader på ulike tidspunkt i analyseperioden sammenstilles til en verdi, i henhold til standard antagelser for samfunnsøkonomiske analyser (Finansdepartementet rundskriv R-109/21; Finansdepartementets karbonprisbaner;¹ DFØ 2018; Miljødirektoratet 2019).

Analyseperioden for prosjektet i 2018 og 2022 var 2019-2035, og kostnadene ble oppgitt i 2018-kroner. For å sikre sammenlignbarhet med resultatene fra 2018, har vi i samråd med

¹ <https://www.regjeringen.no/no/tema/okonomi-og-budsjett/statlig-okonomistyring/karbonprisbaner-for-bruk-i-samfunnsokonomiske-analyser/id2878113/>.

oppdragsgiver, valgt å benytte samme analyseperiode og kroneverdi. Alle tiltak er tilpasset denne tiltaksperioden.

For tiltak hvor kostnadene er for usikre til å anslås med kronebeløp, anvender vi kostnadskategorier. Dette gjelder i hovedsak tiltak rettet mot å hindre nedbygging. Vi benytter også samme kostnadskategorier som i 2018, som oppsummert i **Tabell 5**. Merk at kategorinavnene ikke er en vurdering av (absolutte) størrelsesorden på kostnadene, men en relativ rangering fra «lav» til «svært høy». Om tiltakskostnadene skal anses som «lave» eller «svært høye» for samfunnet avhenger av en rekke andre faktorer, for eksempel økosystemtjenestene artene og naturtypene bidrar med og folks verdsetting av at de eksisterer.

Tabell 5. Oversikt over kostnadskategorier benyttet og deres omtrentlige spenn.

Kategori	Omtrentlig spenn
Svært høye kostnader	Over 100 millioner kroner
Høye kostnader	10-100 millioner kroner
Middels til høye kostnader	1 million-10 millioner kroner
Lave til middels kostnader	100 tusen-1 million kroner
Lave kostnader	Under 100 tusen kroner
Kostnadene er ukjente	Tiltaket er for vidtrekkende og/eller informasjonen er for mangelfull til å anslå kostnader

2.5 Framstilling på kart

I framstilling av kartmateriale har vi brukt ArcGIS Pro som plattform og geodatabaser og shapefiler som kartlagringsformater. Geodatabasene publiseres ikke, men inngår i leveransen til oppdragsgiver. Sensitive data (se under) er ikke inkludert i geodatabasen for arter.

2.5.1 Arter

For arter har Artskart/GBIF vært den viktigste datakilden. For noen av de studerte artene er observasjoner unndratt offentlighet. Dette gjelder særlig fuglene, med taigasædgås, svarthale-spove (nordlig underart), snøugle, hubro og jaktfalk som har stedfesting av blant annet hekkelokalteter skjernet. For disse artene har ekspertene fått tilgang til «Sensitive artsdata» for å gjøre vurderinger, men dataene er ikke brukt i framstilling av kart. For fuglene er data i artskart benyttet, med alle forekomster registrert etter år 2000. Kartene viser derfor kun hvor artene er observert og gjenspeiler ikke hekkeområder. Videre er stedfesting av fjellrevhi ikke offentlige og for arten har ekspertene brukt egne data i vurderingen.

Kartdataene for hver av de 21 artene ble slått sammen til en shapefil per art i ArcGIS Pro og overlagt et 15×15 km rutenett for hele Norge. Hver 15×15 km rute som hadde treff med en eller flere artsobservasjoner av arten, ble selektert og deretter eksportert til et nytt kart som viste treff i de ulike 15×15 km rutene.

Ekspertene fikk uttrekksdata fra artskart og utbredelseskartet bestående av gyldige 15×15 km ruter til kvalitetssikring. En del ruter og tilsvarende observasjoner ble fjernet etter ekspertvurderinger, og etter dette ble utbredelseskartene ferdigstilt og forekomstdata overført til en felles geodatabase for alle arter. Kartene vises også i syntesene.

For trøndertorvmose er også hver myrpolygon med arten, hentet fra våtmarkskartet modellert av Bakkestuen et al. (2023), lagt inn i samme geodatabase. For honningblom er det lagt inn to kartlag i geodatabasen for registreringer henholdsvis før og etter 1990.

2.5.2 Naturtyper

De viktigste datakildene for naturtyper har vært Naturtyper – DN-håndbok 13, Naturtyper – Miljødirektoratets instruks, Naturtyper NiN 1:5 000 og Naturtyper NiN 1:20 000. De to første er lastet ned fra Naturbase kart ([Naturbase kart \(miljodirektoratet.no\)](http://naturbase.kart.miljodirektoratet.no)) og de to siste har blitt tilgjengelig gjort for oss gjennom oppdragsgiver.

For hver naturtype har vi søkt i hver kartkilde og filtrert ut de korrekte kodene for objektene tilhørende de ulike naturtypene i de ulike datakildene. I det følgende oppsummeres beskrivelsen av hvordan uttrekket fra kartkilden ble gjort for hver naturtype.

Slåttemark

Naturtypen har blitt delt i 3 grupper: slåttemark, lauveng og våteng med slåttepreg.

Slåttemark ble definert og filtrert ut med kode D2.1 Slåttemark i Naturtyper – Miljødirektoratets instruks, med kode T32 Semi-naturlig eng med variabel SP-a Slåttemarkspreg og kartleggingsenheter T32-C-1 til 21 i NiN 1:5 000, og kode D01 i DN-håndbok 13.

Våteng ble tilsvarende definert og filtrert ut med koden E16 i Miljødirektoratets instruks og med koden V10 Semi-naturlig våteng med variabel SP-a Slåttemarkspreg eller beitemarkspreg og kartleggingsenheter V10-C-1-3 i NiN 1:5000. Våteng er ikke definert som egen naturtype i DN-håndbok 13.

Lauveng ble definert med koden D2.1.1 i Naturtyper - Miljødirektoratets instruks. I NiN 1:5000 er lauveng definert som T32 Semi-naturlig eng med variablene SP-a (Slåttemarkspreg), 1AG-A-E, 3-4 (Dekning av overstandere) og 7JB-HT-ST/SL (Høsting av tresjiktet) og kartleggingsenheten T32-C-1-21. Lauveng hadde kode 1701 i DN håndbok 13. Lokalitetskvalitet etter Miljødirektoratets instruks ble hentet ut, samt verdi i DN-håndbok 13.

Kystlynghei

Naturtypen ble søkt ut med kode D4 i Naturtyper – Miljødirektoratets instruks, kode T34 Kystlynghei i NiN 1:5000 og kode D07 i DN-håndbok 13.

Lokalitetskvalitet etter Miljødirektoratets instruks ble hentet ut, samt verdi i DN-håndbok 13. Vi sammenstilte også data fra beskrivelsesvariablene i NiN 1:5000-kartlaget: 7RA-SJ_(nivå) «Rask suksesjon og tilstand», 7JB-BT_(nivå) «Beitetrykk» og 7FA_(nivå) «Fremmedartsinnslag».

Kalklindeskog

Kalklindeskog ble søkt ut som NiN kartleggingsenhet NA_T4-C-8, T4-C-12 og naturtype kalklindeskog i Naturtyper – Miljødirektoratets instruks og naturtypeutforming 1501 i DN-håndbok 13.

I forskriften til utvalgt naturtype er kalklindeskogen definert som dominert av lind eller samdominert av lind, hassel, eik og med 6 eller flere lindeindivider. I praksis har denne forskriften i lengre tid blitt tolket slik at bestand (på kalk) med 6 eller flere lindeindivider og > 50 % dekning av edellauvtrær er kalklindeskog. Dekning av edellauvtrær er enklere å håndtere i praktisk kartlegging, og er også enklere å skille ut med beskrivelsesvariablene i NiN, og er lagt inn som definisjon i Miljødirektoratets kartleggingsinstruks (dominans av edellauvtrær (1AR-A-E $\geq$ 3) med relativ dekning av lind $\geq$ 12,5% (1AR-A-Tlco $\geq$ 1)). I og med at uttørkingsgradienten er vanskelig å håndtere i karstpreget kalkskog med sprekker og svaberg, har det nok vært brukt litt forskjellige NiN-koder på grunntype-nivå, men vi forholder oss til det som er definert i de siste års registreringer i Naturtyper – Miljødirektoratets instruks.

Hule eiker

Hule eiker ble søkt ut som naturtypeutforming D1207 i DN-håndbok 13 og naturtype C1 hule eiker i Naturtyper – Miljødirektoratets instruks. I Naturtyper – Miljødirektoratets instruks ble følgende hule eiker søkt ut basert på kriteria livsmedium 4TL-HL kode QU (hule eiker), eller kode

QU kombinert med >200 cm omkrets (store eiker) (der en eik ikke var synlig hul, men registrert på grunn av størrelse, var variabelen 4TL-HL satt til 0). Det lyktes oss ikke å få tak i datasettet MiS-registreringer. I forbindelse med utarbeiding av overvåkingsopplegg for hul eik ble det gjort en stor jobb med å gå gjennom Naturbase-data til og med 2010 og manuelt lese gjennom lokalitetsbeskrivelser for å identifisere lokaliteter med hule eiker (Sverdrup-Thygeson et al 2013). Dette datasettet er brukt for å kartfeste DN-håndbok 13-lokaliteter med hule eiker.

Kalksjøer

For naturtypen kalksjø har vi brukt modellerte data (se Bakkestuen et al. 2022) for å beregne antall lokaliteter, totalareal og utbredelse. Vi har modellert svært kalkrike sjøer (> 20 mg Ca/l) med størrelse > 0,0025 km², basert på økologisk grunnkart for geologisk kalkinnhold og andre variabler som myr og skog i nedbørsfeltet. For hver av lokalitetene som ble modellert ut, ble det i GIS utledet følgende opplysninger:

- Navn på lokalitet (navnet på kartet for de som har)
- Navn på region/gammelt fylke (fylkesstruktur fra før 2015) lokaliteten ligger i
- Koordinater
- Areal (m²)
- Høyde over havet
- Infrastrukturindeks (Erikstad et al. 2023) for hver lokalitet
- Vernestatus, dvs. om lokaliteten omfattes av et verneområde.

Slåttemyr

For slåttemyr er data fra fem datasett i Naturbase vurdert ved framstilling av kart. Dette er datasettet fra kartlegging etter DN-håndbok 13 (DN13), datasett for naturtypelaget i NiN-kartlegging etter Miljødirektoratets instruks (naturtypelaget), datasett med kartleggingsenheter i målestokk 1:5000 (5K-laget), datasett med kartleggingsenheter i målestokk 1:20000 (20K-laget), samt et datasett for utvalgte naturtyper. Dette siste er et utdrag fra DN13, og er ikke brukt her siden de samme lokalitetene kommer med gjennom DN13. Det er lagt vekt på å unngå overlapp mellom lokaliteter fra ulike kilder så fremt det lar seg gjøre uten for mye bruk av tid.

I DN13 inngår slåttemyr i kartleggingsenheten D02 Slåtte- og beitemyr, og naturtypen dekkes av utformingene D0201 Slåttemyr, D0203 Fattig slåttemyr, D0204 Intermediær slåttemyr, D0205 Rik slåttemyr og D0206 Slåttemyr i låglandet. Lokaliteter der en av disse utformingene er oppgitt, er inkludert i datagrunnlaget i denne rapporten. Lokaliteter som kun er ført til naturtype D02 eller til utformingen D0202 Beitemyr, er ikke inkludert. Det er gjort en manuell gjennomgang for å prøve å føre flest mulig lokaliteter til én av de seks utformingene, og det har latt seg gjøre i mange tilfeller. Antall lokaliteter som inngår fra dette datasettet, er derfor en god del høyere enn hva man får ved å se på en ubearbeidet nedlasting fra Naturbase.

I NiN inngår slåttemyr i V9 Semi-naturlig myr, og SP-a Slåttemarkspreg skiller slåttemyr fra beitemyr. I naturtypelaget finner vi aktuelle lokaliteter ved å filtrere på naturtype: «Semi-naturlig myr» (som kan være både beitemyr og slåttemyr), «Sørlig slåttemyr», samt «Slåttemyr». Vi har ikke funnet noen metode for å skille slåttemyr fra beitemyr for kategorien «Semi-naturlig myr», og det er «Sørlig slåttemyr» og «Slåttemyr» vi kan inkludere i denne sammenheng.

I 5K-laget finner vi lokaliteter med «Semi-naturlig myr» ved å filtrere på kolonne «Hovedtypeb». Ved i tillegg å filtrere på V9-SP_2 (= slåttemarkspreg) i kolonne «ULKM» finner vi de lokalitetene som er positivt angitt som slåttemyr. Vår forståelse er at 5K-laget omfatter data både fra basis-kartlegging i verneområder og kartlegging etter Miljødirektoratets instruks, dvs. to ulike datasett. Det siste av disse vil overlappe helt med naturtypelaget, men har finere inndeling i kartleggingsenheter og flere polygoner. Data fra basiskartlegginga vil bare være representert i dette laget, og gir et tillegg i forhold til naturtypelaget. Ved å filtrere på kolonne «Programnav» kan vi få fram kun data fra basiskartlegging.

I 20K-laget kan vi identifiser lokaliteter ved å filtrere på samme vis som for 5K-laget. Data i 20K-laget er fra heldekkende kartlegging fra 2017, da det var mye utprøving av metodikk. De fleste lokalitetene er fra kartlegging i Jønnemsklumpen i Steinkjer kommune, et område som er kjent for sine slåttemyrer. Dette området var før dette DN13-kartlagt, og det har blitt kartlagt etter Miljødirektoratets instruks en gang etter 2017 også. Her er det altså trippelkartlegging som er gjort, og vi foreslår å ta ut lokalitetene som ligger i 20K-laget. Fra 20 K-laget står vi da tilbake med en handfull lokaliteter i Senja, Førde, Leksvik og Målselv.

Data om 159 slåttemyrlokaliteter finnes i Myrbasen ved NTNU Vitenskapsmuseet (Lyngstad et al. 2013). Det er ganske stor overlapp mellom lokaliteter i Myrbase, DN13-data og NiN-data, og det ble ikke prioritert å gå gjennom Myrbasedata for å identifisere lokaliteter som ikke er fanga opp av de andre datasettene.

2.6 Sammenstilling av synteser

For hvert kunnskapsgrunnlag lages et sammendrag kalt syntese i Word-dokument. Syntesen følger en oppsatt mal hvor ulike elementer fra kunnskapsgrunnlaget presenteres under gitt overskrifter. Dette er en forenklet sammenstillingen av vurderingen som ligger til grunn for hver art og naturtype og er ikke uttømmende. Det vil si at deler av informasjonen som ligger i kunnskapsgrunnlaget, fremstilles på en forenklet måte. I tillegg blir ikke vurderinger og usikkerhet synliggjort. En leseveiledning (**Vedlegg 0.7**) er utformet for å bidra til økt forståelse av de bakenforliggende vurderingene som er gjort. For å prioritere må vurderingene som ligger i kunnskapsgrunnlagene benyttes.

3 Resultater

Synteser og kunnskapsgrunnlagene ligger som elektroniske vedlegg til denne rapporten, og er tilgjengelige via lenke <https://hdl.handle.net/11250/3065323>. Kunnskapsgrunnlagene er sammenstilt i to Excel-filer, en fil hver for arter (**Vedlegg 1**) og naturtyper (**Vedlegg 2**). Et kunnskapsgrunnlag refereres som følger: Øien, D.-I., Handberg, Ø.N og Magnussen, K. 2022. Kunnskapsgrunnlag for svartkurle i Vedlegg 1 Kunnskapsgrunnlag arter. Fra Rød til grønn: Kunnskapsgrunnlag for prioriterte arter, arter med handlingsplan og utvalgte naturtyper. NINA Rapport 2280. Norsk institutt for naturforskning. **Tabell 6** viser oversikt over synteser og vedleggsnummer.

Tabell 6. Oversikt over synteser og vedleggsnummer for arter og naturtyper vurdert i henhold til Rød til Grønn-metoden.

Art	Vedlegg
Damfrosk	3
Elvemusling	4
Edelkreps	5
Fjellrev	6
Hubro	7
Jaktfalk	8
Snøugle	9
Svarthalespove (nordlige underarten)	10
Taigasædgås	11
Vipe	12
Åkerrikse	13
Elvesandjeger	14
Eremitt	15
Klippeblåvinge	16
Dragehode	17
Dvergålegras	18
Honningblom	19
Rød skogfrue	20
Skredmjelt	21
Svartkurle	22
Trøndertorvmose	23
Hule eiker	24
Kalklindeskog	25
Kalksjør	26
Kystlynghei	27
Slåttemark	28
Slåttemyr	29

3.1 Arter

Av de 21 artene som ble vurdert i prosjektet, ble målsetning satt til forbedring med én kategori for 18 arter, med to eller flere kategorier for tre arter (**Tabell 7**). Trinnvis vurdering via hver rødlistekategori til NT ble vurdert for alle de prioriterte artene, men for de fleste stoppet målsetningen på én kategori ned fordi tiltak ikke er mulig for bedre måloppnåelse innen 2034. For noen arter, som f.eks. elvesandjeger, vil tiltak enten stanse pågående nedgang og dermed få arten ut av rødlista, eller tiltak vil ikke ha tilstrekkelig effekt og elvesandjeger vil fortsatt bli vurdert som sterkt truet i 2034.

Tiltakspakker med sannsynlighet for måloppnåelse > 75 % er bare foreslått for seks av de 21 artene, mens for åtte arter er det foreslått tiltakspakker med måloppnåelse > 50 %. For de øvrige artene er det foreslått tiltakspakker med < 50 % måloppnåelse eller prosjekter for kunnskapsinnhenting samt videreføring og ev. utvidelse av igangsatte tiltak for å sikre at rødlistestatus ikke forverres og for å legge grunnlag for forbedring på lengre sikt enn 2034. Lav sannsynlighet for måloppnåelse er delvis knyttet til at påvirkningene for arten skjer på stor romlig skala, og det er vanskelig å vurdere både hvor og hvordan tiltak skal gjennomføres på best mulige måte, samt at det er vanskelig å vurdere hvilken effekt tiltakene har. For arter med lang generasjonstid er også tiden fram mot 2034 relativt kort, og effekter av tiltakene må forventes på lengre tidsskala. Dette er nærmere beskrevet i kunnskapsgrunnlagene.

Tabell 7. Målsetning og tiltakspakker for de 21 artene som er vurdert etter Rød til grønn-metoden. Arter merket med * er prioriterte arter.

Art	Rødliste-status 2021	Målsetning 2034	Tiltaks-pakke	Kommentar
Damfrosk	CR	EN	Ja, 75-85 %	
Elvemusling	VU	NT	Ja, 50-75 %	
Edelkreps	EN	VU	Nei	Sannsynlig EN i 2034, igangsette tiltak for å sikre stabil status
*Fjellrev	EN	VU	Ja, 85-95 %	
Hubro	EN	VU	Ja, 50-75 %	
Jaktfalk	VU	NT	Ja, 50-75 %	
Snøugle	CR	EN	Ja, 50-75 %	
*Svarthalespove (nordlige underarten)	CR	EN	Ja, 50-75 %	
Taigasædgås	EN	VU	Ja, 75-80 %	
Vipe	CR	EN	Ja, 50-75 %	
Åkerrikse	CR	EN	Ja, 50-75 %	
*Elvesandjeger	EN	LC	Nei	Sannsynlig EN i 2034, da pågående nedgang er vanskelig å stanse. Igangsette/videreføre tiltak for langsiktig forbedring.
*Eremitt	CR	EN	Nei	Sannsynlig CR i 2034, igangsette/videreføre tiltak for langsiktig forbedring.
*Klippeblåvinge	CR	EN	Ja, 85-95 %	
*Dragehode	VU	NT	Ja, 85-95 %	
*Dvergålegras	EN	NT	Ja, 85-95 %	Går rett til NT dersom pågående nedgang stanses. VU ikke vurdert.
*Honningblom	CR	EN	Nei	Sannsynlig CR i 2034, igangsette/videreføre tiltak, kunnskapsinnhenting for langsiktig forbedring.
*Rød skogfrue	EN	VU	Nei	Sannsynlig EN i 2034, da antall individer er svært vanskelig å øke med tiltak. Igangsetting av tiltak og prosjekter for kunnskapshenting for langsiktig forbedring.
*Skredmjelt	CR	EN	Nei	Sannsynlig CR i 2034, kunnskapsinnhenting, eventuelle tiltak etter det.
*Svartkurle	EN	NT	Ja, 85-95 %	Går rett til NT dersom pågående nedgang stanses. VU ikke vurdert.
*Trøndertorvmose	EN	VU	Ja, 50-75 %	

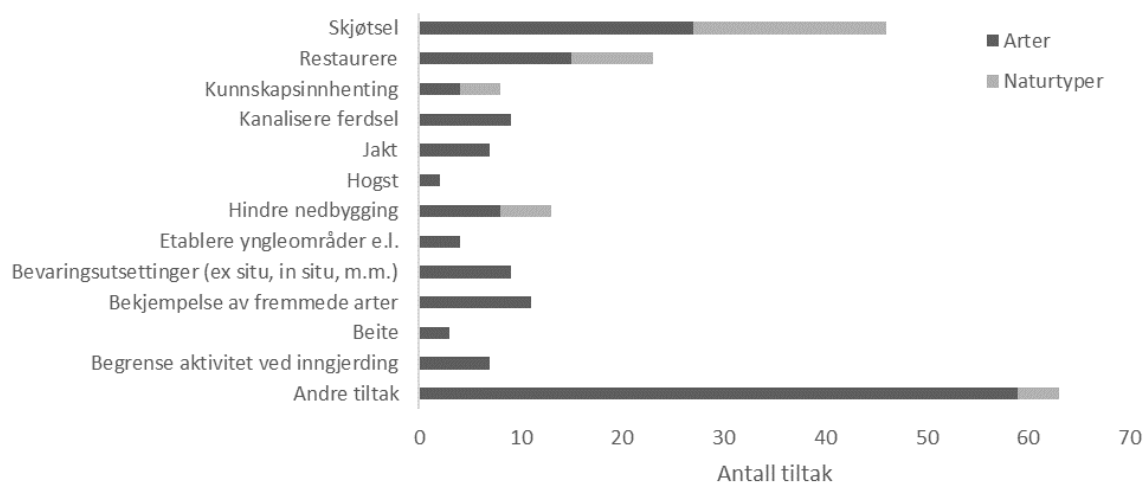
Tabell 8. Målsetning og tiltakspakker for de seks naturtypene som er vurdert etter Rød til grønn-metoden.

Art	Rødliste-status 2021	Målsetning 2037	Tiltakspakke	Kommentar
Hule eiker	VU	NT	Nei	Liten sannsynlighet for måloppnåelse fordi nedgangen i antallet hule eiker uansett vil overstige terskelverdien for VU i 2037.
Kalklindeskog	EN	NT	Ja, 85-95 %	
Kalksjøer	VU	NT	Ja, 50-75 %	Det anbefales i tillegg prosjekter for kunnskapsinnhenting.
Kystlynghei	EN	VU/NT	Ja, 95-100 %	
Slåttemark	CR/EN	VU/NT	Ja, 85-95 %	Tiltakspakke for NT ikke vurdert i samråd med oppdragsgiver.
Slåttemyr	EN	VU/NT	Ja, 95-100 %	

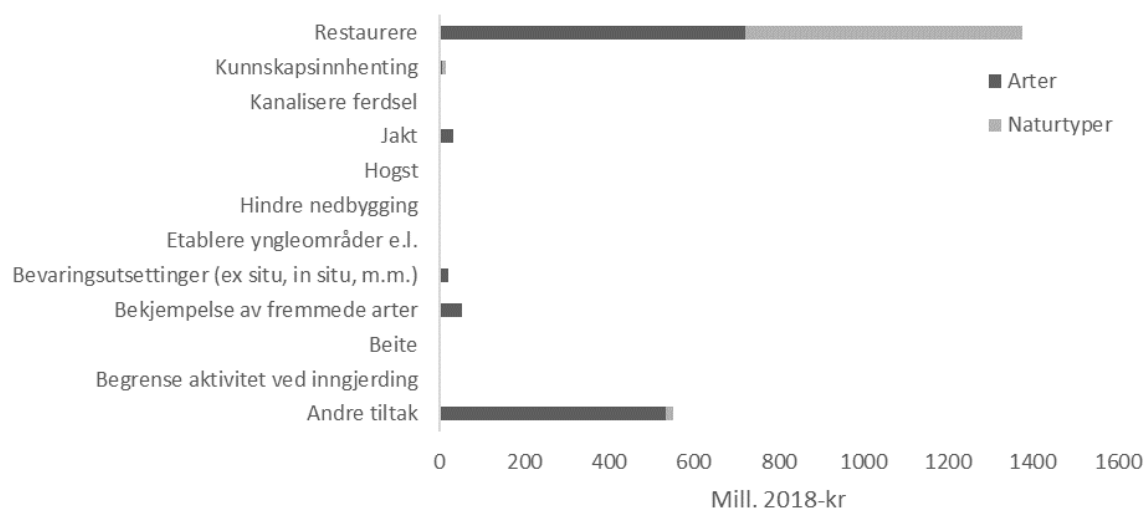
3.3 Tiltak og kostnader

Det er vurdert tiltakskostnader for 206 tiltak, hvorav 147 er foreslått i minst én tiltakspakke. 166 av tiltakene er for arter og 40 er for naturtyper. I alt 159 tiltak er anslått med kroneverdi, 16 er plassert i kostnadskategorier, og 31 har ukjente kostnader. For de tiltakene som er anslått med kroneverdi, spenner kostnadene fra under 10 000 til om lag 10 mrd. 2018-kroner. Gjennomsnittet er 234 mill. 2018-kroner, og medianen er 800 000 kroner. 99 prosent av de prissatte kostnadene inngår i minst en tiltakspakke, og 96 prosent av disse er for naturtyper. For tiltakene plassert i kostnadskategorier er 10 tiltak vurdert til å ha «trolig svært høye kostnader» (over 100 mill. kroner), 4 tiltak er vurdert til å ha «trolig høye kostnader» (10–100 mill. kroner), og 2 tiltak vurderes til «middels til høye kostnader» (1–10 mill. kroner).

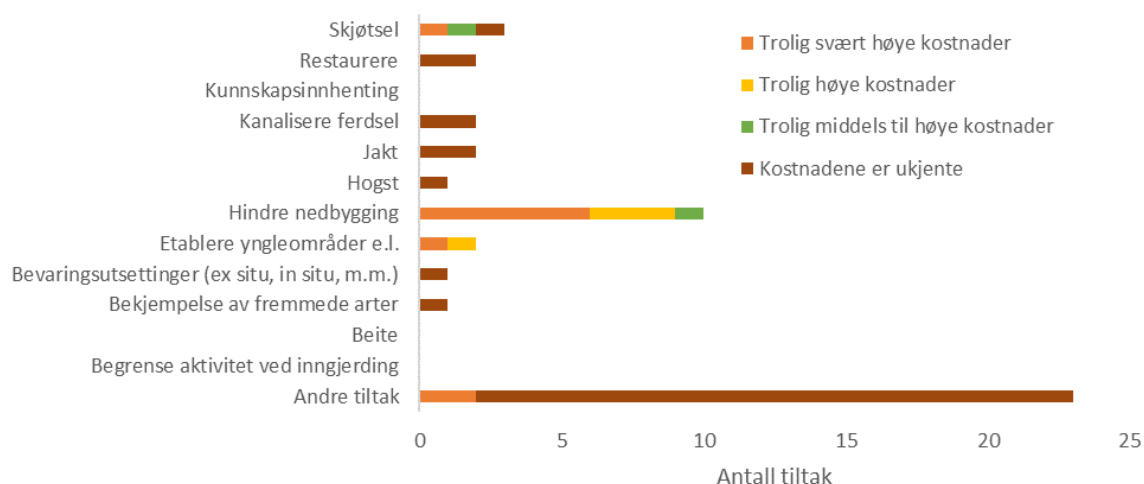
Figur 2 og **Figur 3** viser henholdsvis antall tiltak og kostnader for tiltakene med prissatte kostnader, fordelt på tiltakskategorier og om tiltaket er rettet mot å ta vare på arter eller naturtyper. Figurene viser at det er flest «andre tiltak», skjøtselstiltak og restaureringstiltak. Andre tiltak inkluderer tiltak som informasjonsspredning, endring av subsidier, forhindre avrenning og forhindre bruk av blyhagl. Tiltakene knyttet til restaurering og skjøtsel har de høyeste prissatte kostnadene; disse utgjør 94 prosent av de totale prissatte kostnadene. Alle de 6 tiltakene med kostnad over 1 mrd. kroner er skjøtselstiltak, hvorav 5 er for kystlynghei og det siste er for hule eiker. I tillegg kommer tiltak som er plassert i kostnadskategorier, nevnt i avsnittet over, og tiltak som ikke lar seg kostnadsfeste, se **Figur 4**.



Figur 2. Antall analyserte tiltak, fordelt på arter og naturtyper og tiltakskategorier



Figur 3. Anslåtte prissatte tiltakskostnader, fordelt på arter og naturtyper og tiltakskategorier. Skjøtselstiltak er ikke inkludert, fordi det gjør figuren vanskeligere lese (anslått til 31,8 mrd. og 36 mill. 2018-kroner for hhv. naturtyper og arter). Totalt prissatte kostnader er 33,9 mrd. 2018-kroner



Figur 4. Antall tiltak i ulike kostnadskategorier, fordelt på tiltakskategorier. Arter og naturtyper er slått sammen. De fleste tiltakene er for arter, med unntak av 4 tiltak for å hindre nedbygging og 1 “annet tiltak” med trolig “svært høye kostnader” og 1 tiltak med ukjente kostnader for å ta vare på naturtyper

Tiltakskostnader er ukjente i hovedsak grunnet at omfanget av tiltaket er ukjent (for eksempel hvor stort areal som berøres) eller at kostnadene ved tiltaket er ukjente (for eksempel kostnader for jordbruket ved å endre praksis og dyrke spesifikke planter). Blant tiltakene med ukjente kostnader i kategorier “andre tiltak” er over 80 prosent for fugler, hvor det er ukjent omfang av mange av tiltakene (for eksempel hvor mye strømledninger som må markeres for å forhindre kollisjonsfare), og enkelte tiltak hvor selve kostnadene er ukjente (for eksempel kostnader for jegere og andre ved å skifte fra blyhagl til alternativer).

4 Videreutvikling av kostnadsberegninger

Flere av tiltakene som er foreslått og inngår i anbefalte tiltakspakker, både for truede arter og naturtyper, innebærer å sikre arealet for arten eller naturtypen, det vil si hindre omgjøring eller nedbygging av arealet. Dersom det aktuelle arealet har en alternativ anvendelse, vil det å sikre arealet oftest innebære at arealet foreslås vernet. I kostnadsberegningen av slike tiltak er det hittil benyttet en sjablongmessig tilnærming hvor fylket eller fylkene arealet befinner seg i, sammen med indikasjoner på enhetsverdier for arealet har definert kostnaden, som er plassert i kostnadskategorier, fra «svært lav» til «svært høy» kostnad. For vern av skogarealer er det i samråd med Miljødirektoratet benyttet en pris per dekar som tilsvarer kompensasjon for frivillig vern av skog.

Det kan ofte være store arealer som foreslås vernet, og det har vært et ønske om å få fram bedre estimater for kostnader ved å verne areal for å ivareta truede arter og naturtyper. For å komme fram til bedre estimater, kreves både bedre anslag for størrelsen og lokaliseringen av arealet som foreslås vernet og for alternativ bruk og dermed alternativ verdi av arealet.

Det har også vært et ønske å kunne kvantifisere ulike økosystemtjenester knyttet til ulike naturtyper og arter. I denne omgang beskrives en metode for å kunne kvantifisere og prissette verdien av karbonlagring i en naturtype. Videre i dette kapittelet beskrives en mulig tilnærming for å komme fram til riktigere og mer presise kostnadsanslag for henholdsvis vern av areal og karbonbinding. Tilnærmingen testes og drøftes for naturtypen kalklindeskog.

Først forklarer vi tilnærmingen og nøkkelkonseptene «nedbyggingspress» og «alternativverdi». Deretter beskriver vi metoden, med hensyn til hvordan størrelse og lokalisering av arealene er identifisert, hvordan alternativverdien av arealet er anslått, og hvordan karbonlageret i lokalitetene er anslått og verdsatt. Til slutt drøfter vi metodene.

4.1 Om alternativverdi og nedbyggingspress

Alternativverdien (eller alternativkostnaden) til et areal er den høyeste verdien til en alternativ bruk av samme areal. Dette kan uttrykkes som høyeste betalingsvilje for arealet og kontrollert for eksterne virkninger fra arealbruksendringen og alternativ arealbruk. For eksempel, dersom høyeste betalingsvilje for et skogareal er å benytte arealet til boliger, vil utgangspunktet for alternativverdien være hvor mye boligutbyggere er villige til å betale for arealene (råtomtene). Så vil eksterne virkninger komme i tillegg: et skogholt kan bidra til økosystemtjenester som karbonlagring, vannregulering og rekreasjon.

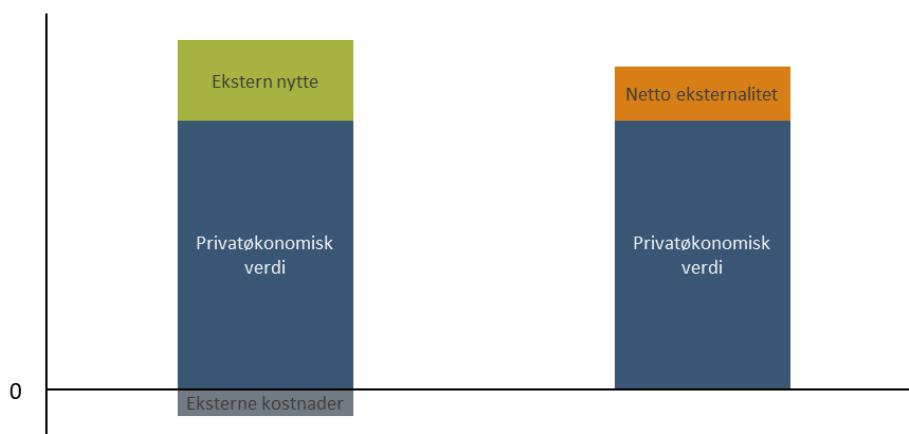
I denne metodeutviklingen går vi nærmere kun inn på en ekstern virkning: karbonlagring i skog. For en mer generell omtale om markedspriser/betalingsvilje og forholdet til samfunnsøkonomisk alternativverdi, se **Tekstboks 1**.

Tekstboks 1. Markedspriser og samfunnsøkonomisk alternativverdi. Kilde: Magnussen & Lindhjem (2013).

I samfunnsøkonomiske analyser brukes kalkulasjonspriser som skal reflektere alternativverdien av de ressursene som inngår ved gjennomføring av et tiltak, for eksempel en veiutbygging. For ressurser med veldefinert eiendomsrett, velfungerende markeder og ingen eksterne virkninger er samfunnsøkonomisk verdi (kalkulasjonsprisen) lik markedsprisen. I faktiske, ofte imperfekte markeder, kan kalkulasjonsprisen avvike mer eller mindre fra markedsprisen. Årsaker til avvik, kan f.eks. være markeder med ufullkommen konkurranse (for eksempel et monopol) eller forekomst av eksterne effekter. Begge disse typene avvik fra et «fullkomment marked» er relevante i vår sammenheng.

Markedsprisen på landareal er påvirket av gjeldende og forventet fremtidig regulering av hva arealet kan brukes til. Når det gjelder prisen for et stykke land, vil den blant annet avhenge av reguleringer som konsesjonsplikt, bo- og driveplikt, regulering av areal til boligformål osv.

Generelt finner vi den samfunnsøkonomiske verdien ved å legge sammen de privatøkonomiske verdiene og verdien av de(n) eksterne effektene. Dette er illustrert i figuren under.



4.2 Størrelse og lokalisering av arealet som inngår i tiltaket: kalklindeskog

Kalklindeskog er linde-hasseldominert skog på grunnlendte kalkrygger med oppsprukket kalkberg og mer eller mindre sørvendte, berglendte rasmarker (Brandrud et al. 2011). Kalklindeskog er lite kjent som naturtype, og har tidligere vært ført sammen med andre rike edellauvskoger under samlebetegnelsen alm-lindeskog.

Bestemmelse av størrelse og lokalisering av areal som foreslås vernet, er gjennomført i tre steg, ved å identifisere:

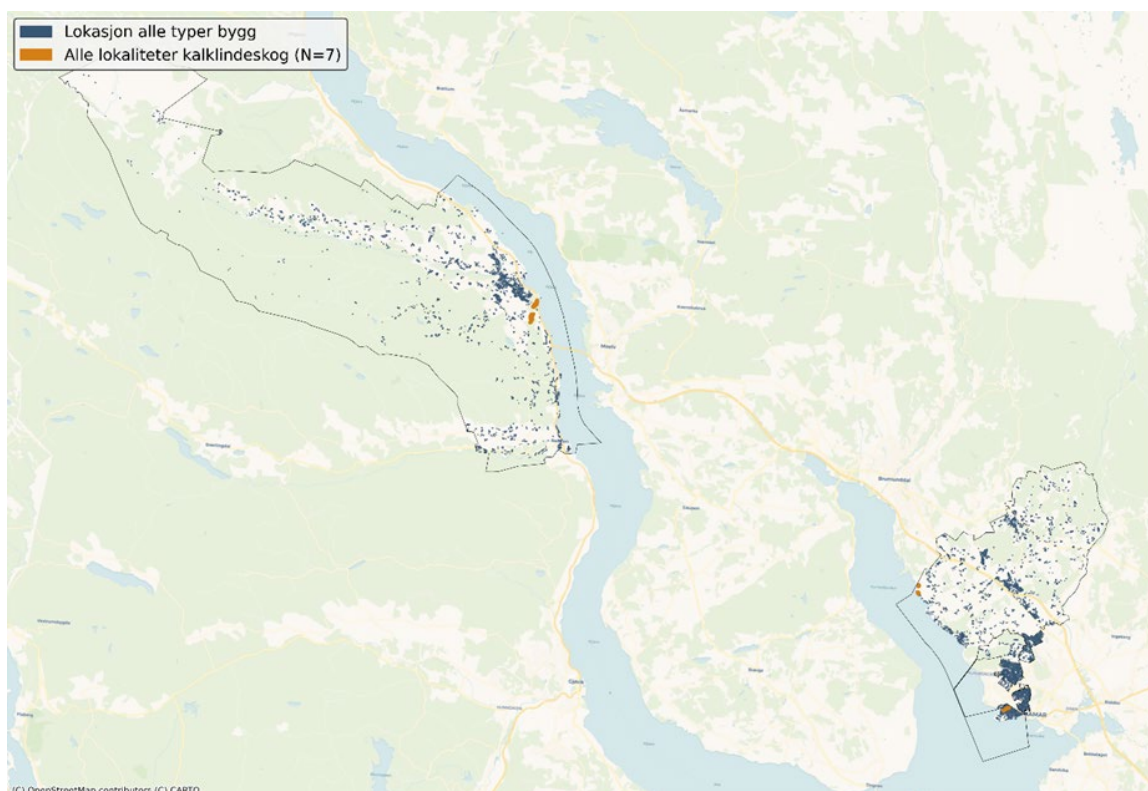
- 1) Hvilke arealer av kalklindeskog som finnes
- 2) Hvilke arealer av kalklindeskog som allerede er vernet
- 3) Hvilke arealer som foreslås vernet som del av tiltaket

For 1) er det nødvendig med kompetanse på kalklindeskog for å sikre at oppdaterte kunnskaper brukes. Det er tatt utgangspunkt i registrerte lokaliteter i Naturbase, etter både DN-håndbok 13

og etter Miljødirektoratets instruks i Natur i Norge (NiN). Dette er supplert med flere lokasjoner som er kjent av eksperten, men som foreløpig ikke er registrert i Naturbase. Det var også nødvendig med en gjennomlesing og kvalitetssikring av registreringene.

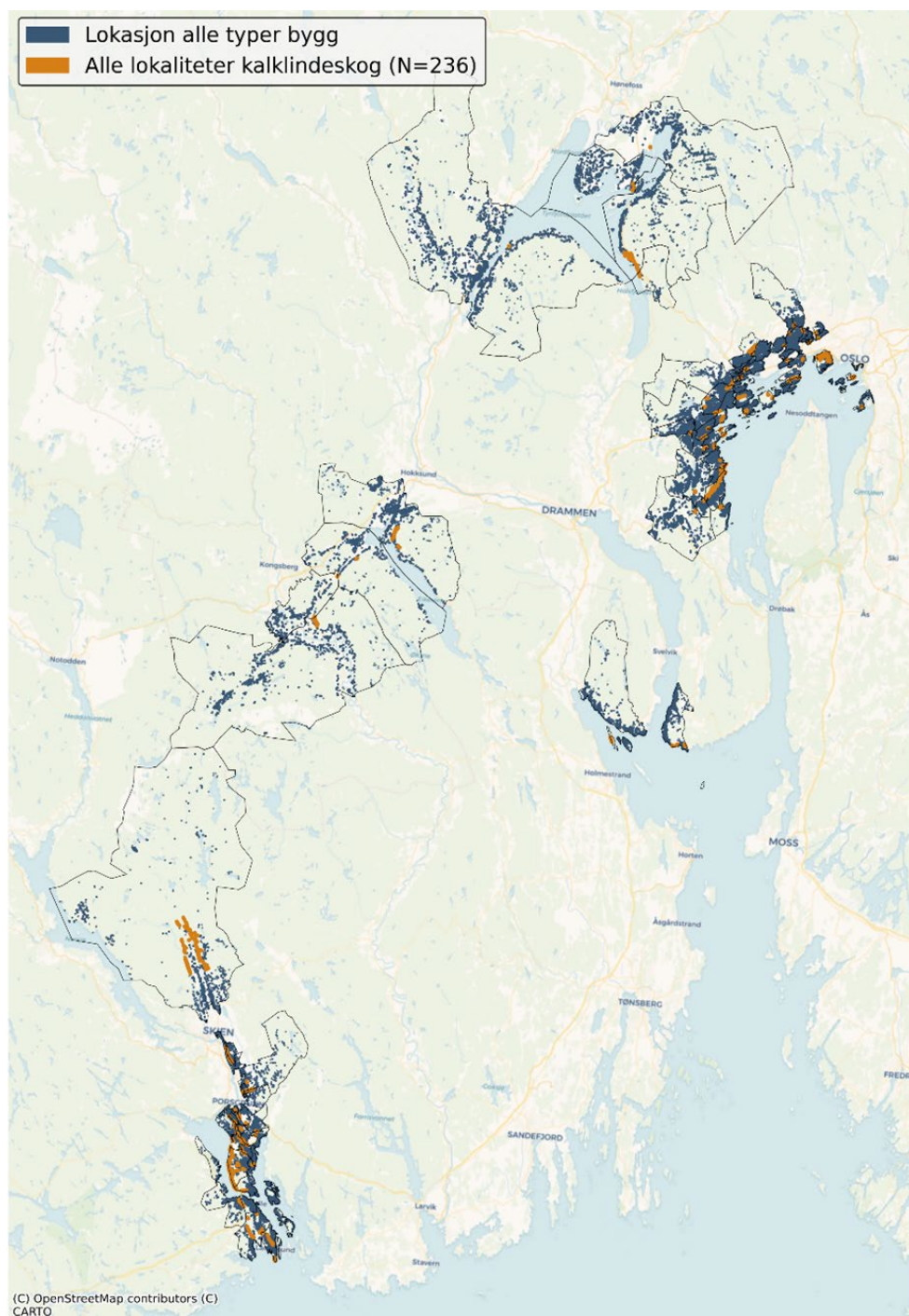
For 2) er det sett på overlapp mellom lokalitetene fra 1) og verneområder etter naturmangfoldloven, som registrert i Naturbase. Overlapp betyr at lokaliteten allerede er vernet, og går følgelig ut av listen av arealer som er relevante å verne som del av foreslått tiltak.

Resultatet fra punkt 1) og 2) gir en «bruttoliste» på 243 lokaliteter (2 623 dekar), hvorav de fleste er basert på registrering i Naturbase etter DN-håndbok 13. 29 lokaliteter (158 dekar) ble lagt til utover det som allerede var registrert i Naturbase. Plasseringen og omfanget av disse lokalitetene vises i kartene under, i tillegg til bebyggelse innenfor samme postnummer som kalklindeskoglokaliteten (**Figur 5, Figur 6**).² Kalklindeskogen preges av et stort antall lokaliteter, men et relativt beskjedent areal per lokalitet.



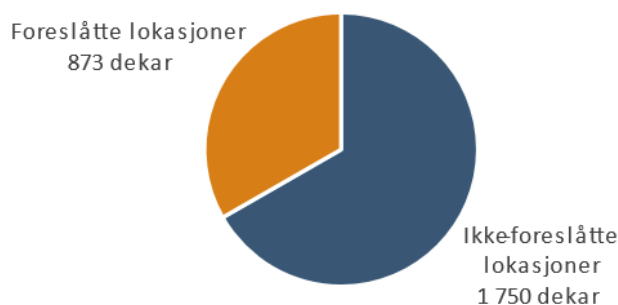
Figur 5. Oversiktskart over lokaliteter (oransje felter) og alle typer bygg (blå) i samme postnummer som lokalitetene, avgrenset som «innenfor samme postnummer som kalklindeskoglokaliteten» for områdene rundt Biri og Hamar. Svarte linjer viser postnummer-grensene.

² Postnummer-avgrensningen er gjort for å redusere mengden data som lastes ned og dermed pro-sessortiden. Denne forenklingen drøftes under kapittel 4.5.



Figur 6. Oversiktskart over lokaliteter (oransje felter) og alle typer bygg (blå) i samme postnummer som lokalitetene, for østlandsområdene rundt Oslo og sørover. Svarte linjer viser postnummer-grensene.

Steg 3) gjøres av fag-eksperten på området, i sammenheng med andre tiltak for kalklindeskog, for måloppnåelse i tråd med Rød til grønn-metoden. For ønsket tiltakspakkeeffekt, ble det foreslått at tiltaket bør hindre nedbygging på 56 lokaliteter, som totalt utgjør 873 dekar, se **Figur 7**. Dette gir en oversikt over alle dagens kalklindeskog-lokaliteter, inkludert stedfesting og størrelse, som skal inngå i tiltaket.



Figur 7. Foreslåtte arealer i tiltak 1.1 for kalklindeskog: Stans av utbygging (økt sikring)

4.3 Alternativverdi: metode og resultater

4.3.1 Metode

For å gi bedre kostnadsestimer for alternativverdien til lokalitetene i tiltaket, må vi både indikere nedbyggingspresset til hver lokalitet og knytte dette presset til en alternativverdi. Vi har i denne metodeutviklingen fokusert på førstnevnte, og benyttet forenklede alternativsatser for å vise hvordan dette slår ut i tiltakskostnader. I det følgende redegjør vi for anvendt metode.

Nedbyggingspress for lokalitetene

Vi bruker nærliggende bebyggelse for å indikere nedbyggingspresset for hver kalklindeskoglokalitet, og viser hvordan dette slår ut gjennom to ulike indikatorer.

For identifiserte kalklindeskoglokaliteter som er foreslått vernet, er det hentet ut bygningsinformasjon om alle bygg som ligger omkring lokalitetene. Vi definerer det omkringliggende som arealet til hvert enkelt postnummer som huser en eller flere lokaliteter. Dette er en forenkling, fordi lokaliteten kan ligge på grensen til andre postnummer. Det er imidlertid nødvendig å avgrense området for å hente ut informasjon om bygninger, og dette er vurdert som en enkel og oversiktlig tilnærming. Det er derfor hentet ut koordinatene til alle bygg som befinner seg innenfor settet av relevante postnummer, og i tillegg er det hentet ut informasjon om hvert enkelt bygg. Dette er gjort i følgende rekkefølge (nummerert kronologisk):

1. Vi tar utgangspunkt i alle lokaliteter. Ved å bruke koordinatene til disse lokalitetene, finner vi alle postnummer som huser én eller flere lokaliteter som er foreslått vernet.
2. Dette settet av postnummer og kommunenummer anvendes på GeoNorge og Kartverkets API³. For hvert postnummer og kommunenummer som sendes inn i API-et, får vi ut alle bygninger som ligger innenfor hvert enkelt postnummer. Hver observasjon inneholder informasjon om adresse (adressenavn, gatenummer, gardsnummer, bruksnummer, festenummer, undernummer, postnummer og kommunenummer) og koordinat.
3. For å knytte informasjon om hvert enkelt bygg til vårt datasett bruker vi informasjonen vi har hentet ut fra GeoNorge sitt API i steg 2 over for å hente ut relevant informasjon fra Kartverkets to API⁴ for henholdsvis matrikkelenhetsidentifikator og bygningstyper. Vi benytter "matrikkelenhetid" for å koble dataene. I det første API'et sender vi inn informasjon om adresse, som gir oss matrikkelenhetsidentifikator til hver enkelt adresse. Matrikkelenhetsidentifikatoren gir oss informasjon om bygg, men også eiendommer. For enkelte

³ https://ws.geonorge.no/adresser/v1/#/default/get_punktsok.

⁴ MatrikkelenhetId: <https://seeiendom.kartverket.no/api/matrikkelenhet/3025/323/2?festenr=25>; bygningstyper: <https://seeiendom.kartverket.no/api/bygningerForMatrikkelenhet/>.

observasjoner er eiendommene store og med en lang rekke adresser og bygg. Vi må derfor for hver observasjon (matrikkelenhet), hente ut alle bygninger som ligger på hver eiendom. Til dette bruker vi Kartverkets andre API. Her sender vi inn matrikkelenhetsidentifikatorene og i retur får vi alle bygg med tilhørende informasjon om bygningsnummer, bygningstype, næring og om bygget står på Sefrak-listen.

4. Til sist må vi supplere informasjonen i steg 3 med informasjon om lokaliseringen av bygningene på hver eiendom. For å hente ut koordinatene til hvert enkelt bygg, benytter vi oss av API til kommunekart.com⁵. Vi kobler dataene med bygningsnummeret hentet ut i steg 3, og i retur får vi en stor mengde informasjon om hvert bygg.
5. Etter steg 1-4 sitter vi igjen med tilstrekkelig med bygningsinformasjon om hvert enkelt bygg i postnumrene som vi identifiserte som relevante for denne analysen. Totalt for de 243 lokalitetene har vi bygningsinformasjon om 88 709 bygninger.

Metoden for å hente ut relevant informasjon omfatter altså å koble flere kartgrunnlag og hente ut store mengder informasjon om et stort antall bygninger, som beskrevet i punkt 1.-5. over. For å korte ned databehandlingstiden er det derfor hentet ut informasjon for de postnumrene lokalitetene ligger i (steg 1). Selv med denne forenklingen tok spørringene og nedlastningen omtrent ett døgn. Stegene er kodet i Python. For å hente ut informasjonen fra de ulike APIene, beskrevet over, har vi benyttet Python-pakken "request".

For hver av disse bygningene, beregnes press ved å måle avstand fra senterpunkt i hver lokalitet opp mot lokaliseringen til hver av bygningene. Vi har benyttet euklidsk avstand mellom bygningspunkt og senterpunkt i de foreslåtte lokalitetene. For alle bygningspunkt, har vi beregnet avstand til alle foreslåtte lokaliteter. For dette har vi brukt Python-pakkene "pandas", "numpy" og "geopandas".

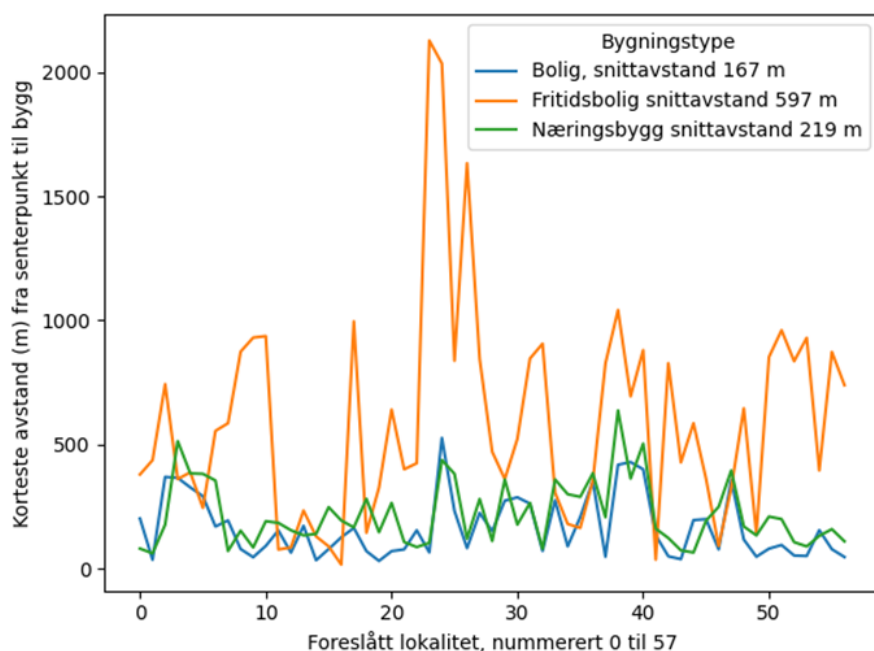
Vi benytter to ulike indikatorer for nedbyggingspress:

1. Nærmeste type bygg definerer alternativverdien: bolig, næringsbygg eller fritidsbygg
2. Fordelingen av bolig, næringsbygg og fritidsbygg i 500 meter omkrets av lokaliteten innenfor samme postnummer.

Figur 8 viser hvilken bygningstype som er nærmest for hver av de 56 lokalitetene som er foreslått vernet. Figuren viser at boliger i gjennomsnitt ligger nærmest senterpunktene til lokalitetene, etterfulgt av næringsbygg og til slutt fritidsboliger. For hver enkelt lokalitet er også bolig som regel den bygningstypen som ligger tettest på lokaliteten, mens det er enkelte tilfeller hvor

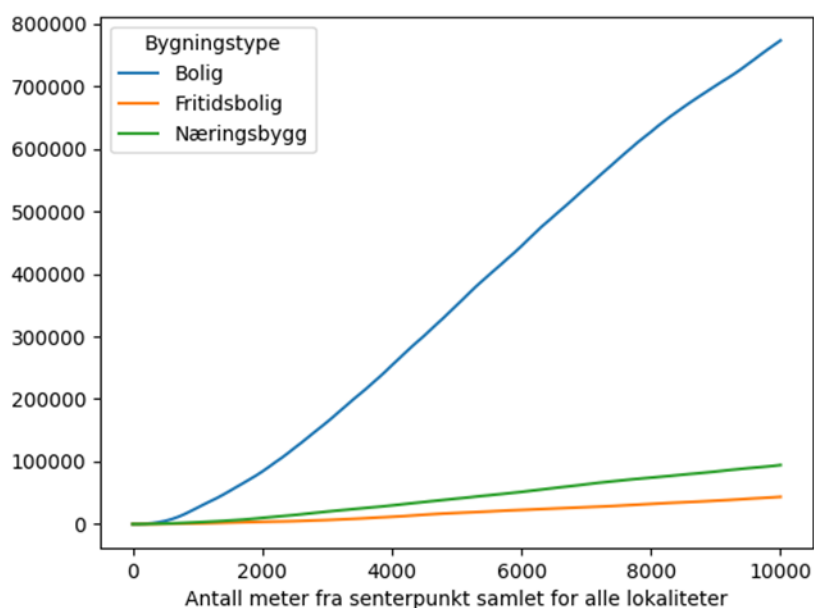
⁵ <https://kommunekart.com/api/MatrikkelGrunnbok/InfoForBygningsnummer?byggningsnummer=17284665&appld=Kommune-kart>.

næringsbygg og fritidsboliger er nærmest. For en redegjørelse per lokalitet (med navn), se **Vedlegg 0.6**.

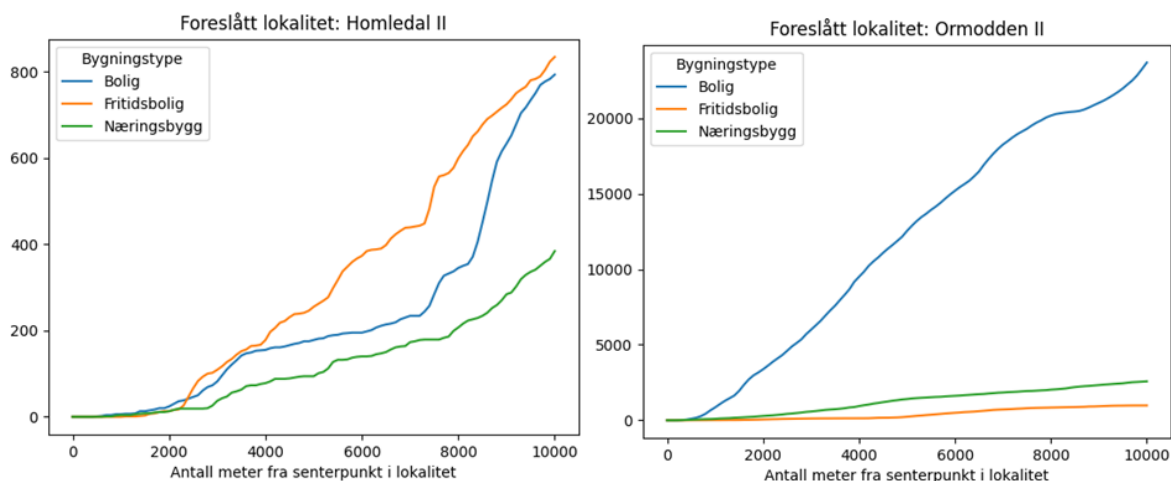


Figur 8. Korteste avstand (i meter) fra senterpunkt i foreslåtte lokaliteter til bygg. Blå linje viser til boliger, oransje linje viser til fritidsboliger og grønn linje viser til næringsbygg. Hvert punkt på x-aksen viser til en enkelt foreslått lokalitet.

Figur 9 viser samlet for lokalitetene, hvor mange bygninger som ligger i ulik avstand fra senterpunktet til lokalitetene. **Figur 9** viser at også når vi ser lenger bort fra lokalitetene enn indikatorene gjør, så er det boliger som er den klart viktigste bygningstypen, målt i antall bygg. Ser vi på bebyggelsen rundt per lokalitet, ser vi imidlertid at det er betydelige variasjoner. Til illustrasjon viser figuren til høyre i **Figur 10** en lokalitet der det er et relativt høyt antall boliger rett i nærheten av lokaliteten (ca. 5000 boliger innenfor en radius på ca. 3 km), mens arealet rundt lokaliteten til venstre i **Figur 10** preges av færre bygg, hvor det synes å være et større boligområde ca. 8 km fra senterpunktet til lokaliteten.



Figur 9. Kumulativt antall bygg innenfor en radius på 0-10 000 meter fra senterpunkt i alle foreslåtte lokaliteter. X-aksen viser antall bygg, mens Y-aksen viser antall meter fra senterpunkt. Merk at flere bygg kan ligge nært mange lokaliteter og dermed inngår flere ganger i den kumulative summen.



Figur 10. To eksempler på foreslåtte lokaliteter med ulik bebyggelse nær lokaliteten. Y-aksen viser kumulativt antall bygg innenfor en radius gitt av punktene på X-aksen. Merk at X-aksen på de to figurene er ulike.

Dette er en forenklet tilnærming. Tre svakheter ved metoden er at den kun defineres av nærhet til bebyggelse, at den ikke inkluderer noen sannsynlighetsvurdering for nedbygging og at den er sårbar for de avgrensningene som gjøres i datasettet. Dette drøftes kort til slutt i delkapitlet.

Alternativverdien til arealer identifisert med ulike bygningstyper

Det har i dette begrensede metodeutviklingsprosjektet ikke vært rom for å vurdere eller hente inn nye data for enhetspriser på areal til ulike formål. Vi benytter derfor enhetsprisene som er innhentet tidligere og brukt for å plassere tiltak i kostnadskategorier.

Disse enhetsprisene er basert på et uttak på prisantydning i boligannonser på Finn.no (31. mai 2018). Det ble hentet ut priser fra annonser merket som «råtomt», for å søke så nær arealverdien

som mulig, uten at infrastruktur, selve bolig eller annet er priset inn. Det ble hentet inn 117 boligannonser og 133 fritidsboligannonser. Det var svært begrenset med råtomter for næringsformål på nettsiden da prisene ble hentet inn. Råtomteprisene er kategorisert etter fylke, og det benyttes her priser for Østlandet (16 boligannonser og 11 fritidsboligannonser). Enhetsprisene er altså basert på et begrenset grunnlag, og må forstås mer som indikasjon enn en faktisk arealverdi per dekar. I mangel av næringseiendommer i grunnlaget, benyttes samme enhetspris som for bolig.

I dette kapitlet er enhetsprisene justert til 2023-kroner ved bruk av SSBs prisindeks for brukte boliger (kildetabell 07230). Dette gir enhetsprisene presentert i **Tabell 9**.

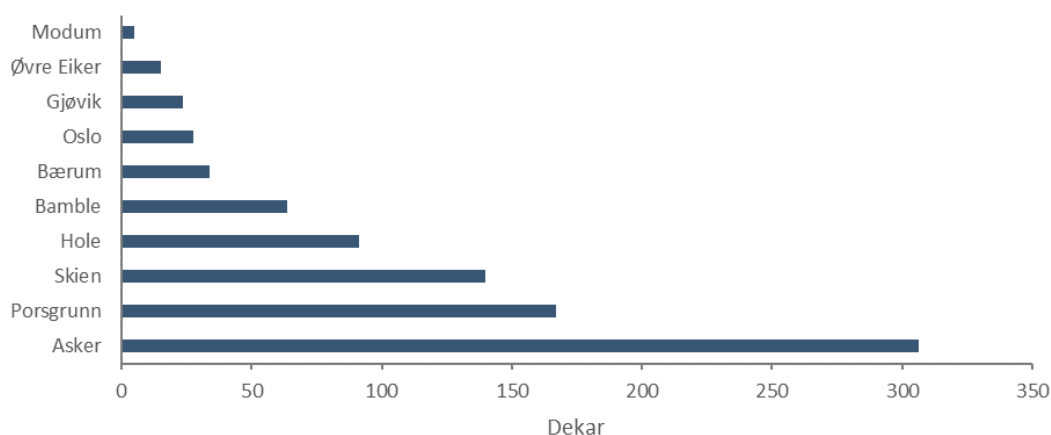
Tabell 9. Enhetsprisene benyttet i indikasjonen for alternativverdi, rundet av til nærmeste 100 tusen.

Nedbyggingsformål	2023-kr per dekar
Bolig	2 400 000
Næringsbygg	2 400 000
Fritidsbolig	600 000

Vi benytter i utgangspunktet ikke verdier for jordbruksareal eller skogbruksareal i indikasjonene for nedbyggingspress. I mangel av nedbyggingspress kan imidlertid Miljødirektoratets erstatningsutbetaling for frivillig vern indikere alternativverdien for skogbruket. Denne satsen er i samråd med Miljødirektoratet erfaringsmessig satt til 2 900 kr per dekar (pers. kom., Miljødirektoratet 30.11.21).

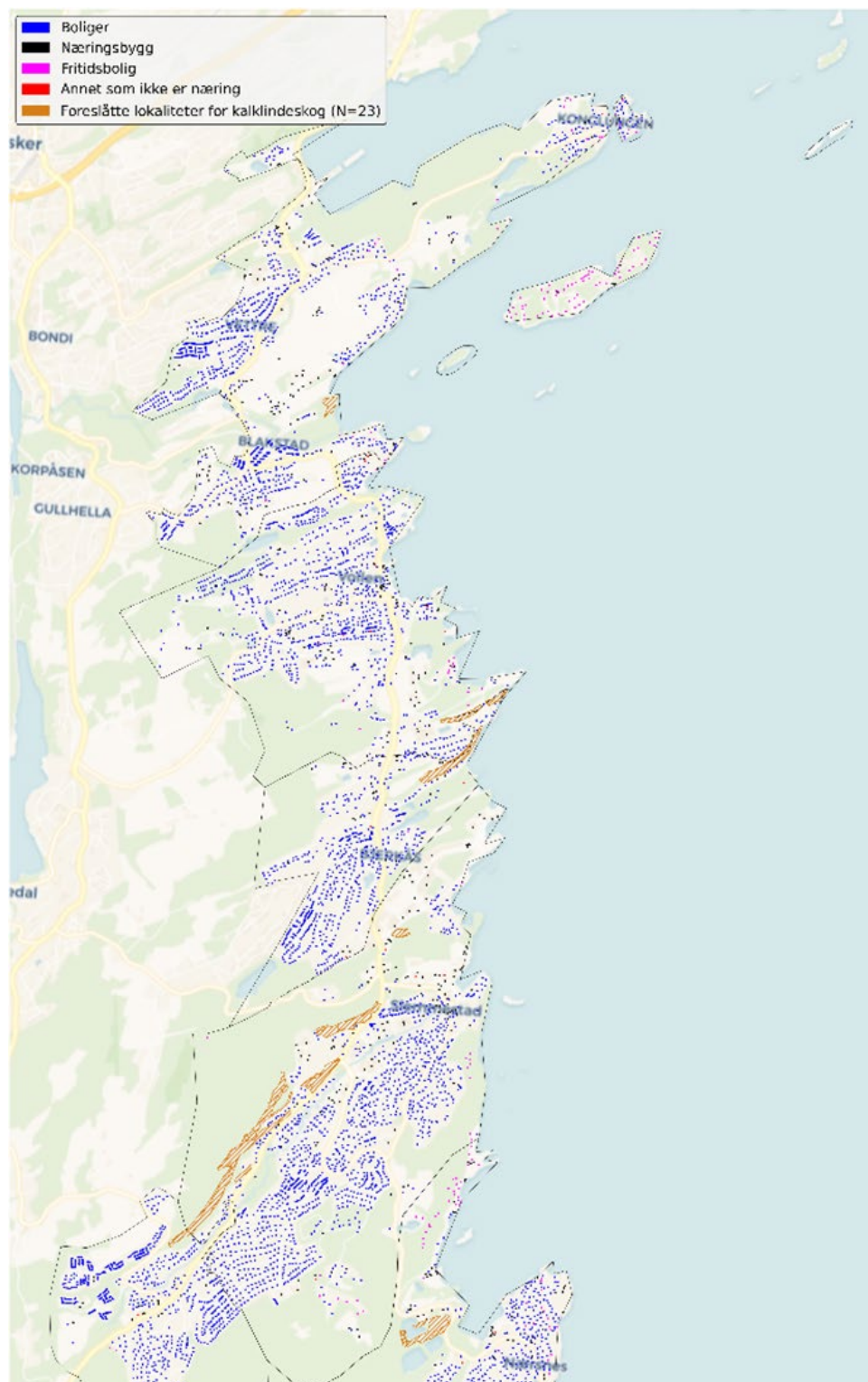
4.3.2 Resultater

Arealene med kalklindeskog som foreslås vernet, ligger i relativt tett bebygde områder. **Figur 11** viser at over en tredel av arealet ligger i Asker kommune, og at ytterligere en drøy tredel ligger i Skien og Porsgrunn kommuner. Det er relativt høy presisjon på lokalitetene og bygningene som finnes på og rundt lokalitetene, mens enhetsprisene for arealet som nevnt over, er noe mer usikkert.



Figur 11. Fordeling av arealet foreslått i tiltaket på kommuner.

Figur 12 viser et eksempel på at lokalitetene ligger i eller svært nær boligområder i Asker. Relativt tett bebygde områder, og høye eiendomspriser trekker i retning av høy alternativverdi.



Figur 12. Kartutsnitt over foreslåtte lokaliteter i postnummer tilknyttet Asker. Oransje skraverte områder er foreslåtte lokaliteter for verne/hindre nedbygging av kalklindeskog, blå prikker er boliger, sorte prikker er næringsbygg, rosa prikker er fritidsboliger, rødt er annet som ikke er næring.

Arealene med kalklindeskog som foreslås vernet, ligger i relativt tett bebygde områder. **Figur 12** viser et eksempel på at lokalitetene ligger i eller svært nær boligområder i Asker. **Figur 11** viser at over en tredel av arealet ligger i Asker kommune, og at ytterligere en drøy tredel ligger i Skien og Porsgrunn kommuner. Det er relativt høy presisjon på lokalitetene og bygningene som finnes på og rundt lokalitetene, mens enhetsprisene for arealet som nevnt over, er noe mer usikkert. Relativt tett bebygde områder, og høye eiendomspriser trekker i retning av høy alternativverdi.

Ved å bruke indikator 1 (nærmeste bygg definerer typen nedbyggingspress), kommer vi fram til en alternativverdi på **1 875 mill. kroner**, altså tilnærmet 1,9 mrd. kroner, justert til 2023-kroner. Ved å bruke indikator 2 (differensiert med fordelingen av typen bygg innenfor en radius på 500 meter) kommer vi fram til en alternativverdi på **1 907 mill. kroner**, justert til 2023-kroner. Med tanke på usikkerheten i denne metoden for øvrig gir de to indikatorene tilnærmet like anslag for alternativverdien.

Den dyreste lokaliteten med denne metoden er Kiseåsen, i hovedsak fordi det er den største lokaliteten. Siden det kun er næringsbygg i 500 m radius av lokaliteten, gir de to metodene samme anslag: 263 mill. kroner. Nes gård ligger i andre enden av skalaen hvor indikator 1 gir en alternativverdi på 5,9 mill. kroner og indikator 2 gir en alternativverdi på 3,4 mill. kroner. På enkelt-lokaliteter vil altså de to indikatorene kunne slå ut en del i prosentvis forskjell på anslått alternativverdi. En bør uansett være varsom med å benytte slike overordnede metoder på konkrete lokaliteter.

Dersom vi alternativt legger til grunn Indikator 3: erstatningsverdien for frivillig vern (2 900 kr/dekar), kommer vi fram til en alternativverdi på **2,5 mill. kroner**.

4.4 CO₂-lagring: metode og resultater

4.4.1 Metode

For å anslå verdien av karbon som lagres som følge av tiltak som innebærer vern av en naturtype, i dette tilfellet, kalklindeskog, trengs kunnskap om lokaliteter og areal som foreslås vernet, hvor mye karbon som lagres på hver lokalitet og for arealet totalt, og verdien eller «prisen» på karbonet som lagres i områdene som foreslås vernet.

Mengden karbon lagret er anslått gjennom en nyutviklet metode av NMBU: «Fjernmålingsbasert kartlegging og overvåkning av økosystemet skog» (Ørka et al. 2021). Beregnet karbonlager gjennom denne metoden er angitt i ruter på 250 m². Vi forstår det slik at det kun er karbon lagret i levende biomasse som inkluderes i rutene (karbon i jord er ikke inkludert). Disse rutene er koblet med kalklindeskog-lokalitetene foreslått i tiltaket (**Figur 11**), ved å benytte ArcGIS Pro og Zonal Statistics as Table. Koblingen er definert ved at senteret til hver piksel i datasettet til Ørka et al. (2021) overlapper med kalklindeskog-lokalitetene. Dette gir sum av mengde karbon fra grid i hver kalklindeskog polygon.

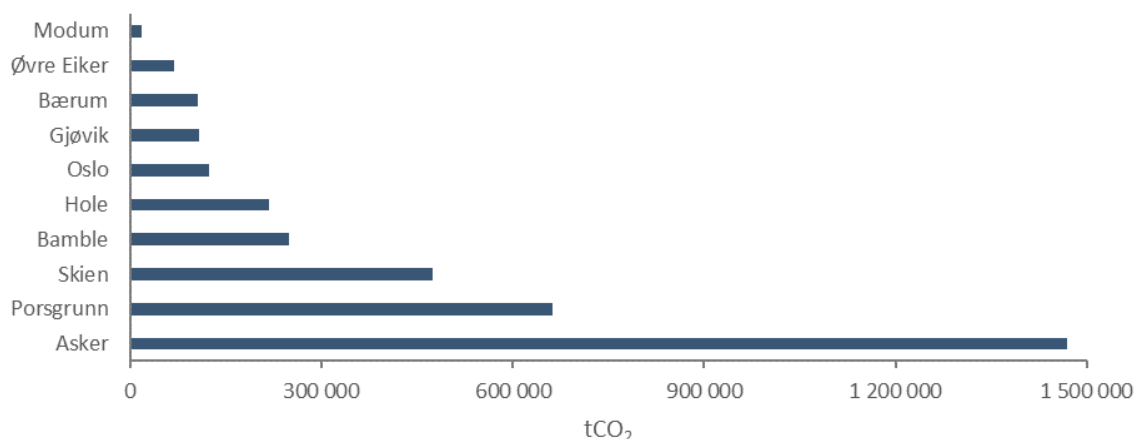
Slik vi tolker Ørka et al. (2021), angis karbonmengden i rutene i variabelen «SUM». Denne oppgis i enheten Mg, som vi tolker som den offisielle SI-enheten for tonn (megagram).⁶ For å omregne mengden karbon lagret på hvert sted til karbondioksid (CO₂), ble det brukt en omregningsfaktor på 3,67.

⁶ <https://www.nist.gov/pml/owm/si-units-mass>.

4.4.2 Resultater

Totalt gir metoden et anslag på at **3,5 mill. tonn CO₂** lagres i arealene som inngår i foreslått vernetiltak. Anslaget inkluderer kun lagring av CO₂ i biomasse, ikke i jord.

Figur 13 viser hvordan anslått mengde lagret CO₂ i kalklindeskog-lokalitetene i tiltaket fordeler seg på kommuner.



Figur 13. Anslått lager av CO₂ i lokaliteter foreslått vernet i tiltak 1.1 for kalklindeskog: Stans av utbygging (streng sikring), fordelt på kommuner.

Dette er et betydelig tall, som innebærer om lag 4 000 tonn CO₂ per dekar kalklindeskog. Til sammenligning er det benyttet en utslippsfaktor i størrelsesorden 60-84 tonn CO₂ per dekar over 75 år i anslag på utslipp fra arealbeslag av vei- og jernbaneutbygging i NTP 2025-2036 (Transportvirksomhetene & Miljødirektoratet 2022). Spennet defineres av boniteten til skogen. Med utslippsfaktorene til NTP 2025-236, vil nedbygging av 873 dekar skog altså gi utslipp i størrelsesorden 52-73 000 tonn CO₂ over en periode på 75 år. Et annet sammenligningsgrunnlag er utslippsfaktorene benyttet i Statens vegvesens livssyklusanalyseverktøy, VegLCA (Andvik 2021, s. 22), hvor det brukes 1,7 tonn CO₂/m³ i utslipp for felling av trær for ved. Deler vi totalt beregnet tonn CO₂ på totalt beregnet volum (m³) for lokalitetene i datasettet til Ørka et al. (2021) kommer vi fram til en faktor på 3,5 CO₂/m³.

Dersom vi legger til grunn anslaget på 3,5 mill. tonn CO₂, og antar at uten tiltak vil dette bygges ned i 2024 og all CO₂ lagret i skogen slippes ut da, så vil vi kunne prise dette etter Finansdepartementets karbonprisbane for «opptak og utslipp fra skog- og arealbruk».⁷ Med en pris på 836 kroner per tonn CO₂ gir det en kostnad på **2,9 mrd. kroner**.

Den samfunnsøkonomiske kostnaden ved utslipp av klimagasser ved nedbygging av skog er en ekstern kostnad ved nedbygging, som utbygger ikke tar hensyn til. For å komme nærmere en netto samfunnsøkonomisk kostnad for tiltak som innebærer å hindre nedbygging av skog, bør altså «utslippskostnadene» trekkes fra alternativverdien av arealet og eventuelle andre kostnader ved tiltaket. Metoden som er testet her, anslår mengden CO₂ lagret i biomassen i skogen, og antar at dette går tapt uten tiltaket. Eventuell utvikling i mengden lagret CO₂, for eksempel ved tilvekst, er ikke inkludert, slik vi forstår metoden.

⁷ <https://www.regjeringen.no/no/tema/okonomi-og-budsjett/statlig-okonomistyring/karbonprisbaner-for-bruk-i-samfunnsokonomiske-analyser/id2878113/>.

4.5 Vurderinger knyttet til gjennomført metodeutvikling for kostnadsberegninger

4.5.1 Alternativverdi av areal utsatt for nedbyggingspress

Det er mange tiltak som innebærer å hindre nedbygging, eller i praksis verne areal for å sikre truede arter og truede naturtyper. Kostnadene blir ofte store, men vanskelig å prissette eksakt. I de siste versjoner av Rød til grønn-rapporter er det benyttet en verdi per dekar som tilsvarer kompensasjon for frivillig vern (Kyrkjeeide et al. 2018, 2022). Men alternativverdien av areal er opplagt svært varierende, avhengig av hva arealet alternativt kan brukes til. Ved å se på en indikator for utbyggingspress i lokaliteter for kalklindeskog, basert på hvilken bebyggelse som finnes på lokaliteten eller i nærheten av lokaliteten, var resultatet at alternativverdien av arealet var svært mye høyere enn kostnaden som fremkommer ved å benytte kostnader ved frivillig skogvern. Det har sammenheng med at areal til boligbygging, fritidsbebyggelse, næringseierdom mv. har høyere tomtepriser enn skog som avgis til frivillig vern. På den annen side kan indikatoren som er benyttet på noen områder og for noen lokaliteter, antagelig overvurdere kostnaden ved vern, fordi ikke alt areal vil bli nedbygd, selv om det f.eks. finnes fritidsbebyggelse eller boliger i nærheten allerede. Det ville derfor vært gunstig å kunne koble de kartdataene som er benyttet med kommunenes fremtidige planer for ulike områder. Vi vurderte imidlertid at det å benytte kommunenes arealplankart både ville være for arbeidskrevende som generell metode i Rød til grønn-vurderingene, og dessuten ville gi store usikkerheter fordi det i ulik grad foreligger oppdaterte plankart som er nedlastbare. Kartgrunnlag for tomtereserver avsatt til fritidsbebyggelse (Blumentrath et al. 2022), vil være svært aktuell å kombinere med kartlagene som er benyttet her, når det blir tilgjengelig. Det vil også være relevant å knytte andre bestemmende faktorer for bebyggelse til datasettet, som 100-metersbeltet langs kysten og særlig ulendt terreng, hvor alternativverdien for utbygging vil være nær null (gitt begrenset bruk av dispensasjoner og ulovlig nedbygging). Kartlagene for terreng og topografi er tilgjengelig, og kan eventuelt kombineres med kartlagene sammenstilt i dette prosjektet.

Mer konkret vil vi trekke fram følgende utfordringer med metoden testet ut i dette kapitlet:

- Begge indikatorene for nedbygging legger til grunn at **nærhet til bebyggelse** definerer typen nedbygging lokaliteten skal vernes mot. Det kan være en god indikasjon for enkelte nedbygginger. For eksempel bygges boliger og offentlige og private tjenestebygg oftest i nærheten av eksisterende bebyggelse. For andre typer utbygginger, som fritidsboliger, energiproduksjon og -distribusjon og næringsliv knyttet til råvarebehandling kan det være andre aspekter som bestemmer behovet for arealbruken; landbasert vindkraft vil ofte plasseres der vinden blåser sterkest og fritidsboliger ønskes ofte i nærhet til natur. I tillegg kan det være fysiske barrierer, som gjør at nedbygging er lite aktuelt, for eksempel dersom kalklindeskogen ligger like ved en bratt skrent. Indikatorene vil derfor håndtere enkelte typer nedbyggingspress bedre enn andre. En mulighet for bedre å håndtere ulike nedbyggingspress er å koble kommunes arealplaner til indikatoren, slik at nedbyggingspresset også kan defineres av hvilket arealformål lokalitetene ligger i. Tilsvarende vil andre relevante planer, som evt. oppdatert nasjonal ramme for vindkraft, kunne gi informasjon om nedbyggingspress fra ulike samfunnsbehov.
- Tilnærmingen inkluderer ikke en **sannsynlighetsvurdering for nedbygging**. Dette vil kunne trekke i retning av å overvurdere utbyggingspresset. Avhengig av kommunen som forvalter arealene, vil det kunne være usannsynlig at en kalklindeskog i et LNF-område vil omreguleres til for eksempel et boligområde, selv om det er et boligfelt like ved. Vurderinger av sannsynlighet for nedbygging krever inngående kjennskap til lokal-spesifikke forhold, og vil være sårbart for politiske endringer, samt endringer i utbyggingsbehov. Samtidig er det i defineringen av tiltaket og i utvelgelsen av lokalitetene vurdert at nedbygging

er en trussel for naturtypen, slik at sannsynligheten ikke kan antas å være neglisjerbar. Det er ikke gjort slike lokalitetsspesifikke vurderinger her, og vi vurderer at det vil være krevende å gjøre slike vurderinger for hver lokalitet, fordi metoden som utvikles her potensielt skal kunne brukes som en generell metode.

- **Resultatet påvirkes av avgrensningene:** Det er «kun» hentet ut informasjon om bygg som ligger innenfor hvert enkelt postnummer som i dag huser de ulike lokalitetene som foreslås vernet. Dersom lokaliteter ligger plassert på/nær grensen til de ulike postnumrene, vil vi ikke fange opp alle bygg som ligger rett på andre siden av postnummergrensene. Anslagene vil derfor kunne undervurdere presset som er på lokalitetene. Dette kan endres på i senere analyser, men det er viktig å understreke at det må settes en grense for hvilke områder som skal inkluderes i analysene. I folkerike regioner vil settet av boliger bli svært stort, og dette har en kostnad i form av lang kjøretid på programmet som henter ut bygningsinformasjonen.

Selv om det fortsatt er muligheter for forbedring og videreutvikling av metoden for å beregne kostnader ved å hindre nedbygging/verne areal for truet natur, viser metodeutvikling og resultater her et behov for å benytte mer tilpassede verdier enn sjablongverdien for frivillig vern av skog. Det viser også at den kartfestingen som er gjort av alle lokaliteter som foreslås vernet, gir svært gode estimater for arealet som foreslås vernet, og det er en viktig forbedring for å komme fram til mer eksakte kostnadstall.

4.5.2 Verdi av økosystemtjenesten karbonlagring

Mange naturtyper og arter bidrar med viktige økosystemtjenester, herunder karbonlagring. For mer fullstendige tiltakskostnadsberegninger, bør også slike økosystemtjenester så langt som mulig prissettes og inngå i kostnadsanslagene. I dette tilfellet er det karbonlagring i kalklindeskog som er estimert, basert på et datasett fra NMBU (Ørka et al. 2021), som er benyttet for å beregne karbonlagringen i aktuelle lokaliteter av kalklindeskog som er foreslått vernet. Anslagene for karbonlagring i biomassen er tatt direkte fra dette datasettet, uten at alle forutsetninger som ligger til grunn for anslagene er tilgjengelige for oss. Vi har derfor benyttet anslagene i tråd med vår tolkning av dokumentet, uten mulighet til å sjekke grunnlaget nærmere. Anslagene for karbonlagring er omregnet til CO₂-lagring ved standard omregningsfaktor. Verdien av lagret CO₂ er beregnet ved å benytte Finansdepartementets prisbaner for utslipp av CO₂-ekvivalenter. Resultatene viser at det har betydelig verdi i form av karbonlagring å verne kalklindeskog, og at det vil være en fordel å inkludere dette ved fremtidige tiltaksvurderinger. Det fordrer imidlertid at man har gode kartdata for hvor lokalitetene befinner seg, samt gode tall for karbonlagring på ulike lokaliteter og for ulike naturtyper.

5 Diskusjon

5.1 Utvalget av arter

I dette prosjektet har vi utarbeidet kunnskapsgrunnlag for prioriterte arter, arter med handlingsplan og utvalgte naturtyper. Kunnskapsgrunnlaget er betraktelig bedre enn for andre arter (og dels naturtyper) som tidligere har vært gjennom Rød til grønn-metoden (Kyrkjeeide et al. 2018, 2022). I 2018 ble det bare anbefalt tiltakspakker for omtrent 30 % av de 90 artene som ble vurdert, på grunn av kunnskapsmangel om taksonomi, økologi, utbredelse og aktuelle tiltak. I dette prosjektet er det anbefalt tiltakspakker for 19 arter, men kun seks arter har tiltakspakke med måloppnåelse > 75 %. Grunnen til at tiltakspakkene for øvrige arter har sannsynligheten for måloppnåelse < 75 %, er at årsakene til nedgang vanskelig lar seg stanse eller at vurderingsperioden fram mot 2034 er for kort til at tiltakene som foreslås har effekt. Dette gir lav sannsynlighet for måloppnåelse (< 75 %). Kunnskapsmangel spiller altså i liten grad inn denne gangen.

Arbeidet med kunnskapsgrunnlagene har avdekket utfordringer med å anvende metoden presist på mobile arter med mange forekomster, store funksjonsområder, og der ulike områder kan være viktige i ulike år. For eksempel, hvor tiltak skal settes inn kan være vanskelig å vurdere når hekkelokalitetene kan variere mellom år. Tiltakene som kreves er i tillegg relativt omfattende, og inkluderer store tilrettelegginger, for eksempel i hvordan jordbruket drives (fugler i jordbrukslandskapet) eller hele økosystemer forvaltes (fjellrev, rovfugl).

For å avgjøre hvilke tiltak som er mest relevante på hvilket sted kreves en systematisk gjennomgang av potensielle lokaliteter. Dette vil gi et grunnlag for å starte et mer planmessig arbeid for å bedre rødlistestatus for artene, men det ligger utenfor rammene av dette prosjektet.

I tillegg er kunnskap for flere av artene ganske nylig systematisert andre steder (f.eks. Heggøy & Eggen 2020, Heggøy & Shimmings 2020a,b, Heggøy & Øien 2020, Pedersen 2020), og f.eks. hubro har en helt ny handlingsplan (Fjeldstad et al. 2022). Arbeidsomfanget med en handlingsplan er betydelig større enn rammen for utarbeidelse av kunnskapsgrunnlag. For eksempel ble det avholdt en to dagers workshop med om lag 20 deltakere da arbeidet med felles handlingsplan for fjellrev i Norge og Sverige (Eide et al. 2017) skulle utarbeides. I forkant hadde eksperter sammenstilt et faglig sammendrag for arten som inngår i handlingsplanen. I Rød til grønn-prosjektet har ekspertene hatt tre dager til rådighet for å vurdere arter med mål om ett trinn forbedring på rødlista og fem dager for arter med trinnsvis vurdering. For naturtypene har ekspertene hatt 50 timer til rådighet, noe som også inkluderer arbeid med framstilling av kartdata og rødlistevurdering av enheten.

Briggs (2009) deler arter med bevaringsbehov inn i to grupper: arter med små populasjoner (få forekomster, spesifikke habitatkrav) og arter i nedgang (ofte vidt utbredte, mobile), og viser at tiltak for å bevare arter i nedgang er mye mer kostnadskrevende enn tiltak for arter med små populasjoner. Dette gjenspeiles i våre kunnskapsgrunnlag: For arter med få forekomster, som f.eks. honningblom, eremitt eller trøndertorvmose, er det lettere å være konkret med hensyn på tiltak, og kostnadene er oftere begrenset. Det er likevel ikke gitt at det er åpenbare tiltak som bidrar til å redusere truethet og gjøre at artene blir vurdert til en lavere rødlistekategori i 2034. Særlig gjelder det arter med naturlig liten populasjonsstørrelse, som for eksempel trøndertorvmose og rød skogfrue. Trøndertorvmose er per nå vurdert å ha pågående nedgang, basert på nedgang i myrarealer i artens utbredelsesområde, ikke direkte observasjoner. Alle forekomster som til nå er funnet, er fortsatt intakte. Arten vil alltid være naturlig sjelden, og det er svært mye som skal til – en dobling av antallet individer – for at arten skal kunne vurderes som nær truet. I kjerneområdet for arten er den allikevel relativt vanlig.

5.2 Rødlista som mål

I Rød til grønn-metoden settes bedring av rødlistestatus som mål, med rødlistekriteriene som delmål, og målsetningen samsvarer med de nasjonale målene om at «utviklingen til truede og nær truede arter og naturtyper skal bedres» (Meld St. 14 (2015-2016), Klima og miljødepartementet 2015).

Rødlista bruker sannsynlighet for utryddelse av en gitt art eller naturtype for å si noe om status. Av den grunn baseres rødlistekriteriene for arter i stor grad på (nedgang i) populasjonsstørrelse og utbredelsesområde/forekomstareal, og de ulike kriteriene henger sammen. Nedgang vurderes både i A-, B- og C-kriteriet, og kan omfatte både estimert eller observert populasjonsnedgang, redusert utbredelsesområde/forekomstareal, eller forringelse av artens habitater. Forringelse av habitatet kan f.eks. skje som en direkte effekt av forurensning eller konkurrerende arter. For naturtypene baseres kriteriene på (nedgang i) totalareal, antall forekomster samt forringelse av naturtypene, der 100 % forringelse tilsvarer arealtap.

Når man setter delmål, må dermed de ulike kriteriene ses i sammenheng, og oppfyller man ett delmål, vil man kanskje automatisk oppfylle flere. Vi har likevel valgt å utforme delmål for hvert av rødlistekriteriene som er utslagsgivende for arten/naturtypen, og lagt til delmål for de kriteriene vi antar vil måtte vurderes ved rødlistevurderingen i 2034. Det er likevel vanskelig å forutsi hvilket datagrunnlag en har i 2034 og hvordan rødlistekomiteene vil vurdere datagrunnlaget opp mot kriteriene.

Det vanskeligste å vurdere er «pågående nedgang», og hvorvidt de tiltakene som anbefales, bidrar til å stanse «pågående nedgang» for en art. Dersom pågående nedgang stanses, vil arter med store populasjoner nasjonalt, som elvesandjeger, kunne vurderes som livskraftige, mens andre arter, som f.eks. skredmjelt, da vil vurderes etter D-kriteriet (svært liten populasjonsstørrelse).

For honningblom, som er knyttet til semi-naturlige naturtyper, har systematisk skjøtsel de siste årene bidratt til å øke kvalitet/tilstand på artens habitat i de fire forekomstene vi kjenner til (se f.eks. Ekelund 2019a,b, Evju et al. 2022b), men areal og tilstand i semi-naturlige naturtyper generelt er i nedgang (Artsdatabanken 2018). I 2021 er honningblom vurdert å ha én trusseldefinert lokalitet, men øker man dette tallet til to vil arten automatisk bli kategorisert til EN uten andre endringer eller tiltak. Arten kan få flere lokaliteter ved å gjennomføre tiltak, eller så kan ny tolkning av eksisterende data gjøre at artens forekomster ikke lenger vurderes å være truet av samme påvirkningsfaktor (én trussel), noe som vil øke antall trusseldefinerte lokaliteter for arten. Ulike tolkninger av samme datasett kan altså være utslagsgivende for rødlistekategori. Både rødlistevurderingene og Rød til grønn-vurderingene gjøres av eksperter, og selv om begge følger etablert metodikk, med rødliste mye mer gjennomarbeidet enn Rød til grønn-metoden, gir ekspertvurderinger rom for ulike tolkninger. I begge tilfeller har ekspertene hatt begrenset tid til å gjøre vurderingene, og det kan bl.a. føre til at det er brukt ulike tilnærminger som ikke er samkjørt på tvers av arter og naturtyper.

En annen kompliserende faktor er vurderingsperiode. I prinsippet skal vurderingsperioden for naturtyper være 50 år, og for arter tre generasjoner eller minimum ti år. For kortlevde arter, som insekter, skal vurderingen i 2034 da baseres på data for perioden 2024–2034. Alle tap av delpopulasjoner eller forringelse av habitat som har skjedd før dette, skal i prinsippet ikke regnes med. Hvordan det blir vurdert, er derimot mer uklart. For honningblom har ekspertgruppa for rødlisting vurdert pågående nedgang i utbredelsesområde, forekomstareal og antall lokaliteter/delpopulasjoner (Solstad et al. 2021). Imidlertid har både utbredelsesområde og forekomstareal vært stabilt, og ingen delpopulasjoner er tapt siden 1990, dvs. innenfor siste vurderingsperiode for arten i Rødlista (se Roos et al. 2023), og det har blitt gjort et funn av en ny delpopulasjon mellom 2015 og 2021. Ettersom vurderingsperioden flytter seg, vil referansen til artene og naturtypene flytte seg. For arter og naturtyper som har tapt det meste av sine bestander og arealer før gjeldende vurderingsperiode, vil det ikke være nødvendig å foreslå ambisiøse tiltak som tilbakefører

arten/naturtypen i områder den har gått tapt for å nå målet og delmålene satt etter Rød til grønnmetoden. Dette i motsetning til f.eks. grønnlisting (se Akçakaya et al. 2018, og diskusjon i Kyrkjeeide et al. 2022).

For naturtypene, særlig de semi-naturlige, er store arealer med redusert tilstand hovedårsaken til truethet, og rødlistestatusen gjenspeiler i stor grad samfunnsutviklingen over tid. For å oppnå bedre bevaringsstatus må disse arealene restaureres og så følges opp med regulær skjøtsel. Det er ikke gitt at dette vil være en fornuftig prioritering av miljøforvaltningen. Restaurering av store arealer er både kostnadskreven og krever en omdisponering av arealer fra f.eks. skog og skogbruk. Eksempelvis er kostnadene for å redusere truethet for kystlynghei fra EN til VU innen 2034 estimert til > 9 mrd kr, mens å flytte naturtypen til nær truet er kostnadsberegnet til > 25 mrd kr. Da er midler til videreføring av tiltak i lokaliteter med allerede god tilstand ikke inkludert, ettersom dette ligger inne som en del av nullalternativet (forutsettes videreført i dagens omfang). I tillegg til begrensede økonomiske ressurser, er ressursene til å gjennomføre skjøtsel i form av tid og kompetanse også begrenset.

5.3 Bevaringsutsetting

Bevaringsutsetting kan være et aktuelt tiltak for å redusere risiko for utdøelse for enkelte arter. Årsaken til truethet hos artene må imidlertid vurderes grundig først, og en forståelse av hva som er egnet habitat samt en langsiktig plan for oppfølging av utsatte individer, må være på plass (se f.eks. Roos mfl. 2023). Det er uheldig å oppformere og sette ut individer på en ny lokalitet dersom denne er utsatt for de samme påvirkningene som de lokalitetene arten er forsvunnet fra. For at bevaringsutsetting skal «telle» som tiltak med måloppnåelse innen 2034, må populasjonene være etablert og selvstendig reproduserende. IUCNs kriterier for hvilke (re)introduserte delpopulasjoner som kan regnes med når antallet delpopulasjoner/lokaliteter mv. skal vurderes, varierer med om populasjonene er introdusert innenfor eller utenfor historisk utbredelsesområde (IUCN 2019).

I dette prosjektet er bevaringsutsetting foreslått som kunnskapsinnhentingsprosjekt for honningblom og skredmjelt, og for klippeblåvinge i Agder. Dette skyldes at det er behov for å utarbeide planer, identifisere egnede metoder og utsettingslokaliteter, avklare juridiske forhold, lage grunn-eieravtaler osv., før utsetting kan settes i verk (Tingstad & Endrestøl 2021). I tillegg må det utarbeides protokoller for det praktiske arbeidet med oppformering i en skala som sikrer effekt og samtidig tar høyde for genetisk variasjon osv. før tiltaket iverksettes. Dette er et langsiktig arbeid (se Roos et al. 2023 for konkrete forslag for honningblom og klippeblåvinge), som må sikres langsiktig finansiering til gjennomføring og oppfølging.

5.4 Kartgrunnlag for naturtypene

Det er brukt mye tid på å sammenstille kartdata fra ulike kartgrunnlag for naturtypene, da kartdataene er spredt, og definisjonen/avgrensningen av naturtypen kan variere mellom datasettene. En beskrivelse av datasettene som inngår for hver naturtype, er gitt i kap. 2.5.2. Data som er samlet med ulik metodikk, og datasett med ulikt innhold, skaper ulike utfordringer når man ønsker en samlet framstilling av utbredelse hos en naturtype. Vi har forsøkt å løse dette ved å gå inn i det enkelte datasettet og anvende informasjonen der for å trekke ut aktuelle lokaliteter av hver enkelt naturtype. Dette er beskrevet i kunnskapsgrunnlagene for naturtyper (**Vedlegg 2**).

Ved kartlegging er prioritet gitt til pressområder, verneområder og areal aktuelt for skjøtsel. Dette siste er koblet til utarbeiding av skjøtselsplaner. Utvalget er derfor ikke representativt, og noen naturtyper vil være underrepresentert i basiskartlegging og utvalgskartlegging. Hva som utgjør en lokalitet, varierer også mellom datasettene. I DN13 vil det ofte være større polygoner enn i NiN-datasettene, og DN13-polygoner kan antas å omfatte mer av andre naturtyper enn den

aktuelle naturtypen. NiN-datasettene kan på sin side gi "unaturlig" mange lokaliteter siden det kan være flere mindre polygoner utfigurert innenfor samme areal med naturtypen.

De ulike kartleggingsinstruksene som er brukt, og de varierende egenskapene i datasettene, gjør at det er en utfordring å skaffe til veie en ryddig oversikt over forekomster av naturtypene. Vi mener likevel at kartene som lages ut fra disse datasettene, gir et realistisk bilde av hovedutbredelsen til typene fordi oppløsningen i kartene er 15 × 15 km. På dette nivået gir ikke overlapp mellom registreringer vanskeligheter.

Vi kjenner ikke til at Miljødirektoratet har rutiner for søk etter overlapp etter hvert som datafangst/kartlegging fortsetter. Dette må på plass hvis det er ønskelig med en god oversikt over kartlagt areal, og hvis kartdata skal brukes for å prioritere innsats for restaurering eller skjøtsel. Det må også innarbeides rutiner i Naturbase for å oppdatere kartgrunnlaget med naturtypeforekomstens tilstand, slik at databasen inneholder oppdatert informasjon, f.eks. etter at tiltak (skjøtsel eller restaurering) er satt i gang. Det er her verdt å nevne behovet for databaser som dokumenterer og stedfester tiltak for trua arter og naturtyper (jf. f.eks. Evju et al. 2020, 2021, 2022a,b).

5.5 Prioriteringer og anbefalinger for videre arbeid

Målsetningen i prosjektet er å utarbeide kunnskapsgrunnlag for at forvaltningen kan arbeide for å nedjustere truethetskategori for artene og naturtypene, ett eller flere hakk. En gjennomgang av mulige prosjekter for videreutvikling av Rød til grønn-metoden er omtalt i Kyrkjeeide et al. (2022).

Med unntak for de artene som har svært få forekomster, hvor tiltak kan beskrives svært presist, er tiltak i kunnskapsgrunnlagene for arter og naturtyper beskrevet på et generelt nivå. Bedre kartgrunnlag er viktig for å kunne beskrive tiltaksbehov mer spesifikt og vurdere kostnader mer presist (se kap. 4). For at tiltaksplaner skal være forvaltningsnyttige må de brytes ned på lokalt nivå, slik at en kan vurdere *hvor* gjerder må settes opp, *hvor* det må ryddes først og slås etterpå, *hvilke stier* som må legges om for å unngå forstyrrelser i hekketida osv. De må også brytes ned for å kunne gjøre prioriteringer av hvilke lokaliteter som har størst behov for tiltak, hvor tiltak vil ha størst effekt på artens levedyktighet/naturtypens tilstand, og hvor det er enklest og billigst å gjennomføre tiltakene. En slik oversikt kan gi grunnlag for å ta i bruk prioriteringsprotokoller (se f.eks. Joseph et al 2009, Brazill-Boast et al. 2018). For å bidra til å sikre en arts/naturtypes bevaringsstatus er det viktig å sikre lokaliteter med store populasjoner/god tilstand. Dette er i tråd med prinsipper for restaureringsplanlegging trukket fram f.eks. i Beechie et al. (2008). For semi-naturlige naturtyper, for eksempel, avhenger opprettholdelse av kvalitet av langsiktig finansiering og innsats, og videreføring av skjøtsel i «gode» områder er viktig. For å sikre forbedring av status kan en gradvis utvidelse av gode områder, gjennom skjøtelsplaner på landskapsnivå, være én måte å prioritere på. Dette vil potensielt sikre særlig viktige områder, og sørge for konektivitet i landskapet. En annen tilnærming er å prioritere forekomster innenfor hele naturtypens utbredelsesområde. Dette vil sikre et representativt utvalg av variasjon innen naturtypen, f.eks. av arter og økosystemtjenester, og ble foreslått for slåttemyr av Lyngstad et al. (2013, 2016). Denne typen avveininger kan tas inn i prioriteringsprotokoller. Prioriteringsprotokoller gir et faglig grunnlag for å prioritere mellom arter og naturtyper, og mellom tiltakstyper og arealer for tiltak, og de gir mulighet for å innarbeide synergier mellom arter og mellom arter og naturtyper. Selv om prioriteringsprotokoller finnes (jf. Joseph et al. 2009, Brazill-Boast et al. 2018), er de ikke direkte anvendbare på kunnskapsgrunnlagene for arter og naturtyper som er utarbeidet i Rød til grønn-prosjektet. Det trengs først et systematisk arbeid med videreutvikling, som inkluderer gode mål for bevaringsnytte, gode metoder for å innarbeide usikkerhet samt romlig eksplisitte tiltaksplaner (Kyrkjeeide et al. 2022).

Romlig eksplisitte kunnskapsgrunnlag og tiltaksplaner gir også bedre grunnlag for å vurdere omfanget av tiltak som er nødvendig for måloppnåelse. Det er behov for et systematisk arbeid for å øke kunnskapen om effekter av tiltak for trua natur (Evju et al. 2020, 2021, 2022a,b), inkludert

hvilke tiltak som er best under ulike natur-/miljøforhold og hvordan kostnadene varierer med f.eks. påvirkningsgrad, naturforhold og beliggenhet. Slik overvåking og dokumentasjon av tiltakseffekter vil på sikt gi bedre grunnlag for å vurdere om målene nås.

Når det gjelder å forbedre anslag på tiltakskostnader, vil vi trekke fram tre behov for videreutvikling:

- **Stedfesting** av arealene som må vernes for å sikre måloppnåelse for en art eller naturtype, er en forutsetning for også å kunne vurdere kostnadene av å hindre nedbygging. Avhengig av art/naturtype vil det være betydelig kunnskapshull som må fylles for å kunne stedfeste lokalitetene og størrelsene på disse. God og nøyaktig avgrensing og stedfesting av arealet som foreslås vernet, er grunnleggende for å få gode kostnadstall for vern av areal. Tilnærmingen som ble brukt for kalklindeskog i denne videreutviklingen, var en stor forbedring.
- Det eksisterer i dag ikke en metode eller oversikt over **alternativverdien** til ulike arealtyper. Dette vil være relevant i en rekke samfunnsøkonomiske analyser og andre utredninger av tiltak som omfatter arealbruk. Avsetting av areal til et spesifikt formål vil ha en alternativkostnad, som bør inkluderes i analysene. For vurdering av tiltak som skal hindre nedbygging i Rød til grønn-metoden er det behov for å utvikle riktigere og mer differensierte satser for ulike arealformål enn det som skisseres i 4.3.1.
- Selv om nedbyggingspress vurderes å være en trussel for måloppnåelse for en art/naturtype, er det ikke sikkert at arealet vil bygges ned uten tiltaket som vurderes. Det er derfor behov for en **pressindikator**, gjerne en forenklet modell som gir en sannsynlighet for at alternativverdien realiseres uten tiltaket, og dermed gir en forventningskostnad som kan benyttes for å beregne tiltakskostnaden. Denne indikatoren kan eksempelvis baseres på distanse til nærmeste bebyggelse, intensitet i bebyggelsen, topologi og arealformålet av satt for lokaliteten og omkringliggende areal, se diskusjon over.

Det er til dels høye kostnader forbundet med tiltakene for å ivareta truede arter og naturtyper. Det ville derfor være en fordel i større grad også å belyse nytten av tiltakene. Dette er vurdert og drøftet mer inngående i Kyrkjeeide et al. (2022). Generelt vil bedre ivaretagelse av enkelte arter og naturtyper i tillegg til å sikre arten/naturtypen kunne gi positive tilleggseffekter som kan gi økt kvantitet og/eller kvalitet av ulike økosystemtjenester (nyttevirkninger i samfunnsøkonomisk terminologi), som karbonlagring, rekreasjonstjenester, mv. Omfanget og verdien av slike virkninger vil imidlertid variere sterkt mellom arter/naturtyper, og det vil være krevende å kvantifisere slike virkninger fullt ut, men det bør være mulig å utarbeide et system for mer systematisk vurdering av det som er kalt "tilleggseffekter", eller "andre nyttevirksomheter" selv om de i første omgang ikke fullt ut kvantifiseres og prissettes.

En gjennomgang av betydningen av usikkerhet og systemer for å håndtere usikkerhet er gitt i Kyrkjeeide et al. (2022). Kunnskapshullene og usikkerheten i kunnskapsgrunnlagene forekommer på mange nivåer og har betydning for hvilke valg forvaltningen tar videre, f.eks. ift. å prioritere mellom kunnskapsinnhenting og iverksetting av tiltak. Som beskrevet i Kyrkjeeide et al. (2022) kreves et større utviklingsarbeid for å tilpasse eksisterende metoder for usikkerhetshåndtering til Rød til grønn-metoden, men med en betydelig nytteeffekt i form av bedre prioriteringsgrunnlag.

Dersom miljøforvaltningen planlegger å utarbeide nye kunnskapsgrunnlag og synteser for trua arter og naturtyper, anbefaler vi sterkt at det utvikles databaseløsninger for kunnskapsgrunnlagene, der syntesene kan lages med automatiske uttrekk. Per nå utarbeides kunnskapsgrunnlagene i Excel, som er tungvint både ved utarbeiding, redigering og eventuelle revisjoner, samt sårbart for feil knyttet til kopiering av tekst.

6 Referanser

- Andvik, O.D., Hammervold, Fuglseth, M., Rønnevik, J.S., Raabe E.B., Sandberg, H.M. & Hammervold, J. 2021. Dokumentasjon VegLCA v5.01.
- Artsdatabanken. 2018a. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Hentet fra <https://www.artsdatabanken.no/rodlistefornaturtyper>
- Artsdatabanken 2018b. Norsk rødliste for naturtyper. Veileder til rødlistevurdering. Versjon 2.0, januar 2018. Artsdatabanken.
- Artsdatabanken 2020. Veileder til rødlistevurdering for Norsk rødliste for arter 2021. Versjon 2.2.5 januar 2020. Artsdatabanken.
- Bakkestuen, V., Dervo, B., Bærum, M. & Erikstad, L. (2022). Prediksjonsmodellering av naturtyper i ferskvann. NINA Rapport 2079. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2983607>
- Bakkestuen, V., Venter, Z., Ganerød, A.J. & Framstad, E. 2023. Delineation of wetland areas in South Norway from Sentinel-2 Imagery and LiDAR Using TensorFlow, U-Net, and Google Earth Engine. Remote Sensing 15: 1203. <https://doi.org/10.3390/rs15051203>
- Beechie, T., Pess, G., Roni, P. & Giannico, G. 2008. Setting river restoration priorities: a review of approaches and a general protocol for identifying and prioritizing actions. North American Journal of Fisheries Management 28(3): 891-905. <https://doi.org/10.1577/M06-174.1>
- Bland, L.M., Keith, D.A., Miller, R.M., Murray, N.J. & Rodríguez, J.P. (red.) 2017. Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria. Version 1.1. IUCN, Gland, Switzerland.
- Blumentrath, S., Simensen, T. & Nowell, M. 2022. Kartlegging av tomtereserver for fritidsbolig i Norge. NINA Rapport 2171. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/3027391>
- Brandrud, T. E., Hanssen, O., Sverdrup-Thygeson, A., Ødegaard, F. 2011. Kalklindeskog – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. NINA Rapport 711. Norsk institutt for naturforskning.
- Brazill-Boast, J., Williams, M., Rickwood, B., Partridge, T., Bywater, G., Cumbo, B., Shannon, I., Probert, W.J.M., Ravallion, J., Possingham, H. & Maloney, R.F. 2018. A large-scale application of project prioritization to threatened species investment by a government agency. Plos One 13(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0201413>.
- Briggs, S.V. 2009. Priorities and paradigms: directions in threatened species recovery. Conservation Letters 2: 101-108. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2009.00055.x>
- DFØ 2018. Veileder i samfunnsøkonomiske analyser. Direktoratet for økonomistyring (DFØ), Oslo.
- Eide, N.E., Elmhagen, B., Norén, K., Killengreen, S.T., Wallén, J.F., Ulvund, K., Landa, A., Ims, R.A., Flagstad, Ø., Ehrich D. & Angerbjörn A. 2017. Handlingsplan for fjellrev (*Vulpes lagopus*), Norge-Sverige 2017-2021. Miljødirektoratet Rapport M-794. Miljødirektoratet.
- Ekelund, K. 2019a. Honningblom *Herminium monorchis*. Status i Norge. Ekelund Consult Rapport 2019-1. Ekelund Consult.
- Ekelund, K. 2019b. Skjøtselsplan for 3 lokaliteter med honningblom (*Herminium monorchis*) i Ytre Hvaler nasjonal-park, Østfold fylke. Skjellvik, Teneskjær og Filletassen. Ekelund Consult Rapport 2019-2. Ekelund Consult.
- Erikstad, L., Simensen, T., Bakkestuen, V. & Halvorsen, R. 2023. Index measuring land use intensity—A gradient-based approach. Geomatics 3: 188-204. <https://doi.org/10.3390/geomatics3010010>
- Evju, M., Hegre, H., Lyngstad, A., Svalheim, E., Thorvaldsen, P., Tingstad, L., Velle, L.G., Øien, D.-I. & Framstad, E. 2020. Overvåking av effekter av tiltak for truede arter og naturtyper. NINA Rapport 1816. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2653653>

- Evju, M., Jacobsen, R.M., Endrestøl, A., Grainger, M., Hanssen, O., Nowell, M.S. & Pedersen, B. 2022a. Overvåking av effekter av tiltak for truet natur. Feltmetodikk, analyser og resultater for sju arter og en naturtype. NINA Rapport 2106. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M., Pedersen, B., Sydenham, M.A.K. & Framstad, E. 2021. Overvåking av effekter av tiltak for truet natur. Strategier, kostnader og prioriteringer. NINA Rapport 1975. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2735576>
- Evju, M., Roos, R.E., Endrestøl, A., Nowell, M., Hanssen, O. & Omblør, E.E. 2022b. Effektovervåking av trua arter og naturtyper 2022. NINA Rapport 2196. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/3035335>.
- Finansdepartementet. 2021. Prinsipper og krav ved utarbeidelse av samfunnsøkonomiske analyser. Rundskriv R-109/2021. Finansdepartementet.
- Fjeldstad, A.S.B., Husdal, M. & Hestem, M. 2022. Handlingsplan for hubro 2022-2026. M-2316. Miljødirektoratet.
- Heggøy, O. & Eggen, M. 2020. Tiltak for bakkehekkende fugler i jordbrukslandskapet. NOF-Rapport 2020-3. Norsk ornitologisk forening.
- Heggøy, O. & Øien, I.J. 2018. Svarthalespove i Norge. Oppsummering av kunnskapsstatus. NOF-Rapport 2018-2 Norsk ornitologisk forening..
- Heggøy, O. & Shimmings, P. 2020a. Conservation of birds of prey in Norway. Guidelines and management priorities. BirdLife Norway Report 2020-5. BirdLife Norway.
- Heggøy, O. & Shimmings, P. 2020b. Status og trusler for hubro i Norge. Faggrunnlag for revidering av nasjonal handlingsplan. NOF-Rapport 2020-4. Norsk ornitologisk forening.
- Henriksen, S. & Hilmo, O., (red.). 2015. Norsk rødliste for arter 2015: Artsdatabanken, Trondheim.
- IUCN 2012a. Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: Version 4.0. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. iii + 41pp.
- IUCN 2012b. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. iv + 32pp
- IUCN 2016. An introduction to the IUCN Red List of Ecosystems: The Categories and Criteria for Assessing Risks to Ecosystems. Gland, Switzerland: IUCN. Vi + 14pp.
- IUCN Standards and Petitions Committee. 2019. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 14. Prepared by the Standards and Petitions Committee. Downloadable from <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>
- Joseph, L.N., Maloney, R.F. & Possingham, H.P. 2009. Optimal allocation of resources among threatened species: a Project Prioritization Protocol. Conservation Biology 23(2): 328-338. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01124.x>
- Kyrkjeeide, M.O., Pedersen, B., Magnussen, K., Handberg, Ø.N., Evju, M., Øien, D.I., Myklebost, H.E., Aalberg Haugen, I.M., Jackson, C. & Thomassen, J. 2018. Tiltak for å ta vare på truet natur. NINA Rapport 1554. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2565534>
- Kyrkjeeide, M. O., B. Pedersen, M. Evju, K. Magnussen, L. Mair, F. C. Bolam, P. J. K. McGowan, K. M. Vestergaard, J. Braa, and G. Rusch. 2021. Bending the curve: Operationalizing national Red Lists to customize conservation actions to reduce extinction risk. Biological Conservation 261:109227. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109227>.
- Kyrkjeeide, M.O., Evju, M., Pedersen, B., Magnussen, K., Dervo, B., Handberg, Ø.N., Bak-kestuen, V., Mjelde, M., Brandrud, T.E., Jansson, U., Øien, D.-I., Gundersen, H., Lyngstad, A., Christie, H., Hamre, Ø. & Daverdin, M. 2022. Oppfølging av «Trua natur». Oppdaterte kunnskapsgrunnlag og forslag til videreutvikling av metodikk. NINA Rapport 2136. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2989989>
- Lindgaard, A. & Henriksen, S., (red.). 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011: Artsdatabanken, Trondheim.

- Lyngstad, A., Øien, D.-I., Fandrem, M. & Moen, A. 2016. Slåttemyr i Norge. Kunnskapsstatus og innspill til handlingsplan. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2016-3. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Lyngstad, A., Øien, D.-I., Vold, E.M. & Moen, A. 2013. Slåttemyrlokalteter i Sør-Norge. A. Prioritering av lokaliteter for skjøtsel og overvåking. B. Kartlegging av slåttemyr på Østlandet 2012-13. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2013-8. NTNU Vitenskapsmuseet.
- Magnussen, K. & Lindhjem, H. 2013. Samfunnsøkonomisk prissetting av dyrket mark og andre naturressurser i Statens vegvesens konsekvensanalyser. Vista-rapport nr. 2013/25. Vista analyse.
- Meld. St. 14. 2015-2016. Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold. Det kongelige klima- og miljødepartement.
- Miljødirektoratet. 2019. Metodikk for tiltaksanalyser - Oppdatert versjon 2019. Miljødirektoratet.
- Pedersen, C. 2020. Fugler i jordbrukslandskapet: Bestandsutvikling og utbredelse. Perioden 2000-2017. NIBIO Rapport 6 (40). Norsk institutt for bioøkonomi.
- Roos, R.E., Evju, M., Nowell, M., Endrestøl, A., Hanssen, O., Hansen, J., Jansson, U., Olsen, S.L. & Stabbetorp, O.E. 2023. Effektovervåking av trua arter og naturtyper. Forslag til videreutvikling for dragehode, honningblom, elvesandjeger og klippeblåvinge. NINA Rapport 2263. Norsk institutt for naturforskning.
- Solstad, H., Elven, R., Arnesen, G., Eidesen, P.B., Gaarder, G., Hegre, H., Høitomt, T., Mjelde, M. & Pedersen, O. 2021. Karplanter: Vurdering av honningblom *Herminium monorchis* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. <https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisterforarter/2021/4270>
- Sverdrup-Thygeson, A., Evju, M. & Skarpaas, O. 2013. Nasjonal overvåking av hul eik. Beskrivelse av overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. NINA Rapport 1007. Norsk institutt for naturforskning. <https://www.nina.no/archive/nina/pppbasepdf/rapport/2013/1007.pdf>
- Tingstad, L. & Endrestøl, A. 2021. Bevaringsutsetting av truede arter. Utkast til nasjonale retningslinjer. NINA Rapport 1993. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2755719>
- Transportvirksomhetene & Miljødirektoratet. 2022. Metoder for å beregne klimagassutslipp fra arealbeslag. Rapport fra et samarbeidsprosjekt mellom Statens vegvesen, Nye Veier AS, Bane NOR SF, Jernbanedirektoratet, Kystverket, Avinor AS og Miljødirektoratet.
- Ørka, H.O., Jutras-Perreault, M.C., Bielza, J.C., Galilis, J., & Gobakken, T. 2021. Fjernmålingsbasert kartlegging og overvåking av økosystemet skog - et nasjonalt heldekkende skogøkologisk grunnkart versjon 1.0. NMBU og S&T.
- Aalberg Haugen, I.M., Kyrkjeeide, M.O., Bjerke, J.W., Brandrud, T.E., Hegre, H., Jokerud, M., Vange, V., Westergaard, K.B., Øien, D.-I., Myklebost, H.E., Hanssen, O., Hassel, K., Järnegren, J., Endrestøl, A., Lyngstad, A., Nordén, J., Dervo, B., Evju, M., Mjelde, M., Nordén, B., Christie, H., Gjershaug, J.O., Pedersen, B., Austrheim, G., Mattisson, J., Ødegaard, F., Handberg, Ø.N., Magnussen, K., Dombu, S.V., Ruano, M., Daverdin, M., Jackson, C.R., Hanssen, F., Dervo, B. & Singaas, F.T. 2019. Tiltak for å ta vare på truet natur. Kunnskapsgrunnlag for 90 truede arter og 33 truede naturtyper. NINA Rapport 1646. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2588679>

Vedlegg 0.1 Ekspertenes vurdering av rødlistestatus for naturtyper

Hule eiker

Hule eiker som naturtype har ikke blitt vurdert i forbindelse med tidligere rødlister. For å kunne vurdere hvor truet hule eiker er i dag, og hvorvidt det er mulig å redusere en eventuell rødliste-kategori til et lavere nivå i 2037, må vi gjennomføre en forenklet rødlistevurdering.

Den beste tilgjengelige informasjonen om utbredelse av hule eiker kommer fra den nasjonale overvåkingen (Sverdrup-Thygeson et al. 2013) som ble gjennomført i 2012–2016 (Sverdrup-Thygeson et al. 2018), med gjenbesøk i 2019 av de hule eikene som ble registrert i første omløp (Hatlevoll et al. 2019, Jacobsen et al. 2023). Relevant areal for overvåking av eik ble begrenset basert på eikas utbredelse til et definisjonsområde på 41 000 km², som ble delt opp i 200 472 ruter på 500 × 500 m. Rutene ble sortert i to kategorier ut fra sannsynlighet for forekomst av hul eik. Ruter der det fantes beskrivelser av gammel/hul eik i Naturbase eller registrering av hule lauvtrær av ulike treslag i Miljøregistreringer i Skog (MiS), ble kategorisert som JA-ruter. Ruter uten slik registrert informasjon ble kategorisert som NEI-ruter. Totalt var det 3300 JA-ruter og 197 172 NEI-ruter. Det ble tilfeldig trukket ut 400 NEI-ruter og 100 JA-ruter for overvåkingen. Disse ble kartlagt i løpet av fem år (2012–2016), 100 ruter per år. Til sammen ble det registrert 657 hule eiker, fordelt på 114 av de 500 rutene. Disse hule eikene ble gjenbesøkt i 2019, da man fant at 34 av de 657 hule eikene hadde dødd og falt ned eller blitt fjernet, enten av naturlige årsaker eller av menneskelig påvirkning.

A-kriteriet; reduksjon i totalareal (totalt antall)

Dataen fra den nasjonale overvåkingen gir grunnlag for å estimere totalt antall hule eiker i Norge, som for denne naturtypen tilsvarer totalareal. Totalt antall hule eiker i Norge i 2016 ble anslått til 138 000, mens i 2019 ble dette anslaget redusert til 130 500 hule eiker. Gjenbesøket i 2019 gir grunnlag for å estimere årlig nedgang. Dersom vi antar at de 34 hule eikene gikk tapt mellom 2012 og 2019 (altså over 7 år, og det vil si at det kun var eiker registrert i 2012 som gikk tapt, hvilket er lite sannsynlig), gir dette et minimumsestimat på årlig nedgang på 0,8 %. Antar vi at de gikk tapt hovedsakelig mellom 2014 og 2019, blir årlig nedgang 1,18 %. Mens hvis vi antar at eikene gikk tapt mellom 2016 og 2019, får vi et maksimumsestimat på 1,86 % årlig nedgang. Årlig nedgang kan selvsagt variere, det er ikke nødvendigvis en konstant rate. Men vi har ikke grunnlag for å anta at raten har vært eller vil bli systematisk lavere eller høyere de siste 50 år eller de neste 50 år. Om noe, så kunne man kanskje antatt at hule eiker har fått bedre vern og forvaltning i løpet av de siste årene (særlig etter å ha fått status som utvalgt naturtype i 2011), og at årlig nedgang kanskje var større for f.eks. 20 år siden. Altså kan det være at total nedgang egentlig er noe høyere enn vårt anslag, men siden vi ikke har datagrunnlag for å beregne ulike nedgangsrate for ulike tidsperioder, anser vi det som mest presist å kun bruke nedgangsrate estimert basert på den nasjonale eikeovervåkingen. Vårt beste anslag for reduksjon av totalt antall hule eiker er derfor basert på at ratene vi har beregnet ut fra overvåkingsdataen har vært konstant de siste 50 år eller vil være konstant de neste 50 år, eller en hvilken som helst 50-årsperiode – med en konstant rate blir total reduksjon det samme uavhengig av periode. Av samme grunn ville rødlistevurderingen blitt den samme uavhengig av hvilket år vi brukte som utgangspunkt, her har vi tatt utgangspunkt i 2023, men resultatet ville altså blitt identisk for 2018.

Vi vurderer at medium årlig nedgang (1,18 %) er det mest sannsynlige anslaget, da det er usannsynlig at de 34 eikene som gikk tapt innen gjenbesøket kun var eiker registrert i 2012 (minimums-anslaget), eller at ingen eiker gikk tapt mellom 2012 og 2016, og deretter gikk alle 34 eiker tapt

på de neste tre årene (maksimumsanslaget). Dermed blir rødlistekategori for hule eiker VU, sårbar, i henhold til A-kriteriet (**Tabell 10**).

Tabell 10. Rødlistekategori i 2023 for naturtype hule eiker etter A-kriteriet (reduksjon i totalareal, her vurdert som totalt antall hule eiker). Antall hule eiker i 1973 og 2023 er estimert basert på en kontinuerlig trend med årlig nedgang i henhold til minimum, medium eller maksimum rate, med utgangspunkt i estimert antall 130 500 hule eiker i 2019. Estimert antall og årlig rate er basert på data fra den nasjonale eikeovervåkingen (Jacobsen et al. 2023). Terskelverdier for rødlistekategori i henhold til A-kriterier er som følger; $\geq 80\%$ total nedgang = CR, $\geq 50\%$ total nedgang = EN, $\geq 30\%$ total nedgang = VU, $\geq 20\%$ total nedgang = NT.

Årlig nedgang	Estimert antall eiker i 1973	Estimert antall eiker i 2023	Total nedgang 1973-2023	Rødlistekategori 2023
Minimum (0,8 %)	188831	126374	33,1 %	VU
Medium (1,18 %)	225293	124449	44,8 %	VU
Maksimum (1,86 %)	309522	121058	60,9 %	EN

På samme måte kan vi vurdere rødlistekategori for 2037 (**Tabell 11**). Uten endring i forvaltning av hule eiker antar vi en fortsatt årlig nedgang på 1,18 %, hvilket opprettholder rødlistekategori VU. Selv dersom netto nedgang reduseres til 0, vil reduksjonen i totalt antall som allerede har skjedd (1987–2023) gi en total nedgang på 34,8 % som tilsvarer rødlistekategori VU. For å redusere trusselen mot hule eiker og oppnå en lavere rødlistekategori må årlig trend etter 2023 minimum være en økning på 0,7 %, hvilket gir en total nedgang for perioden 1987–2037 på 28,1 % og dermed så vidt oppnår rødlistekategori NT. For å oppnå en årlig økning i antallet hule eiker på 0,7 % mellom 2023 og 2037 må man i denne perioden få 12 767 nye, hule eiker.

Tabell 11. Rødlistekategori i 2037 for naturtype hule eiker etter A-kriteriet (reduksjon i totalareal, her vurdert som totalt antall hule eiker), basert på ulike scenarier for utviklingen mellom 2023 og 2037. Utviklingen før 2023 er basert på medium-anslaget for årlig nedgang på 1,18%, beregnet ut fra data fra den nasjonale eikeovervåkingen (Jacobsen et al. 2023). Terskelverdier for rødlistekategori i henhold til A-kriterier er som følger; $\geq 80\%$ total nedgang = CR, $\geq 50\%$ total nedgang = EN, $\geq 30\%$ total nedgang = VU, $\geq 20\%$ total nedgang = NT.

Fremtidsscenario	Estimert antall eiker i 1987	Estimert antall eiker i 2037	Total nedgang 1987 - 2037	Rødlistekategori 2037
Nullalternativ (1,18 % årlig nedgang hele perioden)	190799	105394	44,8 %	VU
Medium (1,18%) nedgang til 2023, ingen nedgang (0 %) fra og med 2024	190799	124449	34,8 %	VU
Medium (1,18 %) nedgang til 2023, økning (0,7%) fra og med 2024	190799	137215	28,1 %	NT

B-kriteriet

Det ble gjort en grundig jobb med å avgrense definisjonsområdet for den nasjonale eikeovervåkingen til det området i Norge der eik potensielt kunne forekomme. Dette er beskrevet i Sverdrup-Thygeson et al. (2013). Definisjonsområdet ble avgrenset til areal under 400 meter over havet, og kommuner der det var minst to funn av eik i Artskart eller forekomst av utvalgt naturtype hul

eik eller naturtypelokaliteter der det var sannsynlig at det forekom grov eller hul eik. Dette kartgrunnlaget kan ha endret seg siden 2013, men dersom det samme definisjonsområdet brukes som utgangspunkt for forekomst av hul eik per 2023, får vi følgende areal:

Utbredelsesareal; 207 452 km²

Forekomstareal; 945 ruter på 10x10 km

Vi har også regnet ut tilsvarende areal ved hjelp av en kombinasjon av kartdata som også var grunnlag for definisjonsområdet for den nasjonale eikeovervåkingen (data fra Naturbase t.o.m. 2010, gått gjennom for relevant data om hul eik, se Sverdrup-Thygeson et al. 2013), og oppdatert med følgende kartdata, også fra Naturbase; (i) utvalgt naturtype hul eik, (ii) naturtype C1 Hule eiker etter Miljødirektoratets instruks, og store, gamle trær, utforming eik fra DN-håndbok 13. Vi ønsket også å kombinere dette med MiS-registreringer av hule løvtrær, men rakk ikke å få tilgang til nasjonale MiS-data. Basert på denne kartdataen regnet vi ut følgende areal;

Utbredelsesareal; 196 148,5 km²

Forekomstareal; 498 ruter på 10x10 km

Uansett hvilket datagrunnlag vi bruker, så er både utbredelsesareal og forekomstareal langt større enn terskelverdiene for rødlisting i henhold til B-kriteriet (terskelverdier for NT; 55 000 km² for utbredelsesareal eller 55 ruter for forekomstareal).

C- og D-kriteriet; abiotisk og biotisk forringelse

Hule eiker er utsatt for ulike typer forringelse; luftforurensing (lokal og/eller global), klimaendringer, sykdom/fremmede arter (for eksempel den patogene soppen *Phytophthora* sp., som kan forårsake brå eikedød), mekaniske skader (feil beskæring, graving for nært rotsystemet, beiting/gnag fra hjortevilt) og gjengroing. Vi vet lite om omfanget av de fleste av disse påvirkningene, med unntak av gjengroing, der vi har data fra den nasjonale eikeovervåkingen. Gjengroing kan anses både som en abiotisk og biotisk forringelse. Prosessen er jo biotisk, i det busker og trær gror opp rundt eiker som tidligere har stått i mer åpent landskap, og slik tar opp konkurransen med eika om plass og lys. Samtidig er en av de viktigste påvirkningene fra gjengroing økt skygge, hvilket er en forringelse av et fysisk attributt ved eikas nærmiljø. Siden C- og D-kriteriet vurderes på samme vis, er det i grunn irrelevant om man anser gjengroing som en abiotisk eller biotisk forringelse. Her har vi valgt å definere det som en biotisk forringelse. Forringelse som et rødlistekriterium vurderes som en kombinasjon av arealet som påvirkes og graden av forringelse (**Tabell 12**).

Tabell 12. Terskelverdier for rødlistekategorier i henhold til C- og D-kriteriet (biotisk og abiotisk forringelse), angitt som kombinasjon av areal som påvirkes og grad av forringelse.

Areal (%)	Grad av forringelse (%)			
	≥ 80	≥ 50	≥ 30	≥ 20
≥ 80	CR	EN	VU	NT
≥ 50	EN	VU	NT	
≥ 30	VU	NT		
≥ 20	NT			

I den nasjonale eikeovervåkingen ble gjengroing rundt de hule eikene registrert i tre kategorier; 1 = ingen gjengroing, 2 = små busker og trær, og 3 = trær i høyde med eika. Kategori 1 er åpenbart ingen forringelse, mens for kategori 2 og 3 kan man diskutere hvilken grad av

forringelse de skal anses som. Vi har valgt å anse kategori 2 som 20 % forringelse og kategori 3 som 30 % forringelse.

I den nasjonale eikeovervåkingen ble det registrert 429 hule eiker (av totalt 623 hule eiker i 2019) som var omgitt av trær i høyde med eika (kategori 3, 30 % forringelse), 110 som var omgitt av busker og små trær (kategori 2, 20 % forringelse) og 76 eiker uten gjengroing (kategori 1, 0% forringelse). Basert på denne dataen estimerte vi at det totalt i Norge finnes 78 547 hule eiker i kategori 3 for gjengroing og 25 707 hule eiker i kategori 2 for gjengroing, av totalt 130 500 hule eiker. For hule eiker anser vi antall som tilsvarende areal (vi kunne også regnet det om til areal, men andelene hadde vært de samme), hvilket resulterer i at 60 % av de hule eikene er 30 % forringet, eventuelt at 80 % av de hule eikene er 20 % forringet ($78\,547 + 25\,707$). Begge deler gir en rødlistekategori på NT, nær truet (**Tabell 13**). Men mange av de hule eikene befinner seg i skog, og sannsynligvis har mange av disse vokst opp i skog, slik at det blir feil å anse gjengroing rundt disse eikene som forringelse. Vi skiller derfor mellom hule eiker utenfor produktiv skog (i henhold til kartlaget AR5), hule eiker i kantsonen (20 m) av produktiv skog og hule eiker i produktiv skog. Hvis man kun anser hule eiker utenfor produktiv skog som forringet dersom de er omgitt av små busker og trær (kategori 2, 20 % forringelse) eller trær i høyde med eika (kategori 3, 30 % forringelse), så utgjør disse under 30 % av totalt antall eiker, og får dermed kategori LC og blir ikke rødlistet ut fra D-kriteriet (**Tabell 13**). Selv dersom man inkluderer hule eiker i kantsonen av produktiv skog, blir kategorien kun LC (**Tabell 13**).

Tabell 13. Estimert antall hule eiker omgitt av gjengroing i kategori 3 (trær i høyde med eika, ansett som 30% forringelse) eller kategori 2 (små busker og trær) + 3 (ansett som 20 % forringelse). Antall er estimert for alle hule eiker i Norge, kun for hule eiker utenfor produktiv skog, og for hule eiker utenfor produktivskog og i kantsonen (20 m) av produktiv skog. Andel dette antallet utgjør av totalt 130 500 hule eiker, og hvilken rødlistekategori den andelen utgjør for gjeldende grad av forringelse ut fra terskelverdiene for D-kriteriet (**Tabell 12**). For naturtype hule eiker er antall tilsvarende areal.

	Antall hule eiker med gjengroing	Andel av totalt antall hule eiker	Rødlistekategori
30 % forringelse (kategori 3 gjengroing)			
Alle hule eiker	78 547	60,0 %	NT
Utenfor produktiv skog	22 227	17,0 %	LC
Kantsone og utenfor produktiv skog	32 288	24,7 %	LC
20 % forringelse (kategori 2+3 gjengroing)			
Alle hule eiker	104 254	80,0 %	NT
Utenfor produktiv skog	33 307	25,5 %	LC
Kantsone og utenfor produktiv skog	44 158	33,8 %	LC

Referanser

- Jacobsen, R. M., Birkemoe, T., Evju, M., Skarpaas, O. & Sverdrup-Thygeson, A. 2023. Veteran trees in decline: Stratified national monitoring of oaks in Norway. *Forest Ecology and Management* 527: 120624.
- Hatlevoll, K., Burner, R., Ørka, H.O., Arnott, D., Lunde, L.D., Evju, M., Birkemoe, T. & Sverdrup-Thygeson, A. 2019. Nasjonal overvåking av hule eiker: resultat andre omløp. - MINA fagrapport 62. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
- Sverdrup-Thygeson, A., Evju, M. & Skarpaas, O. 2013. Nasjonal overvåking av hul eik. Beskrivelse av overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. NINA Rapport 1007. Norsk institutt for naturforskning.

Sverdrup-Thygeson, A., Evju, M., Skarpaas, O., Jacobsen, R.M. & Birkemoe, T. 2018. Nasjonal overvåking av hule eiker: Resultat første omløp og forslag til videreføring. MINA fagrapport 50. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Sverdrup-Thygeson, A., Bratli, H., Brandrud, T. E., Endrestøl, A., Evju, M., Hanssen, O., Skar-paas, O., Stabbetorp, O., Ødegaard, F. 2011. Hule eiker – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. NINA Rapport 710. Norsk institutt for naturforskning.

Kalklindeskog

Vurderingsenhet

Kalklindeskog omfatter skog dominert av lind, eventuelt med meddominans av hassel og eik, og med minst 6 lindeindivider pr. daa (tilsvarende mer enn 12,5% relativ dekning av lind), på sterkt kalkrik, tørr mark (KA-h,i; UF-c,d,e,f). Typen opptrer ofte på helt grunnlendte kalkbergkanter, samt i rasmark. Kalklindeskog ligger i stor grad nær tettbygde pressområder og er særlig utsatt for nedbygging ved boliger, næringsbygg, veier etc. Også etablering av gran og ulike fremmede treslag og busker er en trussel mot typens økologiske karaktertrekk. I rødliste 2018 ble kalklindeskog vurdert som en del av den overordnede naturtypen Kalkedellauvskog. Per i dag vurderes trusselbildet med tilhørende rødliste-vurdering å være svært likt i de ulike typene av kalkedellauvskog. Det er imidlertid behov for en egen rødlistevurdering av kalklindeskog fordi skogtypen (i) har en spesiell økologi, vegetasjonshistorie og stort, habitat-spesifikt mangfold, og (ii) som utvalgt naturtype har typen en egen forvaltningsstatus, med tiltak for å bedre areal- og tilstandsstatus.

Arealinformasjon/utbredelse

Kalklindeskog er utbredt i kalkområdet langs Oslofjorden fra Grenland til Bygdøy, med utposter ved nordre del av Eikeren, Tyrifjorden og (så vidt) ved Mjøsa. Dessuten forekommer fragmenter av kalklindeskog på kalk-/marmorstriper i Sunnhordland (Tysnes). Lokalitetene er gjerne små. Typen er godt kartlagt, og med en målrettet og intensivt kartlegging de siste årene er typen nå kjent fra over 200 lokaliteter, med et oppjustert anslag på areal til ca. 2,5–3 km². Det antas nå å være kun få og små forekomster som ikke er fanget opp i kartleggingen. Samlet anslår vi at det kan finnes ca. 250 forekomster av kalklindeskog i Norge med et samlet areal på ca. 3–4 km². Typen forekommer ganske konsentrert til hhv. Oslo-Bærum-Asker, Grenland og noen spredte forekomster i kanten av Oslofeltet og nord til Biri. Utbredelsesarealet anslås til ca. 10000 km² og forekomstarealet til 15 10 × 10 km-ruter. Dvs., godt under 1 promille av norsk skognatur er kalklindeskog.

Påvirkningsfaktorer

Arealtap: Arealomdisponering i form av tettstedsutbygging, veier og kalkbrudd utgjør den største påvirkningsfaktoren. I de siste årene har flere kalklindeskoger blitt desimert av tunnelinnslag med omkringliggende rassikring. I kalkområdet i Grenland (Porsgrunn-Bamble) er det dokumentert et arealtap ved utbygging av kalkskog, herunder kalklindeskog, på ca. 50 % i perioden 1970–1990 (Bjørndalen 1986), og selv om arealtapet nå er betydelig redusert, er det fortsatt pågående. Arealtapet i det andre, store kalklindeskogsområdet; Oslo-Bærum-Asker er nok i samme størrelsesorden, men mye av arealendringene her skjedde for mer enn 50 år siden, og arealtapet innenfor vurderingsperioden anslås å være størrelsesorden 20–30 %. Samlet sett vurderes arealtapet siste 50 år å være 30–50 %.

Tilstandsendringer: Noen bestand av kalklindeskog er hogd siste 50 år, men hogstpåvirkningen her er gjennomgående liten og mest knyttet til «utsiktshogst» i villastrøk. De fleste forekomstene er tettstednære og dermed i større eller mindre grad også utsatt for slitasje fra aktiviteter knyttet til friluftsliv. Flere lokaliteter er også påvirket av etablering og ekspansjon av gran og andre fremmede treslag, noe som endrer økosystemets artsmangfold og økosystemprosesser.

Kriteriedokumentasjon

Kalklindeskog er godt kartlagt, men jevnlig registreres noen nye forekomster. Andelen fredete forekomster er ca. 20 % (ca. 27 % av arealet) (Framstad et al. 2017). På grunn av beliggenhet i lavlandet, nær tettbygde strøk, har arealtapet i utbyggingsområder vært opp til 50 % i perioder (Grenland 1970–90), og samlet vurderes arealtapet siste 50 år å være > 30 %. Den økologiske tilstanden er ofte stedvis god pga. lang skoglig kontinuitet, og forekomst av omfangsrike, flerstammete > 1000 år gamle lindeindivider, men reduseres pga. slitasje, 'utsiktshogst', etablering av gran og ulike fremmede arter. Med restriksjoner knyttet til status og forskrift som utvalgt naturtype, høy andel fredete lokaliteter og med tiltaksplan i foreliggende Trua natur-prosjekt, forventes tapet av gjenværende forekomster å reduseres for så å flate ut i tiden framover.

A-kriteriet: Arealtapet siste 50 år vurderes til 30–50 % pga. lokalitetenes generelle beliggenhet i tettstedsnære områder, samt grundig dokumentasjon av det svært høye arealtapet av kalkskog i Grenland de første 20 årene av vurderingsperioden (50% tap; Bjørndalen 1986, se også Direktoratet for naturforvaltning 2011). Dette gir rødlistekategori VU. På dette punkt skiller foreliggende vurdering seg fra vurdering av kalkedellauvskog i 2018; arealtapet på denne ble da vurdert til < 30 %, til NT (Framstad & Bendiksen 2018). Arealtapet neste 50 år antas imidlertid å utgjøre mindre enn 20 %, og gradvis flate ut.

B1- og B2-kriteriene: Få og små lokaliteter med en stor grad av klumping gir lave utbredelsesareal (ca. 10 000 km²) og forekomstareal (15 10 × 10 km-ruter). Disse ligger klart under grensene for rødlistekategori EN. Samtidig er underkriterium om pågående nedgang i areal og kvalitet oppfylt. I overvåkingsprogram for kalklindeskog 2013–2021 ble det forøvrig kun registrert arealtap på én (av 30) kalklindeskoger (ved inngang på Høgenheitunnelen, E18, Bamble, Brandrud et al. 2016). Etter B-kriteriet kan naturtypen dermed regnes som EN.

C-kriteriet: Det er ingen vesentlig endring i abiotiske forhold siste 50 år. Enkelte små gruveskjerp finnes, men de fleste er trolig eldre enn 50 år. C-kriteriet er dermed ikke utslagsgivende.

D-kriteriet: I løpet av siste 50 år anslår vi at den økologiske tilstanden på gjenværende lokaliteter er forringet med minst 20 % på minst 30 % av arealet, i hovedsak pga. hogst, slitasje og etablering av gran og andre fremmede arter. Ser vi dette i sammenheng med arealtapet, vil den samlede forringelsen av økologisk tilstand være på mer enn 50 % på minst 40 % av opprinnelig areal. Det tilsvarer en rødlistestatus som NT.

Kalklindeskog vurderes dermed til EN etter B-kriteriet (B1ab, B2ab).

Referanser

- Bjørndalen, J.E. 1986. Vegetasjonskart over kambro-silurområdet i Grenland. Blad I Langesund-Statthelle; Blad II Eidangerhalvøya. Bø.
- Brandrud, T. E., Evju, M., Blaaid, R. & Skarpaas, O. 2016. Nasjonal overvåking av kalklindeskog og kalklindeskogsopper. Resultat fra første overvåkingsomløp 2013–2015. NINA Rapport 1297. Norsk institutt for naturforskning.
- Brandrud, T.E., Hanssen, O., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2011. Kalklindeskog – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II NINA Rapport 711. Norsk institutt for naturforskning.
- Direktoratet for naturforvaltning 2011. Handlingsplan for kalklindeskog DN rapport 8-2011. Direktoratet for naturforvaltning.
- Framstad, E. & Bendiksen, E. 2018. Sterk kalkrik edellauvskog, Skog. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. <https://artsdatabanken.no/RLN2018/365>
- Framstad, E. (red.), Blindheim, T., Granhus, A., Nowell, M. & Sverdrup-Thygeson, A. 2017. Evaluering av norsk skogvern 2016 NINA Rapport 1352. Norsk institutt for naturforskning.

Vedlegg 0.2 Rekruttering av hule eiker – utregninger

Vi har ikke data på rekruttering av hule eiker. Kartleggingen i forbindelse med den nasjonale eikeovervåkingen i 2019 innebar kun gjenbesøk til hule eiker som ble registrert i første omløp av overvåkingen (2012–2016). For å få data på rekruttering av hule eiker måtte man ha besøkt alle 500 ruter fra første omløp på nytt, og totalkartlagt rutene (ikke kun oppsøkt de registrerte hule eikene, som i 2019). Vi vet at store eiker vokser sakte, og at hulrom utvikles sakte, så sannsynligvis ville det ikke ha blitt rekruttert mange (om noen) nye, hule eiker i perioden 2016–2019 (og dermed ville effekten på estimert årlig nedgang sannsynligvis ha vært liten). Men det ville vært en stor fordel med en ny kartlegging som kunne gitt data på rekruttering, da det nå i 2023 har gått 7–11 år siden første kartlegging.

Den dataen vi har tilgjengelig, er antall store rekrutteringseiker kartlagt i første omløp av den nasjonale eikeovervåkingen. Dette er eiker med 40–63 cm i diameter i brysthøyde (dbh, ca. 130 cm over bakken). Store rekrutteringseiker ble registrert i følgende kategorier for antall trær per rute; 0, 1–9, 10–49, 50–99 og >100. For å kunne gi et grovt estimat på totalt antall rekrutterings-trær i Norge omgjorde vi disse kategoriene til følgende antall; 0, 5, 20, 75, 150. Basert på andel av rutene i overvåkingen med hver kategori for antall store rekrutteringseiker estimerte vi antall ruter totalt i Norge med ulikt antall store rekrutteringseiker. Totalt estimerte vi at det fantes 684 968 store rekrutteringseiker i Norge basert på overvåkingsdata fra 2012–2016. Vi har ikke kunnskap om mortalitet og rekruttering til kategorien store rekrutteringseiker, så vi kan ikke justere dette estimatet til 2019- eller 2023-verdier.

Som beskrevet i **Vedlegg 0.1**: For å oppnå NT som rødlistekategori for hule eiker i 2037 må det rekrutteres minst 12 767 nye, hule eiker. Dette vil gi en årlig økning på 0,7 % i perioden 2023 til 2037, gitt at ingen av de eksisterende hule eikene går tapt innen 2037 – altså er dette et miniumsanslag (antagelig burde det rekrutteres enda flere nye, hule eiker). Vi vet ikke hvor stor andel av de store rekrutteringseikene som kan forventes å utvikle hulrom eller bli store nok (dbh > 63 cm) til å inngå i kategorien hule eiker innen 2037. Hvis vi antar at 1 % av de store rekrutteringseikene blir hule eiker innen 2037, som sannsynligvis er et optimistisk anslag, så vil det utvikles 6850 nye hule eiker. Da mangler det 5917 nye, hule eiker for å oppnå rødlistekategori NT. For å øke rekruttering av hule eiker kan man sette inn tiltak, enten for å øke andelen store rekrutteringstrær som blir hule eiker, eller for å øke rekrutteringsbasen, altså antallet store rekrutteringstrær. Hvis vi antar at andelen som blir hule eiker var 1 %, og at et gitt tiltak øker denne andelen til 2%, vil det gi 13 700 nye, hule eiker. Dersom man skal oppnå høy nok rekruttering kun ved å øke rekrutteringsbasen, gitt at kun 1 % blir hule eiker innen 2037, må man sette inn tiltak som øker antall store rekrutteringseiker til 1 274 040, hvilket vil gi 12 740 nye, hule eiker. Eller man kan prøve å øke både andelen som blir hule eiker og rekrutteringsbasen.

Antallet store rekrutteringstrær kan økes ved en høyere reproduksjon og/eller lavere mortalitet for eik. Man kan tenke seg å oppnå en høyere reproduksjon ved å legge til rette for regenerering av eik flere steder, for eksempel ved skogskjøtsel/skogrestaurering der man fjerner konkurrenten gran (f.eks. Nordén et al. 2019). Lavere mortalitet krever en grad av vern også for store rekrutteringseiker, for eksempel ved å inkludere dem i skjøtselsplaner for viktige eikeområder, og ved å inkludere dem i MiS-registreringer (per i dag skal alle hule løvtrær med diameter over 30 cm registreres, men store rekrutteringseiker som ikke er synlig hule, registreres altså ikke). Antall ruter i den nasjonale eikeovervåkingen der store rekrutteringseiker forekommer, kan brukes til å gi et estimat på arealet der det kan være aktuelt med tiltak for å øke reproduksjon eller redusere mortalitet. Store rekrutteringseiker forekom på 76 % av JA-rutene og 18,8 % av NEI-rutene i overvåkingen. Hvis vi antar en tilsvarende fordeling nasjonalt, resulterer det i 39 379 ruter med store rekrutteringseiker, hvilket tilsvarer 9 845 km² (siden hver rute er 0,25 km²). Tiltakene er nok ikke like aktuelle over hele dette arealet, for eksempel er det sannsynligvis mest aktuelt å fjerne gran der store rekrutteringseiker forekommer i blandingsskog. Det er mulig å gjøre en GIS-analyse av hvor stor andel av de store rekrutteringseikene registrert i den nasjonale eikeovervåkingen som forekom i blandingsskog (men vi har ikke ressurser til det i dette prosjektet). Å inkludere hensyn til store rekrutteringseiker i skjøtselsplaner er særlig aktuelt i viktige eikemiljøer,

altså der det forekommer flere hule eiker innen samme lokalitet. I den nasjonale eikeovervåkingen ble det registrert fem eller flere hule eiker i 38 av 500 ruter (10 i såkalte NEI-ruter og 28 i JA-ruter), og alle disse rutene hadde også store rekrutteringstrær. Dette gir et estimat på 5853 ruter nasjonalt med minst fem hule eiker, hvilket tilsvarer et areal på 1463 km² der det er spesielt viktig å sikre rekruttering av hule eiker.

Veteranisering

For å øke andelen store rekrutteringseiker som blir nye, hule eiker, kan man forsøke ulike metoder for veteranisering (Bengtsson & Wheeler 2021). Dette går ut på å akselerere utviklingen av karakteristikk og mikrohabitat tilknyttet eldre trær. For eksempel kan man skjære mindre hulrom i stammen på eiker, for å etterligne hakkespetthull og slik tillate råtesopp å kolonisere veden, og dermed akselerere utviklingen av hulrom. Man kan også skjære av barken på et større område langt ned på stammen, en slags etterligning av hestegnag som ofte forekommer på eiker på hestebeite, hvilket også kan sette i gang en hulromsutvikling. Andre mikrohabitat tilknyttet hule eiker er døde greiner i kronen, hvilket man kan oppnå ved ringbarking av greiner. Evaluering av et større veteraniseringseksperiment i Sverige (Bengtsson & Wheeler 2021) viste at 8 år etter veteraniseringen var dødeligheten blant veteraniserte eiker svært lav (0,24 % per år, mens kontrolltrærne hadde 0 % dødelighet), mens flere av veteraniseringsbehandlingene allerede var i bruk som levesteder for andre arter (f.eks. fugler, flaggermus og mus i kunstige hulrom) og ellers var i ferd med å utvikle kvaliteter assosiert med eldre trær (f.eks. råte på stammen eller i hulrom). Men denne undersøkelsen inkluderte ikke analyser av soppsamfunnet i veden eller insektfangst. En tidligere analyse av soppsamfunnet i veden, 6 år etter veteranisering, fant at veteraniseringsbehandlingene ikke hadde utviklet soppsamfunn karakteristiske for gamle/hule trær (Menkis et al. 2022). Veteraniseringseksperimentet i Sverige viser at veteranisering av unge eiker har potensiale til å akselerere utviklingen av viktige karakteristikk og levesteder knyttet til gamle/hule eiker, men det trengs en grundig evaluering med fokus på vedlevende sopp og insekter assosiert med gamle/hule eiker.

Referanser

- Bengtsson, V. & Wheeler, P. 2021. The effects of veteranisation of *Quercus robur* after eight years. Länsstyrelsen Östergötland report 2021, 13.
- Menkis, A., Redr, D., Bengtsson, V., Hedin, J., Niklasson, M., Nordén, B., & Dahlberg, A. 2022. Endophytes dominate fungal communities in six-year-old veteranisation wounds in living oak trunks. *Fungal Ecology* 59: 101020.
- Nordén, B., Rørstad, P. K., Magnér, J., Götmark, F. & Löf, M. 2019. The economy of selective cutting in recent mixed stands during restoration of temperate deciduous forest. *Scandinavian Journal of Forest Research* 34: 709-717.

Vedlegg 0.3 Slåttemyr – arealer med behov for tiltak

Utmarksslåtten har hatt stort omfang i Norge, og i jordbrukstelingen i 1907 ble arealet av utmarksslått oppgitt til 2700 km² (hele landet). En stor del av dette var myr. I Trøndelagsfylkene var det 526 km² med utmarksslått. Dette utgjør ca. 2 % av det totale landarealet. Sør-Trøndelag var det fylket som hadde størst areal utmarksslått, mens Vest-Agder hadde størst andel av landarealet (4,6 %) (Moen 1989). Vi regner med at omfanget av utmarksslåtten var størst i siste halvdel av 1800-tallet, og at en del areal alt var gått ut av bruk i 1907. I tillegg er nok oppgavene fra 1907 også for låge på grunn av at bøndene av skattemessige grunner oppga for låge tall. Moen & Øien (2011) oppgir et totalt areal på 2200 km² slåttemyr for landet sett under ett, og dette estimatet har vi brukt som grunnlag ved beregninger av omfang av tiltak.

De fleste slåttemyrer var i bruk til ca. 1880-1900, men her er det variasjon, og de siste var i bruk til inn på 1960-tallet. I lavlandet gror det raskt igjen, og vi antar at det etter 50 år er få biologiske spor etter slått på myr i BN-SB. Lenger opp går suksessjoner saktere, og vår erfaring er at det etter 50 år er greit å identifisere slåttemyr fra MB og oppover. Enda etter 100 år går det vanligvis greit å identifisere slåttemyr, i hvert fall i NB, men etter dette blir det stadig vanskeligere å skille slåttemyr fra annen jordvassmyr. Vi setter her 150 år som grense: Etter 150 år er det sannsynligvis svært få slåttemyrer som ikke har nådd ettersuksessjonsstadiet.

Med utgangspunkt 1950 betyr det at i 2100 vil alle slåttemyrer uten skjøtsel være gått ut, og det gir en årlig avgang på 14,7 km² gitt en lineær respons. Her er nok responsen heller sigmoid, med lite avgang de første tiåra etter opphørt hevd, og med et raskt fall om lag i perioden vi nå er inne i (midtvegs i suksessjonsforløpet). Så vil avgangen avta med tid, inntil vi står igjen kun med de myrene der skjøtsel har blitt tatt opp i etterkant. En lineær tilnærming representerer derfor en forenkling.

Slåttemyr er vurdert til EN i 2018, etter A-kriteriet (reduksjon i totalareal) og D-kriteriet (biotisk forringelse), der EN er gjeldende både for forrige 50-årsperiode (1978–2018) og neste 50-årsperiode (2018–2068).

Vi har brukt arealtallene og estimert årlig avgang for å beregne hvor store arealer som må under tiltak for å nå terskelverdiene for VU og NT for de ulike rødlistekriteriene i 2037. Vi understreker at det er usikkerheter i dette tallmaterialet, og i anvendelsen av det. Vi har imidlertid brukt de beste kildene vi kjenner til for areal, og brukt vår erfaring med suksessjonsforløp i slåttemyr for å gi et anslag på utvikling i tilstand og areal. Hensikten har vært å gi forvaltningen et realistisk bilde på restaurerings- og skjøtelseshov behov dersom målet er å forbedre rødlistestatus for slåttemyr gjennom aktive tiltak.

A-kriteriet

For A1-kriteriet må reduksjon av totalareal siste 50 år reduseres til 30–50 % (VU) eller < 30 % (NT). Nullalternativet viser en nedgang på 44 % (**Tabell 14**). Det er derfor ingen behov for å sette inn tiltak for å nå A1-kriteriet for VU. For å redusere arealtapet til < 30 % (NT) må det settes inn tiltak for å ta vare på 238,2 km² ekstra, dvs. en årlig innsats for 17,0 km² med slåttemyr.

Tabell 14. Forventet arealtap av slåttemyr i perioden 1987 til 2037, gitt en årlig avgang på 14,7 km² fra 2200 km² i 1900, samt utregninger for å vise areal med tiltak for å nå terskelverdien for NT, etter A1-kriteriet.

	1987	2037
Avgang km²	543,9	1278,9
Rest km²	1656,1	921,1
Nedgang km²		735
Nedgang %		44,4
For å nå NT i 2037		
Nedgang %		30
Nedgang km²		276,3
Rest km²	1656,1	921,1
Avgang km²	543,9	
Må ta vare på ekstra km²		237,2
Årlig innsats 2023–2037 km²		17,0

For A2- må reduksjon av totalareal i neste 50-årsperiode gå fra 50–80 % til 30–50 % (VU) eller < 30 % (NT). Nullalternativet viser en forventet nedgang på 79,8 %, og at totalt 274,5 km² må under skjøtsel for å sikre VU, mens 458,7 km² må under skjøtsel for å sikre NT etter A2-kriteriet (Tabell 15).

Tabell 15. Forventet arealtap av slåttemyr i perioden 2037 til 2087, gitt en årlig avgang på 14,7 km² fra 2200 km² i 1900, samt utregninger for å vise areal med tiltak for å nå terskelverdien for VU og NT, etter A2-kriteriet.

	2037	2087
Avgang km²	1278,9	2013,9
Rest km²	921,1	186,1
Nedgang km²		735
Nedgang %		79,8
For å nå VU i 2037		
Nedgang %		50
Nedgang km²		460,6
Rest km²	921,1	460,6
Avgang km²	1278,9	
Må ta vare på ekstra km²		274,5
Årlig innsats 2023–2037 km²		19,6
Årlig innsats 2023–2087 km²		4,3
For å nå NT i 2037		
Nedgang %		30
Nedgang km²		276,3
Rest km²	921,1	644,8
Avgang km²	1278,9	
Må ta vare på ekstra km²		458,7
Årlig innsats 2023–2037 km²		32,8
Årlig innsats 2023–2087 km²		7,2

D-kriteriet

Vi har regnet alt areal uten skjøtsel som forringet fra tiende år uten slått. Vi antar at arealet var intakt på 2200 km² i 1900 og med forringelse fra 1910. Vi antar videre at etter 190 år er alle spor i vegetasjonen borte, dvs. en 100 % forringelse i 2100. Vi antar en lineær økning i forringelse (men et sigmoid forløp er vel mer realistisk), noe som gir 0,53 % økt forringelse per år i perioden 1950–2100.

D-kriteriet omfatter også graden av biotisk forringelse. Vi antar at areal der vi begynner å slå, umiddelbart gir null bidrag til grad av forringelse. Ved å anta at alt uskjøtta areal gir likt bidrag til forringelse kan vi tildele hver arealenhet en andel av forringelsen ved et gitt tidspunkt. Da kan vi beregne hvor mange arealenheter som må gå fra uskjøtta til skjøtta for å oppnå 50 % grad av forringelse.

D1: Andelen av totalarealet som er forringet, estimeres som all slåttemyr som har vært uten skjøtsel i minst 10 år. Samla areal med skjøtsel er ca. 4,5 km² i 2023. I 2037 vil dette si at nullalternativet er 916,5 km² slåttemyr i forringet tilstand, eller 99,5 %. For å redusere arealet som er forringet til < 80 % i 2037 må 179,2 km² restaureres ($0,80 \times 921,1 \text{ km}^2$) – noe som krever en årlig innsats for 12,8 km² slåttemyr i perioden 2023–2037 for å nå målet om VU. For å nå målet om NT må arealet som er forringet reduseres til < 50 %, dvs. at 456,1 km² må restaureres ($0,50 \times 921,1 \text{ km}^2$) – eller en årlig innsats på 32,6 km².

Alternativt kan man beregne graden av forringelse som årlig økning i forringelse (0,53 %) multiplisert med antall år siden forringelsen startet (1910). Da kan en estimere at graden av forringelse i 1987 var 40,5 %, mens den i 2037 er forventet å være 66,8 %. For å oppnå VU må grad av forringelse < 50 % innen 2037. Antall arealenheter som må under skjøtsel blir 230,9 km², dvs. en årlig innsats på 16,5 km² i perioden 2023–2037. For å oppnå NT må 505,2 km² (36,1 km² per år) under skjøtsel.

D2: For å vurdere D2-kriteriet har vi tatt utgangspunkt i arealstatus i 2087 (**Tabell 15**) og antatt at arealet under skjøtsel fortsatt er forutsatt å være 4,5 km². Da må arealet som må restaureres for å nå hhv. 80 % og 50 % (hhv. VU og NT) være 32,7 og 88,6 km².

Alternativt kan vurdere graden av forringelse. Den er i 2037 forventet å være 66,8 %, mens i 2087 er den forventet å være 93,2 %. For å oppnå VU må grad av forringelse < 50 % innen 2087. Antall arealenheter som må under skjøtsel blir 84,1 km², dvs. en årlig innsats på 6,0 km² i perioden 2023–2037. For å oppnå NT må 123,1 km² (1,9 km² per år) under skjøtsel.

Vedlegg 0.4 Slåttemark – arealer med behov for tiltak

Slåttemark ble vurdert til CR i 2018, etter A-kriteriet (reduksjon i totalareal siste 50 år > 80 %). Vi er usikre på om A-kriteriet er anvendt riktig i forrige rødlistevurdering, da vi vet at restaureringspotensialet er stort også på slåttemarker som gikk ut av hevd for lang tid tilbake. Femti år er sannsynligvis for kort perspektiv for å regne naturtypen som tapt. Derfor har vi fokusert på D-kriteriet og vurdert hvilke tiltak og i hvilket omfang som må til for å redusere forringelse slik at naturtypen oppnår bedre rødlistestatus. D-kriteriet forutsetter en vurdering av hvor stor arealandel som er forringet og hvilken grad av forringelse arealet har.

Vi har gjort en skjønnsmessig vurdering av at informasjonen i kvalitetsvurderingen av lokaliteter med slåttemark kan brukes til å si noe om grad av forringelse. Konkret har vi vurdert at lokaliteter med god tilstand har < 20 % grad av forringelse, moderat tilstand tilsvarer 20–50 % forringelse, dårlig tilstand tilsvarer 50–80 % forringelse, og svært redusert tilstand tilsvarer > 80 % forringelse.

Det er et kjent areal av slåttemark på 44 000 daa. Mørketallet for rødlista 2018 var satt til 2. Med bakgrunn i at areal med slåttemark i Norge historisk har vært meget stort, og at semi-naturlig vegetasjon generelt har et stort restaureringspotensial selv etter 100 år, antar vi at et mørketall på 2, dvs. at vi per 2023 kun har igjen 88 000 daa med slåttemark, å være for lavt. Dette også sett i lys av at vi i 2021 kun hadde kartlagt 2,8 % av norsk landareal. Det gjenstår mao. å kartlegge store arealer i nær alle landets kommuner, og der det er sannsynlig at det kan finnes restaurerbar slåttemark. Vi har i dette arbeidet derfor hevet mørketallet for til 4, dvs. vi antar at totalt areal med slåttemark i Norge er 176 000 daa. Det er mulig dette anslaget er for lavt, men det er relativt nære arealet for slåttemark i Sverige.

I DN-håndbok 13 er bare lokaliteter over en viss terskelverdi (C, lokal verdi) kartlagt. Dataene vi kan bruke for å anta noe om fordelingen av areal på ulik tilstand, kommer fra kartlegging etter NiN-instruks. Dette laget omfatter bare 7107 daa, dvs. bare en liten andel av totalt kartlagt areal (**Tabell 16**).

Tabell 16. Fordeling av tilstand i lokaliteter kartlagt etter NiN.

	Antall	Areal (daa)	Arealandel (%)
God	394	1869,4	26
Moderat	495	2065,9	29
Dårlig	605	2353,2	33
Svært redusert	134	818,9	12
Totalt	1628	7107,4	

Selv om disse resultatene tilsier at en stor andel av kartlagt areal er i god tilstand, kan vi anta at lokaliteter med svært redusert tilstand er underrepresentert i datasettet. Det er vanskelig å skille semi-naturlig mark i dårlig tilstand fra skog. I tillegg er det kanskje slik at lokaliteter i god tilstand er prioritert i kartlegging, særlig gjaldt det kartlegging etter DN-håndbok 13. Vi antar med andre ord ikke at denne fordelingen er representativ for arealet av slåttemark.

Per 2023 er det ca. 9000 daa med slåttemark under oppfølging, og vi antar at tilstanden i disse er god, dvs. < 20 % forringet. Det utgjør 5 % av totalarealet. NiN-kartleggingen anslår at 26 % av arealet er i god tilstand – dette utgjør i liten grad slåttemarkene under oppfølging, men i hovedsak nye data. Arealfordelingen i **Tabell 16** er lagt til grunn for fordeling av tilstand på kartlagt areal (44 000 da).

For mørketallet er følgende anslag lagt til grunn:

- 5 % av arealet er i god tilstand. Det tilsvarer det arealet som er under oppfølging i 2023
- 5 % av arealet er i moderat tilstand
- 15 % av arealet er i dårlig tilstand
- 75 % av arealet er i svært redusert tilstand

Følgende arealberegninger ligger dermed til grunn for forslagene til arealer med behov for tiltak (**Tabell 17**).

Tabell 17. Arealfordeling som er anvendt for å beregne behov for tiltak.

	God	Moderat	Dårlig	Svært redusert	Totalt
Kartlagt areal (daa)	11 573	12 789	14 568	5 070	44 000
Ikke kartlagt areal (daa)	6 600	6 600	19 800	99 000	132 000
Totalt (daa)	18 173	19 389	34 368	104 070	176 000
Andel (%)	10	11	20	59	100

Det gir en vurdering av slåttemark til sterkt truet (EN) per 2023 (**Figur 14**), der > 50 % av arealet er > 50 % forringet.

Relativ alvorlighet (%) = grad av forringelse

Areal (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30	≥ 20
≥ 80	CR	EN	VU	NT
≥ 50	EN	VU	NT	
≥ 30	VU	NT		
≥ 20	NT			

Figur 14. Vurdering av biotisk forringelse etter D-kriteriet.

For å flytte slåttemark fra EN til VU må det restaureres 17 600 daa med slåttemark i svært redusert tilstand. Dette tilsier en årlig innsats 2023–2037 på ca. 1260 daa. I tillegg må en: (1) fortsette å holde slåttemark som er under oppfølging per 2023, ca. 9000 daa, i hevd. (2) fortsette å restaurere og skjøtte arealer i dårlig, moderat og god tilstand for at disse ikke ytterligere skal forringes. Det foreslås at en for disse tilstandsklassene holder oppe samme oppfølgingstakt som gjennomført til nå gjennom oppfølgingen av handlingsplan for slåttemark, dvs. ca. 600–700 daa i året (8000–9000 daa over 13 år). Ved å følge denne progresjonen vil totalt rundt 35 000 daa slåttemark være under oppfølging i 2037. Dette utgjør omlag en firedobling av aktiviteten sammenlignet med i dag, 2023.

For å flytte slåttemark til NT innen 2037 har vi tatt som utgangspunkt at 31 200 daa med slåttemark i svært redusert tilstand må gjenåpnes/restaureres, slik at < 30 % av arealet per 2037 er > 50 % forringet. I tillegg forutsetter målsetning NT også at punktene (1) og (2) over gjennomføres.

Vedlegg 0.5 Kystlynghei – arealer med behov for tiltak

I Rødlista for naturtyper 2018 er kystlynghei vurdert til sterkt truet (EN) på bakgrunn av en forventet biotisk forringelse neste 50 år/hvilken som helst 50-årsperiode (D2ab), med > 80 % av arealet med mellom 50–80 % grad av forringelse.

I Rødlista tok man utgangspunkt i et kjent areal på 924 km², et mørketall på 5 og et beregnet areal på 4620 km². Siden 2018 er det kartlagt mye, og arealstatistikken som er lagt til grunn i kunnskapsgrunnlaget er vist i **Tabell 18**.

Tabell 18. Arealstatistikk, kartlagt areal med kystlynghei per januar 2023.

	daa	km2
Areal fra datasett DN-Håndbok 13	1 021 803,3	1021,8
Areal fra datasett NiN-basiskartlegging (rosalaget)	456 734,5	456,7
Areal fra datasett NiN 5K (uttrekk verneområder og lokaliteter kartlagt før 2018)	42 264,6	42,3
Fratrekk overlapp mellom DN-Håndbok 13 og NiN-kartlegging	99 177,2	99,2
Sum	1 421 625,2	1421,6

Hvis vi tar som utgangspunkt at mørketallsindeksen fortsatt er 5 (slik som i rødlista 2018), har vi et totalareal på 7108 km² (1421,6 × 5 = 7108). Dersom man fortsetter å bruke mørketall 5, vil det samlede arealet øke mye sammenlignet med beregningene i rødlista i 2018. Tar man derimot utgangspunkt i at det samlede arealet man beregnet i 2018 er omtrent reelt, vil en mørketallsindeks nærere 3,5 bli mer riktig. Da vil samlet areal av kystlynghei være 4976 km² (1421,6 × 3,5 = 4976). Vi mener det siste alternativet virker mest sannsynlig – og går videre med dette.

Det finnes i alle fall to måter å vurdere tilstand til T34 på fra NiN-kartlegging. Den ene tilnærmingen er gjennom «Tilstand», som fordeler seg på følgende kategorier (**Tabell 19**).

Tabell 19. Fordeling av kartlagt areal etter NiN på tilstand.

Kategori	Antall	Areal (daa)	Prosentvis fordeling
God	918	85 914,2	18,8
Moderat	2720	219 733,1	48,1
Dårlig	2290	94 813,0	20,8
Svært redusert	1725	56 028,7	12,3
Totalt	7653	456 489,0	100

Den andre tilnærmingen er gjennom «Rask suksessjon og tilstand» (**Tabell 20**).

Tabell 20. Fordeling av kartlagt areal etter NiN på variabelen 7RA-SJ rask suksesjon.

Kategori	Betydning	Antall	Areal (daa)	Prosentvis fordeling
7RA-SJ_X	Ikke registrert	1	2,9	0,00
7RA-SJ_1	Intakt	1009	96 608,5	21,57
7RA-SJ_2	Brakkleggingsfase	2597	204 140,2	45,59
7RA-SJ_3	Tidlig gjenvekstsukkesjonsfase	2254	92 929,0	20,75
7RA-SJ_4	Sein gjenvekstsukkesjonsfase	1627	54 116,2	12,08
Total		7488	447 796,8	100

Tabell 19 og **Tabell 20** viser en nokså lik fordeling mellom kategorier, og at om lag 20 % av T34 er intakt/ i god økologisk tilstand. Resterende er i en eller annen form for forringelse. Det er verdt å merke seg at kategori «Moderat» og «Brakkleggingsfase» tilsvarer om lag det samme. Brakkleggingsfase for semi-naturlig natur er alvorlig, da den ikke inkluderer skjøtsel, noe som vil medføre at vil naturtypen etter hvert gro til med busker og kratt.

Det kommer også tydelig frem at dagens NiN-kartlegging ikke er arealrepresentativ, og man vet at det er stor underrepresentasjon av T34 i dårlig økologisk tilstand (særlig seine suksesjonstrinn inn mot skog). Dette vet vi fordi man i 1997 hadde bare om lag 10 % av de opprinnelige lyngheiene igjen, og når bruk faller bort (den største trusselen), blir T34 etter hvert til skog. Vi vet også at dette er prosesser som tar lang tid, og at det er stor grunn til å tro at restaureringspotensialet i lynghei er høyt.

For å bruke D-kriteriet må vi lage en kobling mellom tilstandsvurdering (etter NiN/Miljødirektoratets instruks) og grad av forringelse (etter IUCNs kriterier for rødlisting). Som for slåttemark har vi vurdert at lokaliteter med god tilstand har < 20 % grad av forringelse, moderat tilstand tilsvarer 20–50 % forringelse, dårlig tilstand tilsvarer 50–80 % forringelse, og svært redusert tilstand tilsvarer > 80 % forringelse.

Grad av forringelse og tilknyttet areal er viktig i det videre arbeidet for å flytte naturtypen i rødlista. Det er derfor nødvendig å gjøre noen antagelser til hvordan ikke-kartlagt areal fordeler seg mellom kategoriene, og der de sene-suksesjonstrinna får vesentlig mer vektning. Under følger et slikt scenario:

- Mørketallet er 3.5, noe som gir et samlet areal 4 975 688 daa (4976 km²)
- Fordeling av ikke kartlagt-areal: 75 % i svært dårlig tilstand, 15 % i dårlig tilstand, 5 % i moderat tilstand og 5 % i god tilstand (dette tilsvarer at 90 % til sammen er i gjengroing, altså sammenfallende med Hjeltne (1997) som beskriver at 10% av lyngheiene fortsatt er til stede).

God	Moderat	Dårlig	Svært redusert
5 %	5 %	15 %	75 %

Da er arealene av ikke-kartlagte T34 fordelt slik:

God	Moderat	Dårlig	Svært redusert
177 703	177 703	533 109	2 665 547

Tabell 21. Arealfordeling som er anvendt for å beregne behov for tiltak, gitt i daa.

	God	Moderat	Dårlig	Svært redusert	Totalt
Kartlagt areal (daa)	270 109	682 380	298 541	170 595	1 421 652
Ikke kartlagt areal (daa)	177 703	177 703	533 109	2 665 547	3 554 062
Totalt (daa)	447 812	860 083	831 651	2 836 142	4 975 687
Andel (%)	9	17	17	57	100

Hvis vi legger dette til grunn, da er

- 57 % av arealet > 80 % forringet (svært redusert tilstand) à EN
- 74 % av arealet > 50 % forringet (dårlig tilstand + svært redusert tilstand) à EN
- 91 % av arealet > 20 % forringet (moderat tilstand + dårlig tilstand + svært redusert tilstand) à VU, jf. **Figur 15**.

	Relativ alvorlighet (%) = grad av forringelse			
Areal (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30	≥ 20
≥ 80	CR	EN	VU	NT
≥ 50	EN	VU	NT	
≥ 30	VU	NT		
≥ 20	NT			

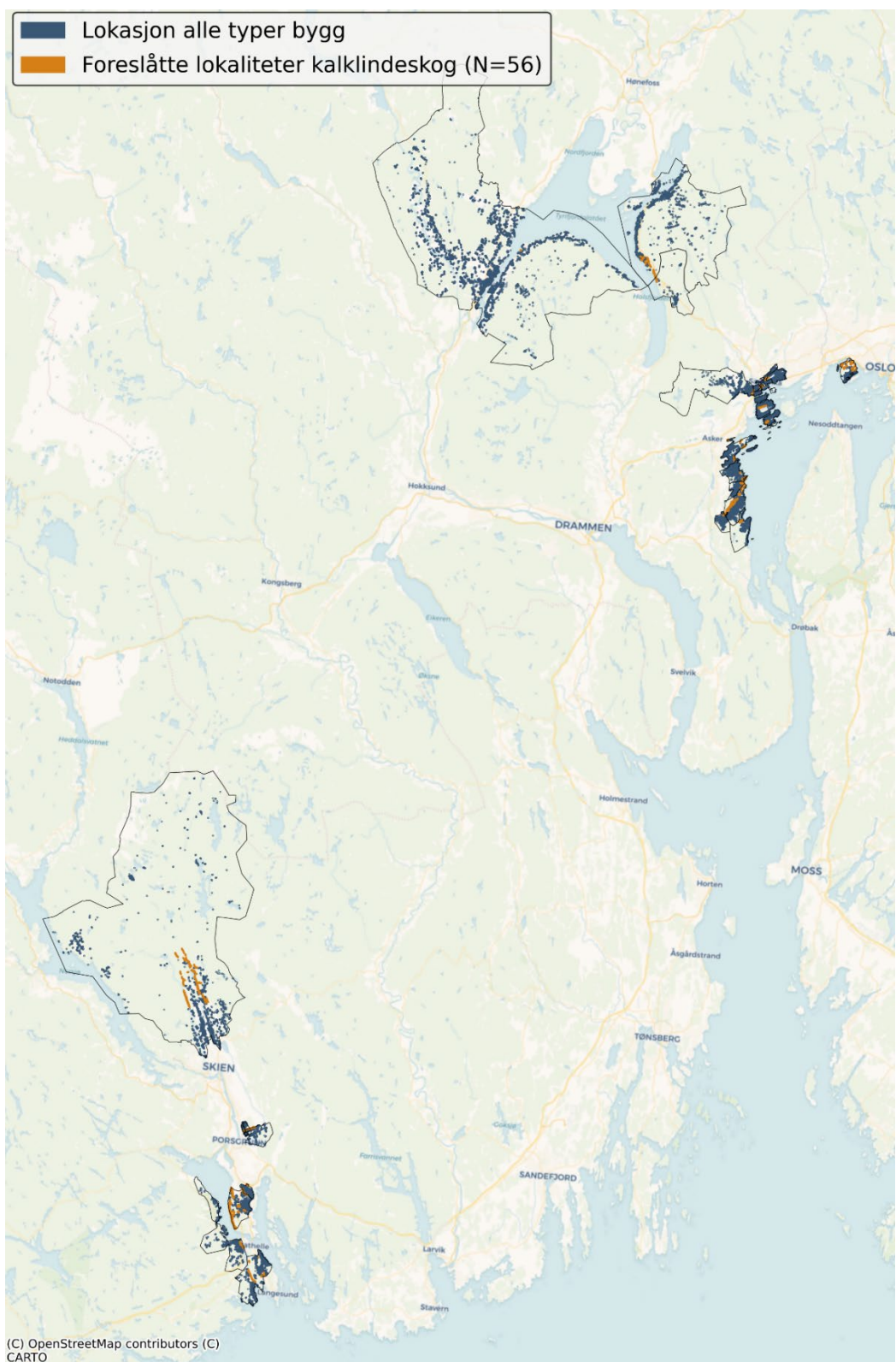
Figur 15. Vurdering av biotisk forringelse etter D-kriteriet.

For å bedre tilstand til VU må vi da:

1. Fortsette med å holde kystlynghei i god tilstand (447 812 daa i hevd)
2. Igangsette skjøtsel (beiting og sviing) i lynghei i moderat tilstand (860 083 daa, dvs. 61 434 daa per år f.o.m. 2023 til 2037, til sammen 14 år).
3. Restaurere kystlynghei i svært redusert tilstand for å forhindre tap av naturtypen (overgang til skog). Her må minimum svært redusert tilstand reduseres til < 50 % av arealet. Dette betyr at minimum 7 %, eller 348 298 daa, må tilbakeføres ved hogst av trær, rydding av busker og kratt, og gjenopptak av beiting og sviing. Dette tilsvarer ca. 24 878 daa per år f.o.m. 2023 til 2037.

Punkt 3 alene vil rent teknisk gjøre at naturtypen oppnår VU, men forvaltningsmessig må pkt. 1 og 2 skje parallelt for å forhindre at god og moderat tilstand ikke forringes.

Vedlegg 0.6 Metodeutvikling



Figur 16. Oversiktskart over foreslåtte lokaliteter (oransje felter) og alle typer bygg (blå) for østlands-områdene rundt Oslo og sørover. Svarte linjer viser til grenser på postnummer

Tabell 22. Grunnlag for nedbyggingsindikatorene: Foreslåtte lokaliteter med oversikt over korteste avstand fra bygningstype til senterpunkt for hver lokalitet. Andelen bygningstype innenfor 500 meter fra senter er vektet med hvert bygg sin avstand fra senterpunktet.

Lokasjon	Dekar	m til nærmeste bygg	Type bygg	% bolig	% næring	% fritidsbolig
Bøsnipa	74	46	Bolig	97 %	3 %	0 %
Bøsnipa Ø	6	51	Bolig	97 %	3 %	0 %
Borgeåsen S (Liane)	25	83	Bolig	92 %	8 %	0 %
Borgeåsen SV	13	65	Bolig	91 %	9 %	0 %
Brønnøya hovedgård S	7	16	Fritidsbolig	10 %	3 %	87 %
Bråtafjellskrenten N	35	275	Bolig	48 %	15 %	37 %
Brattås SØ	2	78	Bolig	90 %	9 %	0 %
Brattås SV	12	87	Næringsbygg	71 %	28 %	0 %
Elnestangen	7	48	Bolig	77 %	8 %	15 %
Elnestangen sørvest	18	78	Bolig	77 %	15 %	8 %
Eriksrudberga S	24	353	Bolig	71 %	12 %	18 %
Høgenhei-tunnelen	5	224	Bolig	81 %	19 %	0 %
Høgenhei-tunnelen V	15	112	Næringsbygg	82 %	18 %	0 %
Hildertunet (Slependen)	5	48	Bolig	94 %	6 %	0 %
Hitterød NV	48	232	Bolig	55 %	45 %	0 %
Homledal II	47	418	Bolig	100 %	0 %	0 %
Kiseåsen	111	437	Næringsbygg	0 %	100 %	0 %
Kongkleivåsen nord	25	327	Bolig	42 %	50 %	9 %
Kongkleivåsen sør	48	361	Fritidsbolig	66 %	0 %	35 %
Kongkleivåsen V	8	164	Fritidsbolig	63 %	13 %	24 %
Løkkeåsen syd II	26	164	Bolig	73 %	27 %	0 %
Lillelien øst	43	50	Bolig	71 %	29 %	0 %
Nærsnes kirke sør	38	193	Næringsbygg	63 %	30 %	7 %
Nes camping	5	77	Fritidsbolig	26 %	8 %	67 %
Nes gård	3	65	Bolig	37 %	8 %	55 %
Ormodden II	9	134	Næringsbygg	67 %	29 %	4 %
Reinsdyrlia, vest	23	177	Næringsbygg	19 %	81 %	0 %
Sønsterudelva Ø I	3	363	Næringsbygg	40 %	60 %	0 %
Sjøstrandveien	44	38	Bolig	86 %	13 %	0 %
Slemmestadveien V	32	78	Bolig	83 %	17 %	0 %
Slettevann N	18	262	Bolig	40 %	60 %	0 %
Slettevann SØ	11	178	Næringsbygg	23 %	77 %	0 %
Snipeveien	5	47	Bolig	92 %	8 %	0 %
Stokkevannet Ø	6	400	Bolig	100 %	0 %	0 %
Tåje	10	65	Næringsbygg	58 %	42 %	0 %
Tangvall NR II	36	36	Fritidsbolig	6 %	9 %	85 %
Tverråsen	27	31	Bolig	96 %	3 %	1 %
Ullhaugtoppen vest-skrent	5	71	Bolig	56 %	23 %	21 %

Tabell 23. Anslåtte mengder lagret tonn CO₂ per lokalitet, gitt av datagrunnlaget i Ørka et al. (2021)

Lokasjon	tCO ₂
Bøsnipa	408 581
Bøsnipa Ø	22 853
Borgeåsen S (Liane)	81 140
Borgeåsen SV	43 603
Brønnøya hovedgård S	25 418
Bråtafjellskrenten N	80 810
Brattås SØ	6 411
Brattås SV	42 616
Elnestangen	21 763
Elnestangen sørvest	71 007
Eriksrudberga S	108 804
Høgenhei-tunnelen	18 871
Høgenhei-tunnelen V	67 488
Hildertunet (Slependen)	14 970
Hitterød NV	198 261
Homledal II	116 655
Kiseåsen	369 474
Kongkleivåsen nord	110 706
Kongkleivåsen sør	212 724
Kongkleivåsen V	32 520
Løkkeåsen syd II	77 698
Lillelien øst	194 341
Nærnes kirke sør	211 818
Nes camping	10 151
Nes gård	3 666
Ormodden II	49 391
Reinsdyrlia, vest	103 678
Sønsterudelva Ø I	5 670
Sjøstrandveien	177 114
Slemmestadveien V	115 576
Slettevann N	69 447
Slettevann SØ	36 311
Snipeveien	19 157
Stokkevannet Ø	18 552
Tåje	42 880
Tangvall NR II	137 390
Tverråsen	151 637
Ullhaugtoppen vests trent	17 190
SUM	3 496 343

Vedlegg 0.7 Leseveiledning for synteser

Mars 2023 NINA og Menon Economics

Leseveiledning for synteser etter Rød til grønn-metoden

Kort om metoden

Rød til grønn-metoden består av deler (turkise bokser) som til sammen gir en vurdering av hvilke tiltak som må igangsettes for å bedre tilstanden til trua arter og naturtyper. I første del sammenstilles kunnskap om arten og naturtypen nødvendig for å sette mål og foreslå tiltak som bidrar til å nå målsetningen. I andre del settes mål. Hovedmålet settes som forbedring i rødliste-status på et gitt tidspunkt fram i tid, mens delmålene er basert på rødlistekriteriene for arter og naturtyper. I siste del foreslås tiltak som analyses gjennom en tiltaksanalyse. Tiltakene settes sammen i tiltakspakker som til sammen skal gi > 50 % måloppnåelse. Tiltakspakken med høyest måloppnåelse og lavest kostnad, anbefales. Kunnskapshull identifiseres gjennom alle delene av Rød til grønn-metoden og brukes til å foreslå prosjekter for kunnskapsinnhenting (gule bokser). Resultatet av vurderingene kan brukes til å prioritere tiltak for hver art/naturtype. Måloppnåelse testes ved ny rødlisting av arten eller naturtypen (lilla bokser).



Om syntesen

Vurderinger i henhold til Rød til grønn-metoden gjøres i gitt mal i Excel kalt kunnskapsgrunnlag. Dette sammenstilles deretter som en tekstbasert syntese, som består av korte oppsummeringer av bakgrunnsinformasjon, påvirkningsfaktorer, målsetting, kunnskapshull, tiltak, tiltakspakker, tilleggseffekter og samlet vurdering og anbefaling.

Bakgrunnsinformasjon

Her oppsummeres kort om rødlisteobjektet, blant annet livshistorieegenskaper, økologi, funksjon, avgrensning i NiN etc.

Påvirkningsfaktor

Påvirkningsfaktorene listet i rødlistevurderingen, gjengis. Dersom disse ikke fanger opp

trusselbildet for rødlisteobjektet tilstrekkelig, legges påvirkningsfaktorer til av ekspertene som gjør vurderingen. Disse merkes med *.

Status

Under status gis et sammendrag av rødlisteobjektets rødlistestatus, utbredelse, kartleggingsbehov etc.

Mål og nullalternativ

Hovedmålet for rødlisteobjektet angis som en rødlistekategori og året målet skal nås. Det gis et kort sammendrag av hva som må til for å nå målet. I egen tabell listes rødlistekriterier (delmål) som kan vurderes i året for måloppnåelse og hvilke terskelverdier disse må overgå for at målet skal nås og hva som er nullalternativet.

For noen rødlisteobjekter er det flere enn ett hovedmål (trinnvis vurdering).

Kunnskapshull

For rødlisteobjekter der vi enten

- ikke var i stand til å foreslå tiltak pga. sviktende kunnskapsgrunnlag, eller
- ikke var i stand til å foreslå en tiltakspakke der sannsynligheten for å innfri hovedmålet er større enn 75%

er det beskrevet og anbefalt prosjekter for innhenting av relevant og utfyllende kunnskap. Behovet for å innhente ny kunnskap er vurdert i forbindelse med den oppsummerende anbefalingen.

Tiltak

Alle tiltak som vil bidra i positiv retning til å nå målet beskrives i tabell og merkes med Tiltak 1.x. Tiltak merket 0.x er allerede igangsatte tiltak som inngår i nullalternativet, og som må videreføres for måloppnåelse. Ved trinnvis vurdering merkes tiltak i henhold til målene som er satt, med tiltak for neste trinn nummerert med 2.x.

Tiltakspakker

Alle kombinasjoner av tiltak som til sammen gir > 50 % måloppnåelse settes sammen i tiltakspakker som gjengis i tabell.

Tilleggseffekter

Positive effekter av å bevare og forbedre statusen til rødlisteobjektet omtales. Dette er for eksempel økosystemtjenester.

Samlet vurdering og anbefaling

Det gis en samlet vurdering og anbefaling av tiltakspakke.

Kart

Kartfigur presenteres i syntesen. For arter er disse i hovedsak basert på data fra artskart.no. For naturtyper er i hovedsak kartene basert på data fra Naturbase og Natur i Norge.

Tiltaksanalyse – tiltakspakker og anbefaling

Tiltakspakker skal ha en måloppnåelse på minimum 50%, men det er i hovedsak ikke anbefalt tiltakspakker for rødlisteobjekter der ekspertene

vurderte at sannsynligheten for at hovedmålet blir innfridd er lavere enn 75%.

Anbefalingen er basert på:

- pakkens kostnader,
- usikkerhet knyttet til kostnadsberegningene,
- sannsynligheten for at hovedmålet blir innfridd hvis pakken blir iverksatt,
- evt. tilleggseffekter av tiltakspakken,
- behovet for kunnskapsinnhenting,
- evt. andre forhold som begrenser eller legger til rette for gjennomføring av tiltakspakken.

Økonomiske vurderinger

Kostnadene for å gjennomføre tiltak er beregnet som nåverdien av kostnader i 2018-kroner for tiltak der kunnskapsnivået er godt nok. Kostnadene for hvert tiltak er så summert til kostnader for tiltakspakkene. Usikkerheten i kostnadsanslaget angis som svært usikker (0-25%), ganske usikker (25-50%), ganske sikker (50-75%) eller svært sikker (75-100%), basert på usikkerheten i tiltaksbeskrivelsene og enhetskostnadene som er benyttet.

For tiltak der kunnskapsnivået ikke er godt nok, angis kostnadene i kategorier, hvis inndeling og omtrentlig kostnadsspenn er presentert i tabellen nedenfor. Kategoriene er satt i henhold til fordelingen av kostnader som er beregnet.

Kategori	Omtrentlig spenn
Svært høye kostnader	Over 100 millioner kroner
Høye kostnader	10-100 millioner kroner
Middels til høye kostnader	1 million-10 millioner kroner
Lave til middels kostnader	100 tusen-1 million kroner
Lave kostnader	Under 100 000 kroner
Kostnadene er ukjente	Tiltaket er for vidtrekkende og/eller informasjonen er for mangelfull til å anslå kostnader

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-5077-1

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger