

2136

NINA Rapport

Oppfølging av «Trua natur»

Oppdaterte kunnskapsgrunnlag og forslag til videreutvikling av metodikk

Magni Olsen Kyrkjeide, Marianne Evju, Bård Pedersen, Kristin Magnussen, Børre Dervo, Øyvind N. Handberg, Vegar Bakkestuen, Marit Mjelde, Tor Erik Brandrud, Ulrika Jansson, Dag-Inge Øien, Hege Gundersen, Anders Lyngstad, Hartvig Christie, Øyvind Hamre, Marc Daverdin



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Det 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.

Oppfølging av «Trua natur»

Oppdaterte kunnskapsgrunnlag og forslag til videreutvikling av metodikk

Magni Olsen Kyrkjeeide

Marianne Evju

Bård Pedersen

Kristin Magnussen

Børre Dervo

Øyvind N. Handberg

Vegar Bakkestuen

Marit Mjelde

Tor Erik Brandrud

Ulrika Jansson

Dag-Inge Øien

Hege Gundersen

Anders Lyngstad

Hartvig Christie

Øyvind Hamre

Marc Daverdin

Kyrkjeide, M.O., Evju, M., Pedersen, B., Magnussen, K., Dervo, B., Handberg, Ø.N., Bakkestuen, 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 ISBN: 978-82-426-4924-9

Trondheim, april 2022

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4924-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Kristine Bakke Westergaard

ANSVARLIG SIGNATUR

Jørgen Rosvold (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-2257 I 2022

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Tomas Holmern

FORSIDEBILDE

Atlantisk høgmyr © Magni Olsen Kyrkjeide

NØKKEWORD

Norge, naturtyper, Rød til grønn-metoden, Rødlista, metodeutvikling, kostnadsberegning

KEY WORDS

Norway, habitats, nature types, Red to green framework, Red list, cost-benefit

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

www.nina.no

Sammendrag

Kyrkjeeide, M.O., Evju, M., Pedersen, B., Magnussen, K., Dervo, B., Handberg, Ø.N., Bakkestuen, 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

Prosjektet «Tiltak for å ta vare på truet natur» ble gjennomført i 2018 av NINA, Menon Economics, NTNU Vitenskapsmuseet og NIVA på oppdrag fra Miljødirektoratet. Resultatet var metodikk for å foreslå tiltak som bedrer statusen til trua arter og naturtyper, samt 124 såkalte kunnskapsgrunnlag hvorav 90 arter og 34 naturtyper var vurdert i henhold til metodikken. I 2018 lå Rødlista for naturtyper 2011 til grunn for målsetting og vurdering av naturtypene. Rødlista for naturtyper 2018 ble lansert samtidig med at «Trua natur» ble ferdigstilt. Det var en betydelig omlegging av metoder i Natur i Norge (NiN) mellom utarbeidelse av rødlistene fra 2011 og 2018. Dette har gitt lite samsvar mellom en del av vurderingsenhetene i 2011 og 2018.

I denne rapporten presenteres arbeidet med å oppdatere kunnskapsgrunnlaget for 15 naturtyper som inngikk i «Trua natur»-prosjektet i 2018. Metodikken er som før, men med noen nye tillegg. De oppdaterte kunnskapsgrunnlagene publiseres som vedlegg til rapporten. Et standardisert sammendrag (syntese) av hvert kunnskapsgrunnlag er presentert i vedlegg.

Oppdateringen av 15 naturtyper har resultert i 16 nye kunnskapsgrunnlag. For 15 av de 16 naturtypene er det satt hovedmål om endret rødlistekategori ett trinn ned, mens for én naturtype (kilde-edelløvskog) er målet å beholde rødlistekategori (VU). Det er foreslått tiltakspakker med >75% måloppnåelse for 13 av naturtypene, mens det for de tre ferskvannstypene ikke er foreslått tiltakspakker. Det er vurdert tiltakskostnader for 60 tiltak.

I de reviderte kunnskapsgrunnlagene er det lagt til en analyse av hvilken effekt de ulike foreslåtte tiltak og tiltakspakker har på omfanget og styrken av truslene naturtypene står overfor. Videre illustrerer vi hvordan effektanalyser kan vise hvilke muligheter og begrensinger som er knyttet til kunnskapsgrunnlagene i en forvaltningssammenheng. Analysen viser at kunnskapsgrunnlagene ikke utgjør et tilstrekkelig grunnlag til å kunne rangere tiltakspakkene etter forvaltningseffekt eller kostnadseffektivitet på en entydig måte. Selv om det er stor usikkerhet i prioriteringsrekkefølgen blant tiltakspakkene, vil en likevel forvente å oppnå en tilsiktet, økt samla forvaltningseffekt ved implementering av et begrenset utvalg av tiltakspakkene. Å velge tiltakspakker med høy estimert forvaltningseffekt forventes å gi høyere total forvaltningseffekt enn prioritering mht. kostnader.

Vi har påpekt noen behov for videreutvikling av Rød til grønn-metoden og videre arbeid med «Trua natur». Disse omhandler hvordan sette mål, protokoller for prioritering, arbeid for å sikre høyere presisjon i kostnadsberegninger, hvordan angi nytte og hvordan innarbeide usikkerhet.

Magni Olsen Kyrkjeeide (magni.kyrkjeeide@nina.no)¹, Marianne Evju (marianne.evju@nina.no)¹, Bård Pedersen (bard.pedersen@nina.no)¹, Kristin Magnussen (kristin@menon.no)², Børre Dervo (borre.dervo@nina.no)¹, Øyvind N. Handberg (oyvind@menon.no)², Vegar Bakkestuen (begar.bakkestuen@nina.no)¹, Marit Mjelde (marit.mjelde@niva.no)³, Tor Erik Brandrud (tor.brandrud@nina.no)¹, Ulrika Jansson (ulrika.jansson@nina.no)¹, Dag-Inge Øien (dag.oien@ntnu.no)⁴, Hege Gundersen (hege.gundersen@niva.no)³, Anders Lyngstad (anders.lyngstad@ntnu.no)⁴, Hartvig Christie (hartvig.christie@niva.no)³, Øyvind Hamre (oyvind.hamre@nina.no)¹, Marc Daverdin (marc.daverdin@ntnu.no)⁴

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

2 MENON Economics AS, Sørkedalsveien 10B, 0369 Oslo

3 Norsk institutt for vannforskning, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo

4 NTNU Vitenskapsmuseet, Institutt for naturhistorie, 7491 Trondheim

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	4
Forord	5
1 Innledning	6
2 Metode	9
2.1 Tillegg til metodikk brukt i 2018.....	9
2.2 Tilpasninger for ferskvannstypene.....	9
2.3 Samfunnsøkonomiske analyser.....	10
2.4 Effektanalyse.....	11
2.4.1 Modell for beregning av tiltakenes forvaltningseffekt og kostnadseffektivitet....	12
2.4.2 Prioritering mellom tiltakspakker.....	13
2.4.3 Usikkerhet i prioriteringsgrunnlag.....	13
3 Resultat og oppsummering	15
3.1 Mål og tiltak.....	18
3.2 Effektanalyse.....	18
3.3 Fjernmåling som kartleggingsverktøy.....	21
4 utfordringer med rødlista som grunnlag for prioriterte planer	25
4.1 Endringer av typeinndeling i NiN.....	25
4.2 Endringer av kriterier for vurderingsenheter i Rødlista.....	25
4.3 Endringer av rødlistekriteriene.....	26
4.4 Oppsummering.....	27
5 Videreutvikling av Rød til grønn-metoden	28
5.1 Hvordan sette mål – rødlistekategorier eller grønnlisting?.....	28
5.2 Prioriteringsprotokoller for å prioritere mellom arter/naturtyper og tiltak.....	31
5.3 Kostnader og nytte – hvordan forbedre kostnadsanslag og inkludere nyttevurderinger.....	33
5.3.1 Kostnader – hvordan forbedre kostnadsanslagene.....	33
5.3.2 Hvordan inkludere nyttevurderinger.....	36
5.4 Systemer for å håndtere usikkerhet.....	38
5.4.1 NUSAP.....	39
5.4.2 VOI.....	41
5.5 Oppsummering.....	43
6 Kunnskapsbehov og prioritering	43
7 Referanser	46
8 Vedlegg	49
8.1 Vedlegg 1 Ferskvann i Trua natur 2022.....	49
8.1.1 Definisjoner.....	49
8.1.2 Datakilder.....	52
8.1.3 Infrastrukturindeks og prediksjonsmodellering.....	53
8.1.4 Rødliste for naturtyper og landformer.....	57
8.2 Synteser av oppdaterte kunnskapsgrunnlag.....	59

Forord

Prosjektet «Tiltak for å ta vare på truet natur» ble gjennomført i 2018 på oppdrag fra Miljødirektoratet. I prosjektet ble det utviklet en metode for å sammenstille kunnskapsgrunnlag og lage korte handlingsplaner for arter og naturtyper. Tilsammen 90 arter og 33 naturtyper ble vurdert. Metoden og resultater ble utgitt i NINA Rapport 1554 «Tiltak for å ta vare på truet natur». Metoden, en mer inngående analyse av funnene og anbefalinger for videreutvikling av metoden, ble publisert vitenskapelig i 2021 i tidsskriftet *Biological conservation*. Metoden fikk etter dette navnet Rød til grønn-metoden. Kunnskapsgrunnlagene som ble utarbeidet i 2018 er basert på Rødlista for naturtyper 2011. Siden den gang har en ny versjon av rødlista blitt publisert. Vurderingsenheterne i 2011 og 2018 er ikke nødvendigvis i samsvar, siden systemet som ligger til grunn for avgrensning av naturtyper, *Natur i Norge*, også har blitt endret. I dette prosjektet er formålet å oppdatere 15 kunnskapsgrunnlag fra 2018 i henhold til Rødliste for naturtyper 2018. I tillegg skal vi gjennomgå og foreslå hvilke deler av Rød til grønn-metoden som bør videreutvikles.

NINA har ledet arbeidet. Kunnskapsgrunnlagene er utarbeidet av Marianne Evju, Tor Erik Brandrud, Ulrika Jansson, Børre Dervo, Magni Olsen Kyrkjeeide (NINA), Marit Mjelde, Hege Gundersen, Hartvig Christie (NINA), Dag-Inge Øien og Anders Lyngstad (NTNU Vitenskapsmuseet). Kartdata er sammenstilt av Øyvind Hamre, Vegar Bakkestuen (NINA), Hege Gundersen (NIVA), og Marc Daverdin (NTNU Vitenskapsmuseet). Øyvind Nystad Handberg og Kristin Magnussen (Menon) har utført kostnadsberegningene. Vegar Bakkestuen (NINA) har bidrat med kvalitetssikring og vurdering av fjernmåling som kartleggingsverktøy. Bård Pedersen, Marianne Evju, Magni Olsen Kyrkjeeide (NINA), Kristin Magnussen og Øyvind Nystad Handberg (Menon) har bidratt med forslag til videreutvikling av Rød til grønn-metoden. Takk til Kristine Bakke Westergaard (NINA) som har kvalitetssikret rapporten.

Takk til Tomas Holmern som har vært ansvarlig for prosjektet og de andre involverte i Miljødirektoratet for godt samarbeid underveis. Takk til Snorre Henriksen ved Artsdatabanken for rødlistedata.

April 2022

Magni Olsen Kyrkjeeide,
prosjektleder

1 Innledning

Prosjektet «Tiltak for å ta vare på truet natur» ble gjennomført i 2018 av NINA, Menon Economics, NTNU Vitenskapsmuseet og NIVA på oppdrag fra Miljødirektoratet. Resultatet var metodikk for å foreslå tiltak som bedrer statusen til trua arter og naturtyper, samt 124 såkalte kunnskapsgrunnlag hvorav 90 arter og 34 naturtyper var vurdert i henhold til metodikken.

Det sentrale elementet i metoden er en analyse av foreslåtte tiltak for å nå konkrete målsettinger for arter og naturtyper grad av truethet. Hovedmålet er at artene og naturtypene skal ned én rødlistekategori innen 2035, basert på status i Norsk rødliste for arter 2015 (Henriksen & Hilmo 2015) og Norsk rødliste for naturtyper 2011 (Lindgaard & Henriksen 2011). Der dette ikke er mulig, er målet at arten eller naturtypen skal forbli i samme kategori. Tiltaksanalysen ble gjennomført med sikte på å nå målsettingene formulert i forkant av prosjektet (se Kyrkjeeide et al. 2018). Disse forelå som premisser for tiltaksanalysen og er dermed ikke et resultat av analysen. I tillegg til målformuleringer er tiltaksanalysen basert på kunnskap om rødlisteobjektets økologi, en beskrivelse av de viktigste påvirkningsfaktorene som utgjør en trussel for objektet, en beskrivelse av objektets status i dag, og en beskrivelse, karakterisering og kostnadsberegning av et sett av relevante tiltak. Analysens resultat er en anbefalt «tiltaks pakke» som, hvis iverksatt, skal medføre at målsettingen blir nådd innen 2035.



Figur 1.1. 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 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 analyseres gjennom en tiltaksanalyse. Tiltakene settes sammen i tiltakspakker som til sammen skal gi >50 % måloppnåelse. Tiltakspakken med høyest måloppnåelse som er billigst, anbefales. Kunnskapshull identifiseres gjennom alle delene av Rød til grønn-metoden. Resultatet av vurderingene kan brukes til å prioritere tiltak for hver art/naturtype. Måloppnåelse testes ved ny rødlisting av arten eller naturtypen.

Metodikken og resultatene fra prosjektet ble publisert vitenskapelig i 2021 (Kyrkjeeide et al. 2021). Metodikken blir heretter kalt Rød til grønn-metoden (**figur 1.1**).

Rødlistene for arter og naturtyper ligger til grunn for Rød til grønn-metoden. Rødliste for naturtyper 2018 ble utarbeidet samtidig som kunnskapsgrunnlagene i «Trua natur» i samme år. Målene som ble satt for naturtypene i 2018, er derfor basert på Rødliste for naturtyper 2011. Det var en betydelig omlegging av metoder i Natur i Norge (NiN) mellom utarbeidelse av rødlistene fra 2011 og 2018. Dette har gitt lite samsvar mellom en del av vurderingsenhetene i 2011 og 2018.

Høsten 2019 ba Klima- og miljødepartementet, i samråd med berørte departementer, en direktoratgruppe ledet av Miljødirektoratet om å lage forslag til hvilke av de 90 artene og 33 naturtypene som bør prioriteres for tiltak i perioden 2021 til 2035, med hovedmål om forbedring av status med en kategori på rødlistene for hhv. arter og naturtyper innen 2035. Dokumentasjon av arbeidet med oppfølgingsplan er samlet her: [Oppfølgingsplan for trua natur - Miljødirektoratet \(miljodirektoratet.no\)](https://miljodirektoratet.no). Direktoratgruppas forslag til oppfølgingsplan ble levert i juni 2020, og omfatter blant annet prioriterte tiltak knyttet til 23 arter og 12 naturtyper. Klima- og miljødepartementet ba Miljødirektoratet om å igangsette arbeidet med å oppdatere beslutningsgrunnlagene for de naturtypene som fikk ny avgrensning på Rødlista for naturtyper i 2018, og som direktoratgruppen den gang ikke rakk å ta høyde for.

Følgende kriterier ble satt for oppdatering av kunnskapsgrunnlag:

- Der vurderingsenheten er utvidet ift. 2011-naturtypen, vil nytt kunnskapsgrunnlag utarbeides for hele den nye vurderingsenheten.
- Der vurderingsenheten er snevret inn, vil det hovedsakelig lages nye kunnskapsgrunnlag for hver ny vurderingsenhet som ville inngått i 2011-typen.
- Der inndeling i vurderingsenhet (eventuelt) er betydelig endret, slik at det er lite samsvar mellom 2011-typen og nye vurderingsenheter i Rødlista 2018 (eller ikke finnes som enhet i ny vurdering), vil nytt kunnskapsgrunnlag utarbeides for tilsvarende vurderingsenhet.
- Der naturtypen har fått nedjustert rødliste-kategori fra VU til NT i siste vurdering, vil vi lage nytt kunnskapsgrunnlag.
- Leveransene vil være strengt knyttet til de definisjoner/avgrensninger som er gitt i rødlista og Miljødirektoratets instruks for naturtypekartlegging.

Vurderingsenhetene i Norsk rødliste for naturtyper fra 2011 ble definert på grunnlag av type- og beskrivelsessystemet i NiN versjon 1.0 (Halvorsen et al. 2009). De aller fleste av vurderingsenhetene er natursystem-typer eller deler av natursystem-typer, der beskrivelsessystemet er brukt til å avgrense vurderingsenheten mer snevert (Halvorsen 2015). NiN er imidlertid utviklet som et dynamisk system, der den såkalte systemkjernen, som omfatter det konseptuelle grunnlaget for NiN samt prinsippene og metodene for å dele naturen inn i typer, revideres etter behov. Selve typeinndelingen revideres som en konsekvens av dette, men også etter tilgang på ny informasjon og data om naturvariasjon i Norge. En omfattende revisjon av systemkjernen lå til grunn for NiN versjon 2.0 (Halvorsen et al. 2015) som vurderingsenhetene i Norsk rødliste for naturtyper fra 2018 bygger på.

I gjeldende prosjektet er målet å oppdatere kunnskapsgrunnlaget for 15 naturtyper som inngikk i «Trua natur»-prosjektet i 2018 (**tabell 1.1**) i henhold vurderingsenhetene som inngikk i Rødliste for naturtyper 2018. I tillegg vil vi presentere deler av Rød til grønn-metoden som bør videreutvikles og prioriteres i videre arbeid med «Trua natur»-prosjektet i tråd med anbefalinger gitt i Kyrkjeeide et al. (2018) og Kyrkjeeide et al. (2021).

I denne rapporten beskriver vi tilpasninger og endringer av metodikken fra 2018 i kap. 2. Kap. 2 inneholder også beskrivelse av en ny tilnærming: effektanalyser, som gir grunnlag for å vurdere tiltakenes forvaltningseffekt. I kap. 3 beskriver vi overordnede resultater fra de nye kunnskapsgrunnlagene, resultater av effektanalysene og vi diskuterer fjernmåling som kartleggingsverktøy. Kap. 4 diskuterer utfordringer vi har møtt underveis i prosjektet knyttet til rødlista som grunnlag

for prioriteringer. I kap. 5 gir vi noen forslag til videreutvikling av Rød til grønn-metoden, og kap. 6. gir en kort oppsummering av kunnskapsbehov for prioritering for videre arbeid.

Tabell 1.1. Naturtypene som skal oppdateres med nye kunnskapsgrunnlag, se tabell 3.1 for hvordan oppdraget er løst.

No.	Naturtype
1	Sørlig strandeng
2	Rikere myrkantmark i låglandet
3	Rikere myrflate i låglandet
4	Åpen låglandskildemyr
5	Aktivt marint delta
6	Kroksjøer, meandere og flomløp
7	Sukkertareskog Nordsjøen
8	Sukkertareskog Skagerrak
9	Kalkrik bøkeskog
10	Grankildeskog
11	Varmekjær kildelauvskog
12	Kystnedbørmyr
13	Grotte
14	Klar intermediære innsjø
15	Klar kalkfattig innsjø

2 Metode

Utarbeidelsen av de oppdaterte kunnskapsgrunnlagene skal følge samme metodikk som i Kyrkjeeide et al. (2018). Detaljert mal for utfylling ble presentert i Kyrkjeeide et al. (2021).

2.1 Tillegg til metodikk brukt i 2018

Det er fire nye punkter som legges til og spesifiseres i de oppdaterte kunnskapsgrunnlagene:

- Naturtypens betydning for pollinatorer med vurdering av tiltak som vil bedre status både for naturtypen og pollinatorer om aktuelt (spesielle tiltak for trua pollinatorer skal nevnes særskilt).
- Kort beskrive betydningen av naturtypen for karbonbinding.
- Vurdering om fjernmåling vil kunne brukes til å kartlegge naturtypen.
- Kort omtale hvilke prioriterte variabler for økologisk tilstand som vil være mest aktuelle.

Disse fire tilleggene er lagt til i bakgrunnsinformasjonen som fylles inn i ark 1 «Generell input» i kunnskapsgrunnlaget. I syntesen presenteres variabler for økologisk tilstand under overskriften «Bakgrunn», kartlegging med fjernmåling under «Status» og de to økosystemtjenestene pollinering og karbonbinding under «Tilleggseffekter».

Både pollinatortjenester og karbonbinding har tidligere blitt omtalt i kunnskapsgrunnlag for naturtyper hvor dette er viktige økosystemtjenester.

2.2 Tilpasninger for ferskvannstypene

Ferskvannstypene som inngår i oppfølgingsprosjekt på «Trua natur» er Kroksjøer, meandere og flomløp, Klar intermediær innsjø og Klar kalkfattig innsjø. Utarbeidelse av NiN for ferskvann var mangelfullt både ved rødlistevurdering i 2011 og 2018. NiN 2.0 ble lagt til grunn for rødlistevurderingene i 2018. Avgrensingen av ferskvannstyper ble da sterkt endret i Rødliste for naturtyper fra 2011 til 2018, om mange typer ble vurdert som landform. De trua typene fra 2011 er derfor lite synlig i vurderingene fra 2018 og til en viss grad avgrenset feil. Klar kalkfattig innsjø er ikke vurdert i det hele tatt. Det nye typesystemet for limnisk natur, NiN versjon 2.3, ble lansert i mars i år. Videre bruk av inndelingen i NiN 2.0 er derfor ikke hensiktsmessig å bruke for å avgrense ferskvannstypene. Vi bruker NiN 2.3 for å avgrense de nye vurderingsenhetene for ferskvann. Selv om disse ikke er i overensstemmelse med rødlistevurderingene fra 2018, vil de være relevante for rødlistevurderingene som kommer i 2023.

Vurderingsenhetene mangler rødlistevurdering som dekker avgrensingene etter NiN 2.3. Naturtypene ble vurdert som landform i 2018. Vi velger allikevel å bruke vurderingene fra 2018, som grunnlag for å sette mål og vurdere tiltak (**tabell 2.1**). Dette gir VU for meander, NT for kroksjø og flomdam. For Middels kalkrik innsjø har vi brukt NT, en status som er mellom VU og LC.

Tabell 2.1. Sammenligning av ulike rødlister og deres status på ulike naturtyper som skal vurderes.

Rødliste	Meander	Kroksjø	Flomdam	Middels rik kalksjø
Naturtyper 2011	Kroksjøer, meandre og flomløp (EN)	Kroksjøer, meandre og flomløp (EN)	Flomløp (EN)	Klar intermedier inn-sjø (VU)
Naturtyper 2018	Ikke vurdert	Ikke vurdert	Ikke vurdert	Kalkrike pytter, dammer og små innsjøer (LC)
Landform 2018	Meander (VU)	Kroksjø (NT)	Ikke vurdert	Ikke vurdert

Datagrunnlaget for ferskvann er mangelfullt. Vi har derfor tatt utgangspunkt i prediksjonsmodellering av meander, kroksjø, flomdam og middels rik kalksjø for å komme fram til antall lokaliteter og areal. Det har krevd en ekstra innsats for å teste og anslå sikkerhet i prediksjonsmodelleringen. Derfor har mye av timeressursene for ferskvannstypene gått med til modellering for å lage et godt kartgrunnlag. Dette har gitt et godt grunnlag for videre arbeid med ferskvannstypene.

Uttestingen av prediksjonsmodellen viser at den treffer med mellom 80 og 90 % sikkerhet. Dette er et godt utgangspunkt for å estimere antall lokaliteter og areal. Siden modellen tar med litt for mange lokaliteter som ikke tilhører de tre kategoriene, har vi redusert antall lokaliteter og areal med 20 % i våre vurderinger. Definisjoner for ferskvannstypene, datagrunnlag og prediksjonsmodellering er beskrevet i vedlegg 1 (**kap. 7.1**).

Vi har lagt til grunn infrastrukturindeksen og beregninger av miljøstatus i vannforskriften ([Forskrift om rammer for vannforvaltningen - Lovdata](#)) som grunnlag for å vurdere statusen til lokalitetene. Antall lokaliteter, areal og andel med ulik dårlig status i Vanddirektivet og status i infrastrukturindeksen er beskrevet i **tabell 2.2**.

Tabell 2.2. Antall lokaliteter, areal og andel med ulik dårlig status i Vanddirektivet og status i infrastrukturindeksen. Liten < 3 på infrastrukturindeksen. Middels: 3 til 9 på infrastrukturindeksen. Mye: > 9 på infrastrukturindeksen. Et konservativt anslag på 80 % av prediksjonene er oppgitt i parentes for areal og antall.

Type	Areal km ²	Antall (80%-anslaget)	Status Vanddirektivet, andel dårlig tilstand	Lite infrastruktur	Middels infrastruktur	Mye infrastruktur
Meander	-	4 271 (3 400)		45,7 %	36,0 %	18,4 %
Kroksjø	57,34 (45,87)	20 308 (16 250)	45 %	60,6 %	31,1 %	8,3 %
Flomdam	7,93 (6,34)	5 732 (4 590)	45 %	20,8 %	49,3 %	29,9 %
Middels kalkrik og klar innsjø og dam	4 550,51	33 374	57 %	92,2 %	6,2 %	1,6 %

2.3 Samfunnsøkonomiske analyser

Kunnskapsgrunnlagene for de 15 naturtypene som vurderes i denne rapporten angir kostnader for tiltak og tiltakspakker og sannsynligheten for måloppnåelse. De samfunnsøkonomiske kostnadsberegningene er gjennomført med formål om å være sammenlignbare med kostnadene beregnet i «Tiltak for å ta vare på truet natur» i 2018. Metoden er nærmere redegjort for i Kyrkjeeide

et al. (2018). De viktigste metodiske valgene, som har betydning for tolkningen av kostnadene, er kort beskrevet i det følgende.

Tiltakskostnadene presenteres i hovedsak 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; DFØ 2018; Miljødirektoratet 2019).

Analyseperioden for prosjektet i 2018 var 2019-2035, og kostnadene ble oppgitt i 2018-kroner. For å sikre sammenlignbarhet med resultatene fra 2018, har vi i samråd med 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 2.3**.

Tabell 2.3. Oversikt over kostnadskategorier benyttet og deres omtrentlige spenn. Kilde: Kyrkjeeide et al. 2018.

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

Metoden for øvrig og mer detaljerte antagelser er presentert i Kyrkjeeide et al. (2018, s. 24-25; vedlegg 2-3). I delkapittel 5.3 drøfter vi kort mulige videreutviklinger, særlig knyttet til kostnader ved arealbeslag til spesifikke formål og å inkludere nyttesiden i analysene.

2.4 Effektanalyse

I de reviderte kunnskapsgrunnlagene er det denne gangen lagt til en analyse av hvilken effekt de ulike foreslåtte tiltak og tiltakspakker har på omfanget og styrken av de faktorene som utgjør truslene naturtypene står overfor. I kap. 5 beskrives og diskuteres muligheter for videreutvikling av Rød til grønn-metoden, bl.a. håndtering av usikkerhet og beregning av kostnadseffektivitet og prioriteringsskår som mulige grunnlag for å prioritere mellom tiltak eller tiltakspakker. Vi ønsker med effektanalysen som grunnlag å illustrere hvordan slike beregninger kan være opplysende om hvilke muligheter og begrensinger som er knyttet til kunnskapsgrunnlagene i en forvaltnings-sammenheng, f.eks. ved utvikling av handlingsplaner for trua natur. Mer spesifikt ønsker vi å undersøke hvorvidt usikkerhet i kunnskapsgrunnlagene begrenser muligheten til å prioritere mellom tiltakspakker, og i så fall hvor mye. Vi undersøker her tre ulike prinsipper for prioritering: etter forvaltningsutbytte, etter kostnad eller etter kostnadseffektivitet. Vi baserer analysen på 14 anbefalte tiltakspakker hentet fra reviderte kunnskapsgrunnlag for 13 av naturtypene (se **tabell 3.2**).

Kostnadseffektivitet er forvaltningsutbyttet per kostnadsenhet av et tiltak eller en tiltakspakke. Rød til grønn-metoden åpner for flere alternativer til å beregne tiltakenes forventede forvaltningseffekt, f.eks. effekten på rødlisteobjektets rødlistestatus (Kyrkjeeide et al. 2021), forventet reduksjon i populasjonsnedgang (cf. Maes et al. 2019) eller reduksjon i ekstinksjonssannsynlighet (kap. 5.2, Brazill-Boast et al. 2018). Imidlertid er alle disse forventede effektene direkte eller indirekte gitt av målsettingen og naturtypenes rødlistestatus. Ettersom målsettingen i dette prosjektet i utgangspunktet er satt lik for alle naturtypene, er disse forvaltningseffektene antagelig

mindre egnet som prioriteringsgrunnlag. Her uttrykkes i stedet forvaltningseffekten som tiltakenes reduksjon av påvirkningsfaktorenes negative effekt på rødlisteobjektene. Se kap. 5.2 og 5.3 for en bredere diskusjon rundt temaene beregning av forvaltningsutbytte, kostnadseffektivitet og nytteverdien av tiltak.

I noen tidligere, liknende analyser er usikkerhet inkorporert som en faktor i beregningen av kostnadseffektivitet (kap. 5.2, Brazill-Boast et al. 2018) slik at mindre usikre og mer presise kunnskapsgrunnlag (for eksempel med hensyn til måloppnåelse) gir høyere prioritet. For vårt formål er imidlertid dette en mindre relevant måte å håndtere usikkerheten på. I stedet for å benytte usikkerhet som et grunnlag for å gjøre prioriteringer mellom tiltakspakkene, ønsker vi her å kvantifisere i hvilken grad usikkerhet i kostnadsberegninger og usikkerhet rundt effekten av påvirkningsfaktorer og tiltak *begrenser* mulighetene for å gjøre prioriteringer.

2.4.1 Modell for beregning av tiltakenes forvaltningseffekt og kostnadseffektivitet

Forvaltningseffekten (fe_{ij}) av en naturtypes tiltakspakke (i) mht. en påvirkningsfaktor (j) modelleres her som estimert reduksjon i faktorens negative effekt på naturtypenes tilstand/forekomst. Effekten er produktet av påvirkningsfaktorens omfang (om_j) og dens styrke (st_j), som tilsvarer naturtypens prosentvise nedgang over 10 år som skyldes påvirkningsfaktoren (jf. Garnet et al. 2018, Kyrkjeeide et al. 2021). Påvirkningsfaktorens styrke og effekt er begge negative størrelser. Ved implementering av tiltakspakken reduseres potensielt denne effekten til et nytt nivå som tilsvarer netto-effekten som tiltakspakken og påvirkningsfaktoren sammen har på naturtypens tilstand/forekomst. Nettoeffekten er produktet av netto omfang (nom_{ij}) og netto styrke (nst_{ij}) som samvirket mellom påvirkningsfaktor og tiltakspakke har på naturtypenes tilstand. Effektive tiltak, slik som foreslått for sukkertareskog, kan potensielt medføre at netto styrke blir en positiv størrelse, dvs. en forbedring av naturtypens tilstand. Synergier og interaksjoner mellom påvirkningsfaktorer i deres effekt på rødlisteobjektene tilstand, og tilsvarende mellom tiltak, vurderes i liten grad innenfor rødlistearbeidet og i Rød til grønn-metoden. Modellen tar derfor ikke hensyn til slike interaksjoner. En tiltakspakkes samlede forvaltningseffekt (fe_i) beregnes dermed som en positiv størrelse lik summen av pakkens effekt på de ulike påvirkningsfaktorene:

$$fe_i = \sum_j fe_{ij} = \sum_j nst_{ij} * nom_{ij} - st_j * om_j.$$

Forvaltningseffekten for tiltakspakker for sukkertareskog beregnes forskjellig ettersom netto styrke for denne naturtypen er gitt av tiltakspakkene alene, uavhengig av påvirkningsfaktorene. Tiltakspakkens kostnadseffektivitet (ce_i) blir dermed

$$ce_i = \frac{fe_i}{c_i},$$

der c_i er pakkens kostnader (Kap 2.3).

Data over påvirkningsfaktorenes omfang og styrke ble hentet fra de reviderte kunnskapsgrunnlagene – netto omfang og netto styrke. Kategoriene for netto omfang og netto styrke er angitt i **tabeller 2.4 og 2.5**. Disse kategoriene er i kunnskapsgrunnlagene angitt for hver kombinasjon av tiltak/tiltakspakke og påvirkningsfaktor.

Tabell 2.4. Påvirkningsfaktorens netto omfang, gitt som andel av forekomstarealet som påvirkes, etter at tiltakspakken implementeres.

Kategorier for netto omfang
Hele forekomstarealet påvirkes (> 90%)
Majoriteten av forekomstarealet påvirkes (50-90%)
Majoriteten av forekomstarealet påvirkes (fortsatt > 50%) men likevel et betydelig redusert omfang (20 - 40% reduksjon)
Majoriteten av forekomstarealet påvirkes (fortsatt > 50%) men likevel et noe redusert omfang (< 20% reduksjon)
Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (<50%)
Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (fortsatt < 50%) men med en betydelig reduksjon i omfang (20 - 40% reduksjon)
Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (fortsatt < 50%) men med noe reduksjon i omfang (< 20% reduksjon)
Ingen del av forekomstarealet påvirkes
Ukjent

Tabell 2.5. Påvirkningsfaktorens netto styrke, gitt som naturtypens prosentvise nedgang over 10 år som skyldes påvirkningsfaktoren, etter at tiltakspakken gjennomføres.

Kategorier for netto styrke
Rask reduksjon i forekomstareal (> 20% over 10 år)
Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Ubetydelig reduksjon
Ingen reduksjon
Forekomstarealet øker langsomt (< 10% over 10 år)
Forekomstarealet øker raskt (> 10% over 10 år)
Ukjent

2.4.2 Prioritering mellom tiltakspakker

Modellen gir grunnlag for å rangere tiltakspakker i prioritert rekkefølge etter avtagende forvaltningseffekt, avtagende kostnadseffektivitet eller økende kostnader. Kumulative effekter, kostnader og kostnadseffektiviteter kan benyttes som grunnlag for å sammenlikne konsekvensene av å benytte de tre prinsippene ved prioritering av tiltakspakkene i en eventuell handlingsplan for trua natur. Kumulativ kostnadseffektivitet, $cum(ce)$, beregnes som

$$cum_k(ce) = \frac{\sum_i^k fe_i}{\sum_i^k c_i} = \frac{cum_k(fe)}{cum_k(c)}, \quad k = 1, 2, 3, \dots$$

der summasjon er over tiltakspakker ordnet i prioritert rekkefølge.

2.4.3 Usikkerhet i prioriteringsgrunnlag

Rødlistene er i stor grad basert på ekspertvurderinger. I rødlistearbeidet håndteres usikkerheten knyttet til ekspertvurderte utsagn og «målinger» oftest ved å gi disse lav presisjon. Dette gjøres ved at kvantitative egenskaper, slik som rødlistekriterier og samlet rødlistevurdering og omfang

og styrke av påvirkningsfaktorer, karakteriseres etter diskrete skalaer som klassifiserer rødlisteobjekter, påvirkningsfaktorer osv. i grove kategorier. Kategoriene avgrenses av terskel- og grenseverdier. Tilsvarende tilnærming benyttes også ved kostnadsberegninger og karakterisering av tiltak i Rød til grønn-metoden (**tabell 2.3. - 2.5.**). Denne usikkerheten kan inkluderes i modellen ved å representere kostnad, omfang og styrke som stokastiske variabler med uniforme fordelinger der fordelingenenes parametere er gitt av grenseverdiene mellom omfang-, styrke- og kostnadskategoriene.

Konfidensintervall for forvaltningseffekt og kostnadseffektivitet for hver tiltakspakke, for tilsvarende kumulerte størrelser og for rangorden til den enkelte tiltakspakke mht. de ulike prioriteringskriteriene kan dermed estimeres ved å simulere modellen for beregning av kostnadseffektivitet gjentatte ganger. Dette gir i neste omgang et grunnlag til f.eks. å vurdere mulighetene for å utvikle handlingsplaner som er «optimalisert» mht. forvaltningseffekt, kostnader eller kostnadseffektivitet.

3 Resultat og oppsummering

Femten kunnskapsgrunnlag fra 2018 har blitt oppdatert med til sammen 16 nye kunnskapsgrunnlag (tabell 3.1). Synteser fra hvert kunnskapsgrunnlag er presentert i **Vedlegg 2** (kap 7.2). Kunnskapsgrunnlagene ligger som elektroniske vedlegg til denne rapporten, og er tilgjengelige via lenke <https://hdl.handle.net/11250/2989989>. Et kunnskapsgrunnlag refereres som følger: Øien, D.-I., Lyngstad, A., Handberg, Ø.N og Magnussen, K. 2022. Vedlegg 1: Kunnskapsgrunnlag for atlantisk høgmyr. Oppfølging av «Trua natur». Oppdaterte kunnskapsgrunnlag og forslag til videreutvikling av metodikk. NINA Rapport 2136. Norsk institutt for naturforskning.

Tabell 3.1. Oversikt over oppdaterte kunnskapsgrunnlag med navn fra 2018, endringer i rødlista og avgrensning mellom 2011 og 2018, og nytt navn på naturtype vurdert i oppdatert kunnskapsgrunnlag.

Navn 2018	Endring i rødlista fra 2011 til 2018	Kunnskapsgrunnlag 2022	NiN-kode
Sørlig strandeng	I sørlig strandeng inngikk T33 og T12-1 og -2, og typen var begrenset til boreonemoral sone (6SO-1). Semi-naturlig strandeng utskilt som egen type i Rødlista 2018 (kun T33). Naturtypene avgrenses ikke lengre av bioklimatiske soner. Oppdateres med to kunnskapsgrunnlag med ulik avgrensning.	Semi-naturlig strandeng	T33
		Strandeng	T12
Rik myrkantmark i låglandet	Alle naturtypene inngår nå i sin helhet i Rik åpen sørlig jordvannsmyr. Oppdateres med ett kunnskapsgrunnlag med ny avgrensning.	Rik åpen sørlig jordvannsmyr	V1-10, V1-11, V1-12, V1-13, V1-14, V1-15, V1-16, V1-17, V1-18, V1-19, V1-20, V1-25, V1-26, V1-27, V1-28, V1-29, V1-30, V1-31, V1-32 i 6SO_1, 6SO_2
Rikere myrflate i låglandet			
Åpen låglandskildemyr			
Aktivt marint delta	Vurdert som landform i Rødliste for naturtyper 2018. Landformen Delta inkluderer aktive og fossile former i ferskvann eller marint. Oppdateres med ett kunnskapsgrunnlag med ny avgrensning.	Delta	3AR_DE
Kroksjøer, meandere og flomløp	Avgrensingen av ferskvannstyper ble sterkt endret i Rødliste for naturtyper fra 2011 til 2018, fordi NiN ble lagt til grunn for vurderingene i 2018. NiN for ferskvann var da mangelfullt for bruk til rødlisting. Ny versjon for NiN for ferskvann, sammen med arbeidet som gjøres på utvalgte naturtyper, legges til grunn for avgrensingene for typen. I tillegg brukes prediksjonsmodeller for utbredelsen av typen. Oppdateres med to kunnskapsgrunnlag med ny avgrensning.	Kroksjøer og flomdammer	O2-1-3, 7-9, 13-15 og 3EL-ME/ L1, L2, L4, L5, L7, L13 i innsjøer med SM < 5000 m ² på landform 3AR-ES
		Meandrerende elv	O2-1-3, 7-9, 13-15 og landform 3EL-ME med F8

Sukker- tareskog Nord- sjøen	Sukkertareskog Nordsjøen og Sukkertareskog Skagerrak er nå slått sammen til Sørlig sukker- tareskog. Oppdatert med nytt kunnskapsgrunn- lag.	Sørlig sukker- tareskog	M1-3 i 6KS_1
Sukker- tareskog Skager- rak	Sukkertareskog Nordsjøen og Sukkertareskog Skagerrak er nå slått sammen til Sørlig sukker- tareskog. Oppdatert med nytt kunnskapsgrunn- lag.		
	Nordlig sukkertareskog ble ikke vurdert i 2018. Opprettet med nytt kunnskapsgrunnlag.	Nordlig suk- kertareskog	M1-3 i 6KS_2, 6KS_3
Kalkrik bøke- skog	Inngår nå i flere enheter: Lågurt-edellauvskog (VU) og Frisk, rik edellauvskog (NT). I Miljødi- rektoratets kartleggingsinstruks er det lagt inn undertyper for å fange opp rik bøkeskog (C16.1.1 Frisk lågurtbøkeskog og C17.1 Lågurt- bøkeskog), men disse har ikke egen rødlistes- tatus. Oppdateres med avgrensingen som lig- ner den for 2018, men omfatter nå også relativt fattig bøkeskog (svak lågurtbøkeskog).	Lågurt bøke- skog	T4-C- 6,7,10,11 med 1AR-A- FAsy≥3
Grankil- deskog	I typen grankildeskog inngikk kun den kildepå- virkede delen av rik gransumpskog, dvs. kun grunntypene V2-7 og V2-8, i tillegg til at tresatte og grandominerte kaldkilder V4 var foreslått in- kludert. Kildepåvirket og rik myr- og sump- skogsmark kartlegges i praktisk kartlegging sammen med annen rik sumpskog i enhetene V2-C-2 og V2-C-3. Oppdateres med ny avgren- sing.	Rik gran- sumpskog	V2-3, V2-4, V2-5, V2-6, V2-7, V2-8 med 1AR-A-B
Varme- kjær kil- delauv- skog	Inngår i Kilde-edellauvskog. Oppdateres med ny avgrensing.	Kilde-edel- lauvskog	V2-7, V2-8 med 1AR-A-E
Kystned- børmyr	Naturtypen delt i tre typer. Oppdateres med tre nye kunnskapsgrunnlag med ny avgrensing.	Atlantisk høg- myr	3TO_HA
		Terrengdek- kende myr	3TO_TE
		Kanthøgmyr	3TO_HN
Grotte	Vurderingen i 2018 omfattet natursystem ho- vedtype T5 Grotte og overheng og de grunnty- pene som omfatter grotter. Ved ny rødlistevur- dering er natursystem Grotter i praksis ikke vur- dert, mens Kalkgrotter er vurdert som landform. Oppdateres med ett kunnskapsgrunnlag med ny avgrensing.	Kalkgrotte	3KJ_KG
Klar in- ter- mediær innsjø	Avgrensingen av ferskvannstyper ble sterkt endret i Rødliste for naturtyper fra 2011 til 2018, fordi NiN ble lagt til grunn for vurde- ringene i 2018. NiN for ferskvann var da mang- elfullt for bruk til rødlisting. Ny versjon for NiN for ferskvann, sammen med arbeidet som gjø- res på utvalgte naturtyper, legges til grunn for avgrensingene for typen. I tillegg brukes	Moderat kalk- rik innsjø	Grunntypene med KA·efg (4-20 mg) og HU·0a (STS < 30 mg Pt/l) i hovedtypene L1, L2, L4, L5, L6, L8, L9

	prediksjonsmodeller for utbredelsen av typen. Oppdateres med lik avgrensning som 2018.		i innsjøer med SM-abcde (< 5 000 m ²)
Klar kalkfattig innsjø	Avgrensningen av ferskvannstyper ble sterkt endret i Rødliste for naturtyper fra 2011 til 2018, fordi NiN ble lagt til grunn for vurderingene i 2018. NiN for ferskvann var da mangelfullt for bruk til rødlisting. Klar kalkfattig innsjø er ikke vurdert i det hele tatt.	Ikke vurdert	

3.1 Mål og tiltak

Til sammen er seks av naturtypene vurdert som sterkt truet (EN), sju som sårbare (VU) og tre som nær truet (NT). For 15 av de 16 naturtypene er det satt hovedmål om endret rødlistekategori ett trinn ned, mens for én naturtype (kilde-edelløvsskog) er målet å beholde rødlistekategori (VU), da foreslåtte tiltakspakker først er forventet å gi redusert rødlistekategori etter 2035.

Det er foreslått tiltakspakker med >75% måloppnåelse for 13 av naturtypene, mens det for de tre ferskvannstypene ikke er foreslått tiltakspakker.

Det er vurdert tiltakskostnader for 60 tiltak. Blant disse tiltakene er 21 anslått med kroneverdi, 20 er plassert i kostnadskategorier, og 19 har ukjente kostnader. For de tiltakene som er anslått med kroneverdi, spenner kostnadene fra 100 000 til 361 mrd. 2018-kroner. Gjennomsnittet er 17,3 mill. 2018-kroner, og medianen er 1,1 mill. kroner. For tiltakene plassert i kostnadskategorier er 14 tiltak vurdert til å ha «trolig svært høye kostnader» (over 100 mill. kroner), mens tre tiltak hver vurderes til innenfor kostnadskategoriene «trolig høye kostnader» (10-100 mill. kroner) og «middels til høye kostnader» (1-10 mill. kroner).

Tabell 3.2 oppsummerer antall tiltak, summen av anslåtte tiltakskostnader per tiltakskategori, og antallet tiltak plassert i de ulike kostnadskategoriene. Tabellen viser at de fleste tiltak som ikke er anslått med kroneverdier, er tiltak knyttet til å hindre nedbygging av areal og «andre tiltak». Merk at for restaurering er tilnærmet hele summen av tiltakskostnader for ett tiltak: 361 mrd. 2018-kroner for å fjerne kråkeboller i 3 817 km² av Nordsjøen (Sukkertare nord).

Tabell 3.2. Antall tiltak og tiltakskostnader fordelt på tiltakskategorier. Sum kostnad per tiltakskategori er oppgitt i 2018-kroner avrundet til nærmeste million.

Tiltakskategori	Antall tiltak	Sum kostnad per kategori	Svært høye kostnader	Høye kostnader	Middels til høye kostnader	Ukjente kostnader
Andre tiltak	21	1 000 000	2	1	3	11
Skjøtsel	2	2 345 000 000				
Restaurere	13	361 073 000 000				6
Hindre nedbygging	16		12	2		2
Restaurering av myr	3	41 000 000				
Begrense aktivitet ved inngjerding	1	1 000 000				
Kanalisere ferdsel	1	1 000 000				
Beite	1	22 000 000				
Bekjempelse av fremmede arter	2	14 000 000				

3.2 Effektanalyse

Effektanalyse ble gjennomført for anbefalte tiltakspakker for 13 av naturtypene, inkludert de to anbefalte pakkene for Sørlig sukkertareskog i Nordsjøen og i Skagerrak. Det ble ikke gjennomført slik analyse for de tre ferskvannstypene fordi ressursene på ferskvann ble brukt på modelleringer (jf. kap. 2.2). Kostnader og kostnadseffektivitet ble dessuten ikke beregnet for de tre

anbefalte tiltakspakkene for Sukkertareskog og for Delta. Dette fordi tiltakspakkene var for vidtrekkende til at kostnadene kunne beregnes.

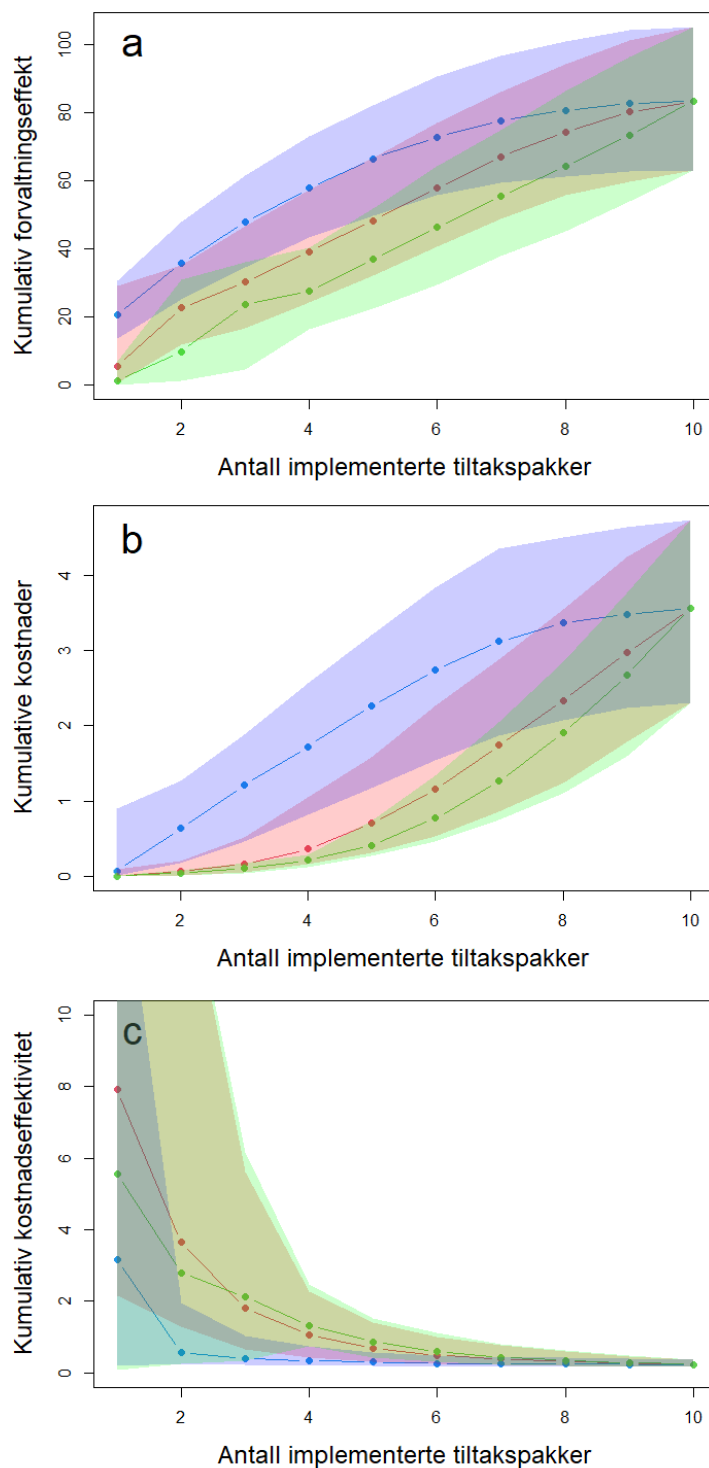
Kunnskapsgrunnlagene utgjør ikke et tilstrekkelig grunnlag til å kunne rangere tiltakspakkene etter forvaltningseffekt eller kostnadseffektivitet på en entydig måte (**tabell 3.3**). For de fleste tiltakspakkene er estimatene av forvaltningseffekten basert på modellen i kap. 2.4. svært usikre, og det er stort overlapp mellom konfidensintervallene. Likevel rangeres alltid tiltakspakkene for Nordlig- og Sørlig sukkertareskog samt Kilde-edellauvskog blant de første mht. forvaltningseffekten, mens tiltakspakkene for Kalkgrotte, Lågurtbøkeskog og Semi-naturlig strandeng rangeres blant de siste.

Tabell 3.3. Estimert forvaltningseffekt og kostnadseffektivitet (median og 95% konfidensintervall) av 14 anbefalte tiltakspakker for 13 naturtyper basert på modellen beskrevet i **Kap. 2.4**. Rang angir innbyrdes rangering av tiltakspakker (i avtagende rekkefølge) mht. forvaltningseffekt og kostnadseffektivitet. På grunn av stor usikkerhet i estimatene av effekt og kostnad er rangordningen mellom tiltakspakkene ikke entydig. Effekten av en tiltakspakke er beregnet som antatt reduksjon i naturtypens prosentvise nedgang (omfang * styrke, summert over alle påvirkningsfaktorer) etter implementering av tiltakspakken. Kostnadseffektivitet er beregnet som estimert effekt per 10 millioner kr. Fire tiltakspakker er for vidtrekkende til at kostnadene er beregnet. Kostnadene knyttet til disse er trolig langt høyere enn for de andre pakkene, og de vil derfor ha lavest kostnadseffektivitet (rang 11 – 14 i alle simuleringer).

Naturtype	Effekt av anbefalt tiltakspakke		Rang		Kostnadseffektivitet		Rang	
	Median	95% KI	Median	95% KI	Median	95% KI	Median	95% KI
Atlantisk høgmyr	11,34	(4,91 20,38)	6	(2 11)	0,2108	(0,0755 1,0095)	6	(3 10)
Delta	6,40	(2,58 12,84)	10	(5 13)				
Kalkgrotte	1,10	(0,01 7,35)	13	(9 14)	5,6001	(0,0882 41,1373)	1	(1 9)
Kanthøgmyr	9,20	(3,92 16,22)	8	(4 11)	0,1625	(0,0578 0,8064)	7	(3 10)
Kilde-edellauvskog	20,15	(11,14 30,59)	2	(1 6)	3,6775	(1,4936 17,4979)	2	(1 2)
Lågurtbøkeskog	2,19	(0,44 6,48)	13	(10 14)	0,4418	(0,0722 2,7411)	4	(2 9)
Nordlig sukkertareskog	16,52	10,99 23,57)	4	(1 7)				
Rik gransumpskog	8,76	(4,06 15,73)	8	(4 11)	0,1641	(0,0577 0,7421)	7	(3 10)
Rik åpen sørlig jordvannsmyr	6,86	(2,36 14,22)	9	(5 13)	0,1323	(0,0334 0,5645)	8	(3 10)
Semi-naturlig strandeng	2,20	(0,04 9,62)	13	(8 14)	0,2449	(0,0037 1,0873)	6	(3 10)
Strandeng	4,15	(0,78 13,24)	11	(6 14)	0,0804	(0,0107 0,5183)	9	(4 10)
Sørlig sukkertareskog 1	20,06	(16,64 23,63)	2	(1 4)				
Sørlig sukkertareskog 2	18,95	(15,87 22,14)	3	(1 5)				
Terrengdekkende myr	13,20	(6,68 22,06)	5	(1 9)	0,2277	(0,0878 0,9749)	6	(3 9)

Tiltakspakken for Kilde-edellauvskog er klart mer kostnadseffektiv enn de fleste andre tiltakspakkene og blir derfor i alle simuleringer rangert blant naturtypene med høyest prioritet mht. denne egenskapen. Kostnadene forbundet med pakkene for Sukkertareskog og Delta er ikke beregnet,

men må antas å være såpass høye at disse uansett vil være de minst kostnadseffektive blant de anbefalte tiltakspakkene. For dette utvalget av naturtyper ser det dermed ut til å være en motsetning mellom å prioritere mht. forvaltningseffekt og kostnadseffektivitet. Med unntak for Kilde-edellauskog vil prioriteringene resultere i ulike utvalg av tiltakspakker ved implementering av en begrenset handlingsplan. Rangordenen mellom de øvrige tiltakspakkene er høyst uklar da det er stor grad av overlapp mellom konfidensintervallene for tiltakspakkenes kostnadseffektivitet.



Figur 3.1. Sammenlikning av tre ulike strategier for prioritering av tiltakspakker mht. **a)** pakkernes forvaltningseffekt, **b)** deres kostnad (milliarder kr) og **c)** kostnadseffektivitet (per 10 millioner kr) basert på modellen beskrevet i kap 2.4.1.: prioritering etter maksimering av forvaltningseffekt (blå), minimering av kostnader (grønn), maksimering av kostnadseffektivitet (rød). Figuren viser medianverdier og 95% konfidensintervall. Konfidensintervallene inkorporerer både usikkerheten i estimatene av forvaltningseffekter og kostnader samt usikkerheten i rangordningen av tiltakspakkene (jfr. **tabell 3.3**).

Til tross for den store usikkerheten i prioriteringsrekkefølgen blant tiltakspakkene, vil en likevel forvente å oppnå en tilsiktet, økt samla forvaltningseffekt, hvis en ved implementering av et begrenset utvalg av tiltakspakkene prioriterer pakker basert på de usikre estimatene (**figur 3.1.a**). Å velge tiltakspakker med høy estimert forvaltningseffekt forventes så å si alltid å gi høyere total forvaltningseffekt enn prioritering mht. kostnader. Dette gjelder for utvalg bestående av helt opp til 6 - 7 av de 10 tiltakspakkene som vi har kostnadsoverslag for. Det er imidlertid stor usikkerhet knyttet til hvor stor den samla forvaltningseffekten og de samfunnsøkonomiske kostnadene forbundet med utvalget vil bli (**figur 3.1.a,b**).

Tilsvarende resultater gjelder for prioritering mht. kostnader. Slik prioritering vil også gi tilsiktet effekt, selv om kostnads-estimatene er svært usikre. Prioritering av pakker med lave, estimerte kostnader kan forventes å alltid gi mindre totale kostnader enn prioritering mht. forvaltningseffektivitet ved implementering av et begrenset utvalg tilsvarende inntil 6 – 7 av tiltakspakkene (**figur 3.1.b**).

Tilsvarende resultater gjelder ikke for prioritering mht. kostnadseffektivitet (**figur 3.1.c**). En kan ikke forvente å oppnå bedre kostnadseffektivitet ved slik prioritering enn ved å prioritere å minimere kostnadene. Samtidig gir ikke prioritering mht. kostnadseffektivitet nødvendigvis høyere kostnader (**figur 3.1.b**). Imidlertid er de samfunnsøkonomiske kostnadene forbundet med de utvalgte tiltakspakkene mer usikre ved å prioritere mht. kostnadseffektivitet enn mht. kostnader. De små forskjellene mellom prioritering mht. kostnader og kostnadseffektivitet skyldes at det er større variasjon mellom estimatene av tiltakspakkens kostnad enn deres forvaltningseffekt.

Det er en tendens til at forskjellene mellom de tre strategiene for prioritering øker med utvalgsstørrelsen for små utvalg. Dette er ikke som forventet, men skyldes for dette utvalget av tiltakspakker at pakken for Kilde-edellauvskog både er blant pakkene med de laveste kostnadene, men også blant pakkene med høyest forvaltningseffekt.

3.3 Fjernmåling som kartleggingsverktøy

I løpet av de siste årene har bruken av data fra Copernicus Sentinel optiske og radarsatellitter ført til en eksplosjon av vitenskapelige artikler som kartlegger arealdekke og økosystemtyper på en rekke romlige skalaer i verden. Mange av disse kartene brukes i System of Environmental-Economic Accounting for å kvantifisere økosystemareal, -tilstand og tjenester (Hein et al. 2020). En utfordring er at arbeidsflyten for de fleste av disse fjernmålingsproduktene foreløpig har mindre gode prosedyrer for kvalitetssikring og nøyaktighetsvurdering (Stehman & Foody 2019). Derfor er det per i dag vanskelig å vite om fjernmålingsproduktene er nøyaktige nok til å dokumentere arealendringer for naturtyper over tid på kommunalt eller nasjonalt nivå (Framstad et al. 2021).

To ferske Sentinel-baserte landdekkekart med 10 m oppløsning som dekker Norge, ELC10 (Venter & Sydenham 2021) og ESA WorldCover (Zananga et al. 2021), inkluderte ikke nok data for bakkesannheter fra Norge til at vi kan evaluere deres lokale nøyaktighet. Videre er ELC10 og WorldCover kartlagt for enkelttidspunkter og kvantifiserer derfor ikke endringer i økosystemenes areal.

Selv om vi ikke har nok grunnlag for en systematisk sammenlikning, gir **tabell 3.4** en oversikt over noen av fordelene og ulempene ved fjernmålingsdata med. De primære fordelene med fjernmåling framfor eksisterende data slik som AR5 eller manuell kartlegging er: Hyppig oppdateringssyklus, full romlig dekning, romlig konsistens uten samplingsbias, skalerbarhet og lavere kostnad. En tilleggsfordel med fjernmålingsdata er at man kan kvantifisere det fenologiske signalet til arealdekkklasser, noe som kan være nyttig for å skille for eksempel løvskog og barskog. De primære ulempene er den lavere romlige oppløsningen og vanskeligheten med å skille klasser med liknende spektral signatur som jordbruksland, grasmark og våtmark.

Tabell 3.4. Sammenlikning av tilnærminger for kartlegging av økosystemtyper basert på henholdsvis fjernmåling og manuell digitalisering.

Momenter	Sentinel 2	Ortofoto & LiDAR	Manuell kartlegging slik som AR5 arealdekke
Romlig oppløsning	10 m	0,25–0,5 m	< 1m (vektordata)
Oppdateringsfrekvens	5–10 dager	3–5 år. Oppdatering er romlig inkonsistent	3–5 år. Oppdatering er romlig inkonsistent
Romlig dekning	Hele landet	Hele landet unntatt fjell	Hele landet unntatt fjell
Kilder til usikkerhet	Ulike arealklasser innenfor 10 x 10 m piksel; atmosfærisk forstyrrelse	LiDAR punkttetthet; inkonsistens mellom ulike optak	Subjektive kartografiske valg; kartlegging av ulike elementer over ulike tidsperioder
Tilgjengelighet	Lett: analyseklare data i sky-basert infrastruktur	Vanskelig: manuell nedlasting av store datafiler fra Kartverket	Moderat: manuell nedlasting fra Kartverket (krever tillatelse)

Til tross for mangelen på vurderinger av nøyaktighet for fjernmålingsdata i Norge, blir slike data mer og mer tilgjengelig for statlige, forskningsmessige og kommersielle formål. Kommuner i Norge gjennomfører flere ortofoto- og LiDAR-oppdrag med hyppigere intervaller, og det er tilnærmet full dekning over Norge. Internasjonalt samlerselskap som Planet (<https://www.planet.com/>) og Iceye (<https://www.iceye.com/>), svært høyoppløselige bilder (1–3 m) for jorden hver dag. Kostnadene ved å kjøpe disse dataene vil reduseres etter hvert som konkurrenter kommer inn på jordobservasjonsmarkedet. Disse dataene vil gjøre fjernmålingskart over økosystemtyper mer nøyaktige og mer nyttige for brukerbehovene til Miljødirektoratet, spesielt for å kvantifisere endringer i økosystemene over tid.

For hver naturtype inkludert i prosjektet, har ekspertene vurdert fjernmåling som kartleggingsverktøy. Vurderingene er oppsummert i **tabell 3.5**.

Tabell 3.5. Oversikten viser naturtyper med oppdatert kunnskapsgrunnlag og vurdering av fjernmåling som kartleggingsverktøy. Vurderingen er gjort av ekspertene i de enkelte kunnskapsgrunnlagene.

Kunnskapsgrunnlag 2022	Vurdering av fjernmåling som kartleggingsverktøy
Atlantisk høgmyr	Det vil være en stor utfordring å kartlegge typen ved hjelp av fjernmåling. Det vil være mulig å identifisere velutvikla forekomster av typen ved hjelp av tolking av flyfoto i 3D med støtte fra LiDAR-data, men dette er tidkrevende. Det vil dessuten være svært vanskelig å avgrense typen, både mot andre myrtyper, men også mot fastmark (f.eks. lynghei), da typen vanligvis mangler kantskråning og lagg og det er derfor gradvise overganger. For å identifisere typen kun ut fra fjernmåling vil det kreves teknikker som kan måle torvdybde, det vil si en form for georadar. Så langt vi kjenner er

	dette mulig å gjøre i dag, men det er metodiske utfordringer, og vil være svært ressurskrevende.
Delta	Delta er en naturtype som har strukturer som ofte er lett gjenkjennelig med bruk av fjernanalyse. Dette gjelder særlig vannstand, flomløp og andre karakteristiske landformer. I tillegg er delta en dynamisk naturtype hvor disse strukturene kan endre seg raskt over tid, særlig ved flomepisoder. Hyppige gjentagende opptak av satellittbilder, som gjennom Sentinel 2, vil kunne brukes til å kartlegge og overvåke tilstand og endringer i denne naturtypen i nær sanntid. Bruk av historiske satellittbilder eller ortofoto vil kunne dokumentere dynamikk og arealbruk over tid.
Kalkgrotte	Ikke relevant
Kanthøgmyr	Det vil være en mulig å kartlegge typen ved hjelp av fjernmåling. Identifisering av velutvikla forekomster av typen ved hjelp av tolking av flyfoto i 3D med støtte fra LiDAR-data lar seg gjøre, men dette er tidkrevende og vil kreve feltundersøkelser for å kalibrere metoden (bakkessannheter).
Kilde-edellauvskog	Fjernmåling vil trolig være en egnet metode for å kunne ta ut og vurdere tilstand på edellauvskog. Kombinert med felt-validering vil en antagelig kunne følge utvikling av for eksempel kronetetthet og store enkelt-trær innenfor denne skogtypen.
Kroksjøer og flomdammer	Ved hjelp av LiDAR vil det være mulig å kartlegge flere kroksjøer som i dag ikke er tegnet som elv eller vann, men som likevel er entydige kroksjøer, men dog kun temporært vannfylte. Store fluktueringer mellom stor og liten (ingen) vannstand vil være mulig å overvåke ved hjelp av fjernmåling. Eventuelle inngrep og endringer i arealbruk nær eller i lokalitetene kan overvåkes i nær sanntid med fjernmåling og bidra til å bestemme økologisk tilstand for disse.
Lågurt bøkeskog	Fjernmåling vil trolig være en egnet metode for å kunne ta ut og vurdere tilstand på edellauvskog, for eksempel lågurtbøkeskog. Kombinert med feltvalidering vil en antagelig kunne følge utvikling av for eksempel kronetetthet og store enkelt-trær innenfor denne skogtypen.
Meandrerende elv	Ved bruk av fjernmåling kan eventuelle inngrep og endringer i arealbruk overvåkes i nær sanntid. Informasjon fra fjernmålte data kan også sammenstilles med annen type informasjon, slik som feltregistreringer, for å vurdere økologisk tilstand. Endring over tid, slik som skifte av flomløp og nye meandre, kan kontinuerlig overvåkes eller spores tilbake i tid ved bruk av gamle flyfoto eller gamle satellittbilder.
Moderat kalkrik innsjø	Denne naturtypen har stor utbredelse og dermed kan fjernmåling være egnet til å kartlegge og overvåke eventuelle inngrep og endringer i arealbruk i tilknytning til innsjøene. Resultater fra fjernmåling kan dermed inngå som parametere i en økologisk tilstandsvurdering på ulike skalanivåer.
Nordlig sukkertareskog	Fjernmåling (droner) kan brukes til å kartlegge den grunne (ned til ca. 10 m) delen av utbredelsen. Satellittbilder er i dag for grove til å skille arter fra hverandre - kun vegetasjon vs. sandbunn og stein.
Rik gransumpskog	Det er gjort forsøk med å bruke fjernmåling for å finne boreal sumpskog, men dette er hittil kun brukt i liten skala. Det er potensial for å kombinere fjernanalyse for å finne mulige lokaliteter og så kombinere dette med feltundersøkelser for å fange opp de gransumpskogene som har størst naturmangfold.
Rik åpen sørlig jordvannmyr	Det vil være en stor utfordring å kartlegge typen ved hjelp av fjernmåling. Det er vanskelig eller umulig å skille fattig og rik myrvegetasjon på vanlige flybilder, men på opptak i IR-båndet vil områder med (relativt sett) høy og lav produksjon tre fram. Rikmyr har ofte (men ikke alltid) høyere produksjon enn fattigmyr, og dette kan

	brukes for å indikere mulige områder med rikmyr. Satellittdata har vært forsøkt brukt til å skille vegetasjon på myr, men ut fra det vi kjenner har ikke dette så langt gitt god nok presisjon. Rikmyr i låglandet kan opptre i myrmasstypene flatmyr, flommyr og gjennomstrømningsmyr, samt i laggen på typisk høgmyr. Disse typene mangler strukturer eller har strukturer og elementer som er spesifikke for den enkelte typen. LiDAR-data eller stereotolkning av flybilder vil være til liten hjelp siden det ikke er noen sammenheng mellom morfologi og rik vegetasjon. Berggrunnskart og kvartærgeologiske kart sammen med kart over myrreal er antakelig de mest egnede hjelpemidlene for å skaffe seg oversikt over potensial for å finne rik myrvegetasjon.
Semi-naturlig strandeng	Fjernmåling vil kunne brukes for å finne større forekomster av semi-naturlig strandeng, men vil i liten grad kunne skille strandeng fra semi-naturlig strandeng, da dette skillet baserer seg på forskjeller i artsinventar som ikke vil la seg måle med fjernmåling.
Strandeng	Fjernmåling vil kunne brukes for å finne større forekomster av strandeng, men vil i liten grad kunne skille strandeng fra semi-naturlig strandeng, da dette skillet baserer seg på forskjeller i artsinventar som ikke vil la seg måle med fjernmåling.
Sørlig sukkertareskog	Fjernmåling (droner) kan brukes til å kartlegge den grunne (ned til ca. 10 m) av utbredelsen. Satellittbilder er i dag for grove til å skille arter fra hverandre - kun vegetasjon vs. sandbunn og stein.
Terrengdekkende myr	Det vil være en stor utfordring å kartlegge typen ved hjelp av fjernmåling. Det vil være mulig å identifisere velutvikla forekomster av typen ved hjelp av tolking av flyfoto i 3D med støtte fra LiDAR-data, men dette er tidkrevende. Det vil dessuten være svært vanskelig å avgrense typen, både mot andre myrtyper men også mot fastmark (f.eks. lynghei) da det er gradvise overganger. For å identifisere typen kun ut fra fjernmåling vil det kreves teknikker som kan måle torvdybde, det vil si en form for georadar. Så langt vi kjenner er dette mulig å gjøre i dag, men det er metodiske utfordringer, og vil være svært ressurskrevende.

4 Utfordringer med rødlista som grunnlag for prioriterte planer

I dette prosjektet har vi oppdatert kunnskapsgrunnlagene for 15 av naturtypene som inngikk i «Trua natur»-prosjektet i 2018, fordi avgrensningen i Rødlista for naturtyper varierte betraktelig mellom 2011 og 2018. I dette kapitlet omtaler vi ulike revisjoner av Rødlista med ulike typeinndelinger i NiN og hvilke konsekvenser disse kan få for beslutningsgrunnlaget for å ivareta trua naturtyper.

4.1 Endringer av typeinndeling i NiN

Kunnskapsgrunnlagene for truede naturtyper ble i 2018-arbeidet basert på de rødlistede naturtypene i 2011. Den største endringen mellom 2011 og 2018 var oppdateringen av Natur i Norge fra versjon 1.0 til versjon 2.0. Denne revisjonen av NiN innebar utviklingen av et sterkere teoretisk fundament for Natur i Norge – med målsetning om «å bygge en systemkjerne for et allmenngyldig geo-økologisk typeinndelings- og beskrivelsessystem for naturvariasjon basert på gradientanalytiske prosesser» (Halvorsen 2015).

Både de grunnleggende metodene for å identifisere naturtyper – og selve typeinndelingen – er ulike mellom NiN 1.0 og 2.0. Det ble utarbeidet en oversettelsesnøkkel for vurderingsenhetene i Rødlista for naturtyper 2011 til 2018-enhetene (Halvorsen 2015), men samsvaret mellom enhetene som er rødlistevurdert i hhv. 2011 og 2018, er høyst varierende. Et revidert system for typeinndeling av limniske naturtyper ble lansert i mars 2022 (NiN versjon 2.3), men var ikke ferdig i NiN 2.0.

En ny revisjon av systemkjernen (NiN 3.0) forventes publisert i 2023 (Artsdatabanken 2022). Slike revisjoner er nødvendige for å implementere ny kunnskap og gir samlet sett et bedre grunnlag for å forvalte naturtypene. Revisjoner kan være en utfordring hvis det påvirker avgrensningen og definisjonene av vurderingsenhetene. De kan også utløse behov for ny kunnskapsinnhenting om vurderingsenhetenes utbredelse, utvikling og truetet, og potensielt redusere verdien av eksisterende kunnskap om effekter og relevans av påvirkningsfaktorer og tiltak. Dette innebærer også at kunnskapsgrunnlagene i varierende grad har begrenset gyldighet og krever at naturforvaltningen sørger for nødvendig revidering av disse også framover for å sikre en god forvaltning av trua natur. Dette er en utfordring man vil møte uavhengig av om det er NiN eller et annet system for typifisering som legges til grunn.

4.2 Endringer av kriterier for vurderingsenheter i Rødlista

I Rødlista 2018 ble det åpnet for følgende vurderingsenheter:

- Type 1.1: alle hovedtyper på natursystemnivået (unntatt hovedtyper av sterkt endret natur).
- Type 1.2: grunntyper med ca. 20 eller færre forekomster skal vurderes selvstendig (antall forekomster = antall 10 × 10 km²-ruter som naturtypen finnes i).
- Type 1.3: hovedtyper *med* variabler fra beskrivelsessystemet eller grunntyper *med* eller *uten* variabler fra beskrivelsessystemet, som er gjenstand for påvirkning fra en kvalitativt annerledes påvirkningsfaktor enn hovedtypen i seg selv – og der kombinasjonen gir grunnlag for minst ett trinn høyere rødlistekategori enn hovedtypen.
- Type 2: landformer.

For Type 1.3-vurderingsenheter var det tillatt å bruke følgende variabler fra beskrivelsessystemet:

- Andre lokale miljøvariabler enn de som definerer hoved- eller grunntypen
- Relativ delartsgruppe-sammensetning, eksempelvis dominans av edelløvtrær.
- Regional naturvariasjon, eksempelvis forekomster i boreonemoral sone.

Så mens kalkrik bøkeskog ble vurdert som en egen enhet på Rødlista i 2011, inngår kalkrik bøkeskog i rødlisteenhetene lågurtedelløvsog (VU) og frisk rik edelløvsog (NT) på Rødlista for naturtyper 2018.

Hvis kriteriene for vurderingsenheter endres i framtidig rødlistearbeid, vil samsvaret mellom kunnskapsgrunnlagene og rødlistede naturtyper kunne svekkes.

4.3 Endringer av rødlistekriteriene

Formuleringen av hovedmål og delmål forutsetter at det ikke vil bli foretatt større endringer i inndeling i rødlistekategorier og kriteriesettene som ligger til grunn for rødlistevurderingene. IUCN-kriteriene for arter har vært i omfattende bruk internasjonalt etter at de første gang ble publisert i 1994 (IUCN 1994). I tillegg ble det i etterkant av første gangs publisering foretatt et omfattende arbeid med å evaluere og revidere kategorier og kriterier (IUCN 2001, 2003, Mace et al. 2008, IUCN 2012a,b). Rødlistekriteriene for naturtyper (Artsdatabanken 2014, 2018) har en kortere historie. Kriteriene som ble benyttet i 2018, er basert på IUCNs første versjon av kriterier for rødlisting av økosystemer (Bland et al. 2017) og avviker noe fra kriteriene som ble brukt i 2011 (**tabell 4.1**).

Tabell 4.1. Forenklet sammenligning av kriteriene for vurdering av truetthet for naturtyper i 2011-rødlista og i det pågående arbeidet med rødliste for naturtyper 2018.

Kriterium i 2011-rødlista	Vurdering	Samsvar med 2018-rødlista	Vurdering
1.1.	Prosentvis reduksjon i utbredelsesareal siste 50 år	B1-kriteriet vurderer absolutt utbredelsesareal, men i kombinasjon med minst ett av tre tilleggskriterier: <ul style="list-style-type: none"> - pågående nedgang i areal - pågående tilstandsreduksjon - observert/ forventet trussel 	Ikke direkte sammenlignbare.
1.2.	Prosentvis endring i forekomstareal siste 50 år	A-kriteriet vurderer prosentvis endring i totalareal.	«Forekomstareal» i 2011 tilsvarer «totalareal» i 2018, og kriteriene er sammenlignbare. Terskelverdien for vurdering til NT er ulik.
1.3.	Beregnet, bedømt eller antatt reduksjon kommende 50 år	A- og B1-kriteriet	Se 1.1. og 1.2.
2.	Antall lokaliteter, i kombinasjon med tilleggskriterium om pågående nedgang	B2-kriteriet vurderer forekomstareal, men i kombinasjon med minst ett av tre tilleggskriterier: <ul style="list-style-type: none"> - pågående nedgang i areal - pågående tilstandsreduksjon - observert/ forventet trussel 	«Antall lokaliteter» i 2011 tilsvarer «forekomstareal» i 2018, men benytter ulik skala, 2 × 2 km ² i 2011 og 10 × 10 km ² i 2018. Delvis sammenlignbare, men ulike terskelverdier.

3.	Svært få lokaliteter	B3-kriteriet	Se 2.
4.1.	Prosentvis reduksjon i tilstand siste 50 år	C-kriteriet vurderer abiotisk tilstandsreduksjon. D-kriteriet vurderer biotisk tilstandsreduksjon.	Både andel av naturtypens areal som er forringet og grad av alvorlighet i forringelsen vurderes i 2018. Ikke direkte sammenlignbare.
4.2.	Prosentvis reduksjon i tilstand kommende 50 år	Se 4.1.	Se 4.1.

4.4 Oppsummering

Både endringer i NiNs systemkjerne og typeinndeling, og endringer i rødlistearbeidet (vurderingsenheter, kriterier for rødlisting) kan påvirke kunnskapsgrunnlaget for en god forvaltning av trua natur og utløse behov for oppdatering og oppbygging av (ny) kunnskap. For NiN-revidering er dette særlig tydelig for de limniske naturtypene, der vi ikke finner igjen de rødlistede enhetene fra 2011 i 2018-rødlista. Dette understreker behovet for at miljøforvaltningen sørger for nødvendig revidering av kunnskapsgrunnlagene også framover for å sikre en god forvaltning av trua natur.

5 Videreutvikling av Rød til grønn-metoden

I Kyrkjeeide et al. (2018, 2021) ble videreutvikling av Rød til grønn-metoden diskutert. Både rapporten og artikkelen påpekte mangler og forbedringspotensial i metoden. I dette kapitlet vil vi omtale hvilke deler av metodikken som bør videreutvikles og prioriteres i videre arbeid med Trua natur-prosjektet. Dette ble også diskutert i en felles workshop med oppdragsgiver 17. mars 2022. Med videreutvikling menes faglige forbedringer som vil gjøre metoden mer robust og presis, det vil si at tekniske utbedringer, som for eksempel behovet for en database for å utarbeide kunnskapsgrunnlag, ikke diskuteres her.

Vi stilte tre overordnede spørsmål i felles workshop:

- Hvordan sette mål?
- Hvordan prioritere mellom arter/naturtyper og tiltak?
- Hvordan håndtere kunnskapsmangel og usikkerhet?

Følgende temaer ble presentert og diskutert:

- Rødlisterkategorier som mål – alternativer? (kap. 5.1)
- Bruk av prioriteringsprotokoller (kap. 5.2)
- Kostnader og nytte - hvordan forbedre kostnadsanslag og inkludere nyttevurderinger (kap. 5.3)
- Overlapp mellom naturtyper og arter
- Usikkerhet (kap. 5.4)

Overlapp mellom naturtyper og arter er ikke omtalt i det videre, men resultatene fra sammenstilling av arter og naturtyper i 2018 viste at det til dels var en overlapp mellom foreslåtte tiltak (Kyrkjeeide et al. 2018). For de artene som forekommer i inkluderte naturtyper, vil 73% av tiltakene foreslått for naturtypene trolig også være gunstige for artene, mens 27% anses som ikke å være relevante eller å ha liten effekt på artenes status. Ingen av tiltakene vurderes her å være direkte ugunstige for artene. Tilsvarende anses 52% av tiltakene foreslått for arter å være gunstig for naturtypene. Mange arter vil også trenge artsspesifikke tiltak, som transplantering til lokaliteter hvor de har forsvunnet. Kyrkjeeide et al. (2021) anbefaler å teste metodikken på et utvalg arter og naturtyper med større romlig overlapp. Dette vil gi et bedre grunnlag for å identifisere syngerier og potensialet for å redusere kostnader.

5.1 Hvordan sette mål – rødlistekategorier eller grønning?

Bevaringsbiologi har fokusert på å redusere nedgang og hindre utryddelse. Rødlista bruker sannsynlighet for utryddelse av en gitt art eller naturtype for å si noe om status, og kriteriene brukt har derfor også fokus på nedgang. 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). Rødlisterkriteriene baseres i stor grad på nedgang og populasjonsstørrelse/utbredelsesareal. Terskelverdiene for de ulike rødlistekategorien tillater større eller mindre grad av nedgang. Ved å bruke rødlista til å sette bevaringsmål, tillater man måloppnåelse (som ett hakk forbedring på rødlista) selv om en art eller naturtype viser fortsatt nedgang for noen delmål eller nedgang totalt i for eksempel utbredelse eller populasjonsstørrelse. Videre brukes antallet rødlistearter i en naturtype som en positiv tilleggseffekt av å ivareta en naturtype. Nyttan av å ivareta naturtypen kan dermed bli mindre synlig over tid dersom igangsatte tiltak fører til at artene i naturtypen får redusert sin risiko for utdøelse. Det er derimot et tegn på at tiltakene som har blitt iverksatt har fungert, og videreføring av disse tiltakene kan være nødvendig for videre bevaring av artene.

Bevaringsbiologi har blitt kritisert for å underkommunisere suksesser og fokusere for mye på arters risiko for utdøelse. En årsak kan være at nødvendig videreføring av tiltak ikke vil bli finansiert dersom det tilsynelatende går bedre med arten. Grønnlista er et nytt verktøy som kvantifiserer hvor nær arter er å gjenopprette sin opprinnelige status (recovery) (Akçakaya et al. 2018). Et av formålene med verktøyet er at det kan brukes til å sette mer ambisiøse mål enn vi kan ved å bruke Rødlista. Bevaringssuksess og behovet for tiltak for fortsatt suksess er sentralt i Grønnlista (Akçakaya et al. 2018).

Verktøyet beregner en grønnlisteskår (Greenlist-score) hvor tre forutsetninger må innfris for 100% grønnlisteskår (fully recovered). Arten må da være til stede i hele sitt utbredelsesområde, OG være levedyktig i alle deler av utbredelsesområdet OG utfylle sin økologiske funksjon i hele sitt utbredelsesområde. I praksis vil det ikke være mulig å få en grønnlisteskår på 100% for de aller fleste arter, men det gir et mål på bevaringssuksess.

Grønnlistekriteriene samsvarer med Naturmangfoldlovens (Nml) forvaltningsmål for arter og naturtyper. Nml §5 omtaler forvaltningsmålet for arter: «Målet er at artene og deres genetiske mangfold ivaretas på lang sikt og at artene forekommer i levedyktige bestander i sine naturlige utbredelsesområder (...).». Nml §4 omtaler forvaltningsmålet for naturtyper: «Målet er at mangfoldet av naturtyper ivaretas innenfor deres naturlige utbredelsesområde og med det artsmangfoldet og de økologiske prosessene som kjennetegner den enkelte naturtype (...).»

For å kvantifisere en arts framgang (recovery) må artens opprinnelige status (recovery state) være definert. Dette gjøres gjennom å definere opprinnelig utbredelsesområde, med alle romlige enheter (sub units) for arten. Romlige enheter kan defineres ulikt for ulike arter, basert på for eksempel habitat, delpopulasjoner, underarter og genetiske grupper. Utbredelsesområdet baseres på eksisterende kunnskap om tidligere utbredelse. Tid satt for opprinnelig utbredelse er anbefalt tilbake til år 1500, før europeisk ekspansjon, eller 1750 da den industrielle revolusjonen startet. Data er lettere tilgjengelig etter 1750.

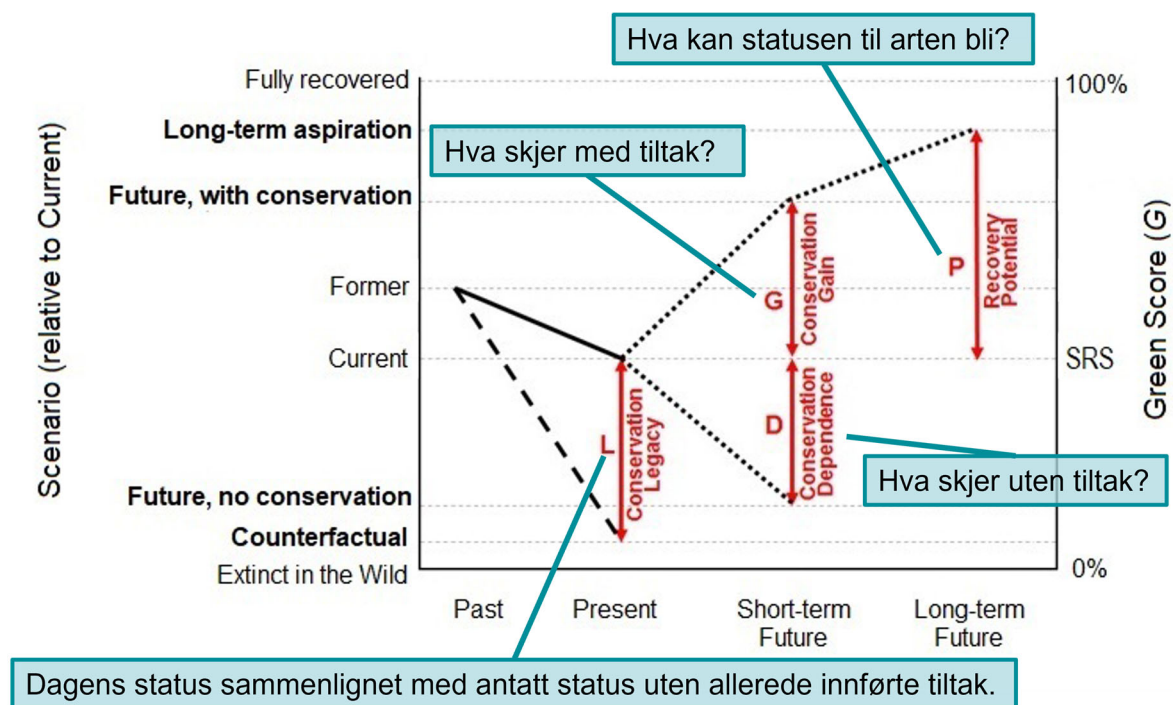
Videre må det defineres når arten er levedyktig. Til dette kan definisjonen for kategorien livskraftig (LC) fra rødlistevurderinga brukes.

Til slutt må artens økologiske funksjon defineres, med artens bidrag til for eksempel primærproduksjon og trofiske forhold.

Grønnlista bruker fire mål/kriterier for å kvantifisere grønnlisteskår (**figur 5.1**). Det første kriteriet er «bevaringsarv» (conservation legacy), som måler betydningen av tiltak gjennomført til nå. Dagens status for arten sammenlignes med statusen arten ville hatt dersom ingen bevaringstiltak hadde vært gjennomført. 1950 er foreslått som startår for igangsetting av tiltak, fordi dette sammenfaller med når mye av bevaringsarbeidet startet.

De to neste kriteriene bruker planlagte fremtidige tiltak som utgangspunkt. Bevaringstiltakene må være planlagt innført og med effekt. Tidsrammen er satt til tre generasjoner eller 10 år, avhengig av hva som er lengst. Kriterium to er «bevaringsavhengighet» (conservation dependence), som måler dagens status sammenlignet med status arten vil ha om ikke bevaringstiltakene igangsettes. Kriterium tre kalles «bevaringsgevinst» (conservation gain). Det måler forskjellen mellom status dersom bevaringstiltak igangsettes og dagens status.

Det siste kriteriet ser på «potensialet for framgang» (recovery potential), og angir antatt status for arten om 100 år med bevaringstiltak. Dette er et realistisk mål for arten, fordi det tas hensyn til at noen areal aldri kommer til å bli tilbakeført til natur, for eksempel byer.



Figur 5.1. Bevaringskriterier (røde vertikale piler) uttrykker forskjellen mellom status for arter med igangsatte tiltak og nye tiltak. Eksempelet er gitt for saigaantilope. Originalfigur er hentet fra Akçakaya et al. (2018).

Grønnlista er under utvikling og har foreløpig bare blitt testet på et fåtall arter (Akçakaya et al. 2018, Stephenson et al. 2019). For å vurdere nytten av grønnlista er det behov for å teste indikatorene for framgang og kriteriene for grønnlisting på et større utvalg arter, og på naturtyper. På sikt ønsker forfatterne bak grønnlista at alle arter skal få en grønnlisteskår på samme linje som en rødlistestatus. Da vil både risiko for utdøelse og sannsynlighet for framgang (recovery) bli presentert sammen, som vil gi en mer helhetlig vurdering av bevaringsstatus (Akçakaya et al. 2018).

Utvalget av arter i «Trua natur»-prosjektet spenner vidt, fra små snyltesopper til store hvaler (Kyrkjeeide et al. 2018). Det er derfor et unikt datasett å teste anvendelsen av grønnlisting på. Videre er mye av datagrunnlaget som er nødvendig for å bruke grønnlista allerede til stede i kunnskapsgrunnlagene. Både igangsatte tiltak og fremtidige tiltak er med. Det samme er et nullalternativ for hva som skjer uten tiltak. I kunnskapsgrunnlaget vurderes også effekten av tiltak som er nødvendig for å beregne bevaringsgevinst. Det er så langt ikke publisert uttesting på naturtyper, men grønnlistemetodikken virker uproblematisk å overføre til naturtyper.

En fordel med å bruke grønnlista til å sette mål i Rød til grønn-metoden, er at målsetningene kan være mer ambisiøse, og gå vekk fra kriterier som tillater nedgang. Vurderingene vil heller ikke være begrenset av enhetene som rødlistes. For eksempel er ikke naturtypene som er utvalgt iht. naturmangfoldloven nødvendigvis i overensstemmelse med vurderingsenhetene for Rødlista for naturtyper. Ved å ta i bruk grønnliste-kriterier, har ikke endringer i naturtypeavgrensning noe å si, fordi vurderingen kan gjøres på ønsket enhet. Mål kan derfor settes uavhengig av en rødliste-vurdering.

Å inkludere grønnlistekriterier i Rød til grønn-metoden vil kreve et utviklingsarbeid for uttesting og tilpasning.

5.2 Prioriteringsprotokoller for å prioritere mellom arter/naturtyper og tiltak

For å prioritere tiltak mellom arter/naturtyper – eller ulike tiltak for en gitt art/naturtype – kan man ta i bruk prioriteringsprotokoller (se f.eks. Joseph et al. 2009, Brazill-Boast et al. 2018). Her beskriver vi metodikk for vurdering av effektivitet i forhold til arters/naturtypers levedyktighet, slik de er implementert i prioriteringsprotokoller for arter i Australia (Brazill-Boast et al. 2018). Tre spørsmål er sentrale:

- Virker tiltaket?
 - Vil den negative påvirkningen fjernes?
 - Vil artens/naturtypens tilstand forbedres?
- Hvor gjennomførbart er tiltaket?
 - Vil det være barrierer (juridiske, logistiske, fysiske) som begrenser gjennomføring?
- Hvor dyrt er det?

I denne metodikken tar man som utgangspunkt en situasjon med tiltak ($P_{med\ tiltak}$) og en situasjon uten tiltak ($P_{uten\ tiltak}$), nullalternativet/business-as-usual, der P er sannsynligheten for at arten er levedyktig. Levedyktigheten (kalt «nytteten») (B) uttrykkes altså som effekten av tiltaket på endringen i sannsynlighet for langsiktig levedyktighet (Arponen 2012, Brazill-Boast et al. 2018).

$$B = P_{med\ tiltak} - P_{uten\ tiltak}$$

Sannsynligheten for at arten er levedyktig med gjennomføring av tiltak ($P_{med\ tiltak}$) kan gis av prosjektets målsetning: I arbeidet med prioriteringsplaner for truede arter i New South Wales, Australia (Brazill-Boast et al. 2018) var målsetningen å gjennomføre tiltak som reduserer risikoen for utdøelse i et 100-årsperspektiv til 5 % (tilsvarende livskraftig (LC)). $P_{med\ tiltak}$ er med andre ord > 0,95 for de fleste artene.

Sannsynligheten for at arten er levedyktig uten tiltak ($P_{uten\ tiltak}$) innebærer vurdering av et nullalternativ: hvis ingen nye tiltak blir iverksatt, hva forventer vi skjer med arten innenfor prosjektets tidsramme? I New South Wales vurderte eksperter forventet rødlistestatus for arten om 100 år, og deretter ble $P_{uten\ tiltak}$ beregnet som modellert utdøingsrisiko over 100 år for rødlistekategorien for nullalternativet (Brazill-Boast et al. 2018). For denne modelleringen tok de utgangspunkt i metodikken utviklet av Kindvall & Gärdenfors (2003), og benyttet en sannsynlighet for utdøing på 10 % for VU-arter, 70 % for EN-arter og 95 % for CR-arter. Sannsynligheten for levedyktighet er det inverse av dette tallet; 90 % for VU, 30 % for EN og 5 % for CR.

En annen viktig faktor er sannsynligheten for at tiltakene blir vellykket (L) (Joseph et al. 2009). Brazill-Boast et al. (2018) deler denne sannsynligheten i tre komponenter og beregner sannsynligheten som produktet av disse tre:

- At tiltaket lar seg gjennomføre
- Om påvirkningen fjernes
- Om arten responderer positivt

I Rød til grønn-metoden er denne sannsynligheten vurdert som «sannsynlighet for måloppnåelse», det vil si: sannsynligheten for at målet innfris. Vi har vurdert måloppnåelse på to nivåer:

- Tiltaksnivå: sannsynlighet for måloppnåelse vurdert i forhold til delmål (spesifikke rødlistekriterier), som sannsynligheten for at tiltaket vil innfri delmålet hvis det gjennomføres alene.
- Tiltakspakkenivå: sannsynlighet for måloppnåelse vurdert i forhold til hovedmål, dersom tiltakspakken gjennomføres.

Kostnadene (C) er beregnet per tiltak og per tiltakspakke (se **kap. 2.3**). Usikkerhet i kostnadsestimaterne inkluderer både forutsetningene i tiltaksbeskrivelsene (usikkerhet knyttet f.eks. til hvor stort areal/ hvor mange lokaliteter som må omfattes av tiltak) og usikkerhet i selve kostnadsberegningene. Kostnader og usikkerheter er beregnet både på tiltaksnivå og for tiltakspakkene.

Prioriteringsskåren (P), kan deretter beregnes som:

$$P = (B \times L)/C$$

Joseph et al. (2009) utvidet prioriteringsskåren til også å inneholde artsvekter – altså en forhåndsprioritering av hvilke arter som var viktigere enn andre. De brukte taksonomisk særegenhet («distinctiveness») som vekt, andre alternativer er f.eks. truethet, prioriterte arter e.l. Joseph et al. (2009) sammenlignet fem metoder for å sette prioriteringer, der de to første brukte prioriteringsskåren (med og uten artsvekter for taksonomisk særegne arter), den tredje brukte kun kostnader og de to siste brukte kun artsvekter (hhv. taksonomisk distinkt-indeks og truethet). Hvilken metode som ble brukt, hadde stor innvirkning på hvilke prosjekter som ble valgt – flest arter kunne alltid omfattes ved bruk av en ren kostnadsskår, mens å bruke taksonomisk distinkt-indeksen alene ga færrest arter for en gitt sum penger. Hvilken metode som benyttes for å sette prioriteringer, har med andre ord stor betydning for hvilke prosjekter som prioriteres. Det er også mulig å innarbeide usikkerhet i prioriteringsskårene, f.eks. ved å kjøre simuleringer tar høyde for de angitte usikkerhetene i variablene (Brazill-Boast et al. 2018).

I Rød til grønn-metoden er målsetningen å redusere artens/naturtypens rødlistekategori med ett trinn innen 2035. I denne sammenhengen kan «nyttens» (B) dermed uttrykkes som en forbedring i levedyktighet, som en funksjon av modellert sannsynlighet for utdøing for rødlistekategorien som er målsetningen og rødlistekategorien som er vurdert som nullalternativ. Her har vi brukt utdøingsrisiko i et 100-årsperspektiv (sensu Kindvall & Gärdenfors 2003).

For en art som er vurdert som kritisk truet (CR), og der nullalternativet er fortsatt CR, mens målsetningen med tiltak er sterkt truet (EN), kan forbedring i levedyktighet dermed beregnes som:

$$B_{CR \text{ til } EN} = P_{med \text{ tiltak}} - P_{uten \text{ tiltak}} = 0,30 - 0,05 = 0,25$$

«Nytten» vil med en slik tilnærming være større ved å flytte en art fra EN til sårbar (VU), fordi sannsynligheten for levedyktighet øker betraktelig mye mer ved en slik forbedring av rødlistekategori:

$$B_{EN \text{ til } VU} = P_{med \text{ tiltak}} - P_{uten \text{ tiltak}} = 0,90 - 0,30 = 0,60$$

For beregningene her har vi vurdert at kategori nær truet (NT) tilsvarer en levedyktighet på 95 %, mens livskraftige (LC) arter har levedyktighet på 100 %.

For kalkgrotter er målsetningen å redusere rødlistekategori fra VU til NT. Nyttens er dermed på 0,05 (0,95 – 0,90). Sannsynlighet for måloppnåelse for tiltakspakken som er lagt til grunn, er 75–85 %. Kostnadene for tiltakspakken er 2 030 000 NOK.

I dette regnestykket blir

$$P = \frac{(B \times L)}{C} = \frac{(0,05 \times 0,80)}{2,03} = 0,020$$

En slik verdi gir bare mening dersom den kan sammenlignes med andre verdier, men fordi de fleste naturtypene som er behandlet i denne rapporten, har foreslåtte tiltakspakker som ikke er kostnadsberegnet, har vi ikke beregnet P for andre naturtyper. Vi kan imidlertid slå fast at for to

naturtyper med like kostnader vil prioriteringsskåren P bli høyere for en naturtype som flyttes fra EN til VU, enn for en som flyttes fra CR til EN.

Det er likevel mulig å tenke seg å jobbe videre med prioriteringsprotokoller mer systematisk for å vurdere tiltak for artene og naturtypene fra dette prosjektet. Viktige faktorer å vurdere er blant annet:

- Hva er gode mål på «nytte» (her ikke ment i samfunnsøkonomisk forstand, men bevaringsbiologisk)?
 - vi kan bruke levedyktighet estimert for rødlistekategorier i et 100-årsperspektiv (som over), men andre tidsperspektiver kan også være relevant.
 - i effektanalysene (**kap. 2.4 og 3.2**) har vi beregnet forvaltningseffekten som tiltakenes reduksjon av påvirkningsfaktorenes negative effekt på rødlisteobjektene
 - det finnes sannsynligvis også andre relevante mål som er forvaltningsmessig nyttige å vurdere.
- Hvordan skal vi innarbeide usikkerhet, knyttet til
 - «nytte» (som over) – med og uten tiltak
 - effekten av tiltak
 - hvor lett det er å gjennomføre tiltakene
 - kostnader for tiltak (og variasjonen i kostnad knyttet til for eksempel ulike arealer)
- Hvordan få bedre kostnadsberegninger (jf. neste kapittel).
- Er noen arter/naturtyper viktigere enn andre (er det forvaltningsmessige føringer til hvordan prioriteringene skal gjennomføres)?

5.3 Kostnader og nytte – hvordan forbedre kostnadsanslag og inkludere nyttevurderinger

Så langt har man i Rød til grønn-metoden vurdert kostnadene ved tiltak. Bevaring og forbedring av truede arter og naturtyper har imidlertid også viktige nytteverdier for samfunnet, og i en videreutvikling av metoden vil det være hensiktsmessig å jobbe mer for å få fram nyttevirkingene av tiltakene. Vi kommer tilbake til hvordan slike nyttevirkinger kan vurderes i delkapittel 5.3.2. Beregningene av tiltakskostnader presentert i Kyrkjeeide et al. (2018) og i denne rapporten har imidlertid vist at det også er behov – og muligheter – for å forbedre kostnadsanslagene. Noen forslag til metodeutvikling for kostnadsberegninger er beskrevet i kapittel 5.3.1.

5.3.1 Kostnader – hvordan forbedre kostnadsanslagene

Det er ønskelig og nødvendig med tanke på prioritering at flere tiltak kan kostnadsberegnes i kroner, i stedet for å plassere tiltakskostnadene i kategorier slik som gjort nå. Når noen tiltak oppgis i kroner og andre i kostnadskategorier, enten «svært høye», «høye» e.l., og noen med «ukjente kostnader», er det vanskelig å sammenligne på tvers av arter og naturtyper og prioritere tiltak. Det gjør det også vanskeligere å sammenligne nytte og kostnader (jf. delkap. 5.3.2).

Vi ser behov for å utvikle metoder både for tiltak knyttet til terrestriske, limniske og marine arter og naturtyper.

Arealverdier (terrestrisk): Tiltak for å ivareta terrestriske arter og naturtyper har som regel best grunnlag for kostnadsberegninger, og vi har beregnet kostnader i kroner for mange av disse tiltakene. Det er imidlertid behov for særlig å videreutvikle metoder for å anslå kostnader knyttet til tiltak for å verne eller hindre nedbygging av arealer.

Alt areal er i «bruk». Det kan for eksempel brukes til naturområde, boliger, veier eller matproduksjon. Å verne et areal for å beholde dagens arealbruk eller restaurere en spesifikk naturtype vil i så måte ha en alternativkostnad, bestemt av den alternative arealbruken som har høyest samfunnsøkonomisk verdi. Denne alternativkostnaden vil blant annet avhenge av nærhet til tettsteder, hvor det kan være et behov for areal til for eksempel boliger.

I vurderingene av tiltakskostnader som innebærer å hindre nedbygging eller på annen måte sette av areal, har vi gjennomført skyggeberegninger i en forenklet arealverdi-modell, hvor vi differensierer areal avhengig av nedbyggingspress. Det innebærer eksempelvis at det er en høyere kostnad å hindre nedbygging i Oslo og Akershus enn i Finnmark. På grunn av usikkerhet knyttet til eksakt areal og alternativverdien av dette arealet, er metoden kun brukt for å plassere tiltakene i vide kostnadskategorier.

En alternativ arealkostnad som er brukt i en del sammenhenger, er betalingen per dekar i ordningen med frivillig vern, det vil si den kompensasjonen som avtales mellom Miljødirektoratet og skogeier for at skogeieren ikke skal drive skogsdrift på et gitt areal. Et gjennomsnittstall for denne kompensasjonen erfares av Miljødirektoratet å være 2900 kr per dekar. Dersom en legger til grunn denne arealkostnaden i stedet for den brukt i våre skyggeberegninger, vil kostnadene reduseres betraktelig for flere tiltak. **Tabell 5.1** oppsummerer en slik enkel sammenligning og viser at for flere av tiltakene blir tiltakskategorien en eller to hakk lavere. En slik sammenligning indikerer imidlertid ikke hva den reelle samfunnsøkonomiske bruttokostnaden er, eller at den ligger et sted mellom to ytterpunkter. Den viser imidlertid at valg av enhetsverdi har stor betydning for tiltakskostnadene som indikeres.

Tabell 5.1. Sammenligning av kostnadskategorier med original metode og med en jevn arealkostnad lik 2900 kr per dekar. Der kostnadskategorien er upåvirket er det ikke angitt noe i siste kolonne.

Naturtype	Tiltakskategori	Tiltaksnavn	«Original» kostnadskategori	Alt. kostnadskategori gitt 2900 kr/daa
Kroksjøer og flomdammer	Hindre nedbygging	Sikring mot nedbygging	Trolig svært høye kostnader	Trolig høye kostnader
Atlantisk høgmyr	Hindre nedbygging	Sikring av intakte lokaliteter og lokaliteter med liten grad av forringelse	Trolig svært høye kostnader	
Atlantisk høgmyr	Hindre nedbygging	Utvidelse av eksisterende verneområder	Trolig svært høye kostnader	
Lågurtbøkeskog	Hindre nedbygging	Stans av utbygging	Trolig høye kostnader	Trolig middels til høye kostnader
Lågurtbøkeskog	Andre tiltak	Stans av hogst	Trolig høye kostnader	
Kanthøgmyr	Hindre nedbygging	Sikring av intakte lokaliteter	Trolig svært høye kostnader	Trolig høye kostnader
Kanthøgmyr	Hindre nedbygging	Utvidelse av eksisterende verneområder	Trolig svært høye kostnader	Trolig høye kostnader
Rik åpen sørlig jordvannsmyr	Hindre nedbygging	Sikring av intakte lokaliteter og lokaliteter med liten grad av forringelse	Trolig svært høye kostnader	
Rik åpen sørlig jordvannsmyr	Hindre nedbygging	Utvidelse av eksisterende verneområder	Trolig svært høye kostnader	
Rik gransumpskog	Hindre nedbygging	Sikre intakte forekomster mot nye arealinngrep	Trolig svært høye kostnader	Trolig middels til høye kostnader
Rik gransumpskog	Andre tiltak	Sikre forekomster mot hogst	Trolig svært høye kostnader	Trolig middels til høye kostnader
Semi-naturlig strandeng	Hindre nedbygging	Stans av nedbygging av gjenværende areal	Trolig svært høye kostnader	Trolig høye kostnader

Strandeng	Hindre nedbygging	Stans av nedbygging av gjenværende areal	Trolig svært høye kostnader	Trolig høye kostnader
Terrengdek-kende myr	Hindre nedbygging	Sikring av intakte lokaliteter og lokaliteter med liten grad av forringelse	Trolig svært høye kostnader	
Terrengdek-kende myr	Hindre nedbygging	Utvidelse av eksisterende verneområder	Trolig svært høye kostnader	
Delta	Andre tiltak	Sikre mot inngrep i delta	Trolig svært høye kostnader	
Kilde-edel-lauvskog	Hindre nedbygging	Sikre intakte forekomster i tilfredsstillende tilstand mot inngrep.	Trolig høye kostnader	Trolig middels til høye kostnader

Det er ønskelig å utvikle metoden slik at vi kan gå fra dagens kostnadskategorier til kronebeløp, eventuelt med usikkerhetsintervall. Samme pris på alt areal (f.eks. gjennomsnittlig pris på skogareal ved frivillig vern) vil gi upresise kostnadsbilder, og det er derfor behov for å utvikle modeller som er mer spesifikke ut fra areal som faktisk er aktuelt for den gjeldende naturtypen og helst for hvor dette arealet befinner seg, hvor stort utbyggingspresset er, osv. Dette vil også være relevant som beslutningsgrunnlag på andre områder, f.eks. kommunal arealplanlegging og i vurderingen av tiltak i Nasjonal transportplan (NTP), hvor også trua natur kan påvirkes.

En mulig videreutvikling for å beregne arealkostnader er i større grad å benytte geodata som har mye tilgjengelig data som kan brukes. Her nevner vi noen:

- Geografisk informasjon om utbyggingspress er særlig relevant. Det finnes god oversikt over eksisterende bebyggelse i Norge, særlig i Matrikkelen. I tillegg er slik informasjon bearbeidet for å gi indikatorer, som SSBs sentralitetsindeks. Områdene rundt byer og tettsteder er som regel utsatt for høyere nedbyggingspress enn andre områder. Dette kan også sees i sammenheng med kommunevise befolkningsframskrivninger, som SSB utvikler. I tillegg bør andre typer utbyggingspress dekkes, som fritidsboliger og energiproduksjon, som ikke nødvendigvis er knyttet til nærhet til eksisterende bebyggelse. Det er behov for økt kunnskap om hvilke områder som vil være relevante for den type nedbyggingspress.
- Enkelte naturtyper er mer egnet for utbygging enn andre, slik at ferskvannsområder og fjellområder kunne tenkes å ha et annet utbyggingspress enn fastmark og jordbruksareal. NIBIOs AR5 har til dels detaljert informasjon om noen ulike areal typer under skoggrensen.
- For skogarealer vil skogens produktivitet være av stor betydning for «vernekostnaden». Dette er i stor eller delvis grad kartlagt og tilgjengelig i NIBIOs bonitetskart. Tilsvarende differensiering kan gjøres for jordbruksjord.

Naturtype-lokaliteter (terrestrisk): For at mer presis informasjon om arealverdier skal kunne benyttes, er det nødvendig med presis og god informasjon om arealene hvor naturtypene ligger. Flere av naturtypene dekker relativt store arealer og flere er spredt utover ulike deler av landet. For at arealverdier som de drøftet over skal kunne benyttes, er det nødvendig med informasjon om hvilke arealer som eventuelt vil settes av til vern e.l., med så nøyaktig informasjon som mulig om hvor og hvor store arealer det gjelder.

Der ikke alle forekomster av naturtypene foreslås å settes av for å hindre nedbygging, vil en med informasjon om alle lokalitetene, arealstørrelsene og alternativverdiene ved arealene, kunne identifisere de mest kostnadseffektive arealene tiltaket kan rettes mot. Ved slike vurderinger kan det også være relevant med informasjon om kvaliteten ved naturen og andre verdier som ligger i arealene (se også neste delkapittel).

Ferskvannsnaturtyper: Det er få kostnadsberegninger for tiltak i ferskvann, og kostnadsvurderingene ender stort sett med «ukjente kostnader». Det kan antagelig være mulig å beregne flere tiltakskostnader, men det vil kreve mer arbeid enn det som har vært tilgjengelig i prosjektet (både kalendertid og timetall). Dette vil i stor grad være knyttet til å samle litteratur om aktuelle tiltak, helst litteratur som oppgir kostnader. Alternativt kan man beregne kostnader for slike tiltak for «typiske» vannforekomster, naturtyper og tiltak.

Marine naturtyper: Det er få kostnadsberegninger for tiltak i marine områder. Tiltakene ender stort sett med «ukjente kostnader» eller «trolig svært høye kostnader». For en del tiltak kan det være mulig å beregne noen flere tiltakskostnader, men det vil kreve mer arbeid enn det som har vært tilgjengelig. Aktuelle naturtyper og tiltak som vil være interessante å se nærmere på er f.eks. nordlig sukkertareskog, der kråkebollehøsting er aktuelt og der det skjer mye utvikling. Dette er aktuelt for å vise hvordan tiltak utvikler seg, og vurdere hvordan eventuelle nytteeffekter av tiltak skal vurderes (brutto- versus nettokostnader). Det å høste kråkeboller har per i dag høye kostnader, men teknologi under utvikling er ventet å redusere kostnadene betydelig. Samtidig er kråkebolle i ferd med å få et marked, med til dels svært høye markedspriser. Nettokostnadene kan derfor bli betydelig redusert, noe som reiser spørsmål om hvordan slike virkninger skal inkluderes i beregningene.

5.3.2 Hvordan inkludere nytteverdinger

I «Trua natur»-prosjektet i 2018 var det ambisjoner om å inkludere beskrivelse og/eller vurderinger av hvilke økosystemtjenester som påvirkes av ulike tiltak. Denne ambisjonen måtte imidlertid gis opp på grunn av tid- og ressursbegrensninger, og fordi det ikke forelå noen ferdig metode for å vurdere økosystemtjenestene.

I utarbeidelsen av de oppdaterte kunnskapsgrunnlagene for naturtyper, som er presentert i denne rapporten, noteres det spesielt om naturtypen har betydning for visse utvalgte økosystemtjenester, som pollinering, karbonbinding mv., men dette beskrives bare kvalitativt i syntesene.

Ivaretagelse av truede arter og naturtyper er kostnadskreven, og det er derfor viktig å få fram at det også har viktige nyttevirksomheter for samfunnet å ta vare på natur. Vurdering av samfunnets nytte kan gjøres ved å benytte rammeverket for økosystemtjenester, men det er behov for å utvikle et mer stringent system for registrering av nyttevirksomheter i form av påvirkning på økosystemtjenester. Slike nytteverdinger kan uttrykkes semi-kvantitativt, f.eks. i form av nyttepoeng. For vurdering av tiltak mot fremmede arter er det utviklet et «nyttepoeng-system» (Magnussen et al. 2019, 2020, 2021; se tekstboks 5.1), som det kan tas utgangspunkt i også for trua natur. Ved å angi nyttepoeng til ulike naturtyper/arter og tiltak, basert på hvilke økosystemtjenester de bidrar med (og i hvilket omfang), kan man også prioritere tiltak ut fra nytten. Det krever utvikling av system for nyttepoengvurdering, slik at naturtyper/arter vurderes mest mulig likt. Hvordan et slikt nyttepoengsystem kan utvikles, og noen foreløpige vurderinger av et slikt system, er beskrevet i det følgende.

5.3.2.1 Nyttepoengsystem

Den enkleste tilnærmingen for å vurdere nyttevirksomheter, er å gi en kvalitativ beskrivelse av virkningene, hvor store de er i dag, og hvor stor nytten da vil være av tiltak, slik det er gjort i dagens synteser for pollinering og karbonbinding. En kvalitativ beskrivelse av virkningen vil uansett være første skritt i nytteverdingeren, men en kvalitativ beskrivelse alene gjør det svært vanskelig å sammenligne nyttevirksomheter på tvers av arter/naturtyper.

En litt mer avansert tilnærming er å gi «pluss» eller «minus» for tiltak som gir henholdsvis positive eller negative virkninger for miljø. En slik vurdering sier imidlertid ikke noe om hvor stor eller liten virkningen er. Eventuelt kan positive og negative virkninger graderes, ved å gi flere pluser eller minuser, jo større positiv eller negativ virkning tiltaket har. Et poengsystem for å hjelpe til å

sortere mellom virkninger, og en skala som ligner den fire-delte skalaen utviklet gjennom flere prosjekter for fremmede arter (se **tekstboks 5.1** for oppsummering) kan være et godt utgangspunkt for å vurdere nyttevirkinger av tiltak.

Tekstboks 5.1. *Nyttepoengsystem utviklet for prioritering av innsats mot fremmede karplanter.*

I Magnussen et al. (2019, 2020, 2021) ble det utviklet og implementert et nyttepoengsystem som ble benyttet for hver av oppsatte nyttevirkinger av tiltak mot fremmede arter, og som til slutt kunne legges sammen til et totalt antall nyttepoeng for hver art, og som også kan brukes til en nytte-kostnadsrangering av ulike tiltak. Metodikken ble publisert vitenskapelig i Blaaid et al. (2021). Dette systemet ble utviklet for rangering av tiltak mot fremmede arter, men skala og tilnærming er relevant også for truet natur.

Hver nyttevirkning (hvert kriterium) gis poeng som kan variere fra 0 (ingen effekt, eller ingen kunnskap/manglende data) til 4 som er «svært stor». Skalaen er beskrevet slik at det skal være enklest mulig å angi «korrekt» poeng. Poeng og grunnlag for poengene er vist i **tabell 5.2**.

Etter å ha gitt poeng til hver nyttevirkning, summeres poengene. Det vil si at for arten med maksimal nyttevirkning av bevaring, vil man få en maksimal poengsum på $X \cdot y$ (X nyttevirkinger med maks y poeng for hver virkning). Man kan også gjøre alternative rangeringer, som for eksempel telle hvor mange virkninger som får maks poeng for hver art/naturtype.

Det er imidlertid flere forhold å vurdere før man går inn for en slik metode. Det ene er å velge de «riktige» virkningene (effektkategoriene) som skal vurderes, både for økosystemtjenester og eventuelle øvrige virkninger. Det er også av betydning hvor mange virkninger som inkluderes. Pollinering og karbonbinding, i tillegg til bevaring av biologisk mangfold (artens/naturtypens levedyktighet), er opplagte virkninger/økosystemtjenester som bør inngå, men det må gjøres en jobb med å fastsette hvilke virkninger som skal inngå. Eksempler på aktuelle nyttevirkinger i form av økosystemtjenester er vist i **tabell 5.2**.

Den andre store oppgaven ved utvikling av et slikt nyttepoengsystem er å utvikle poengskalaen for hver virkning, og fastsette hva som skal til for å få ulike poeng for hver virkning. Dette kan gjøres basert på litteratur, i kombinasjon med ekspertvurderinger.

Et annet aspekt er sammenveiningen av poeng for ulike virkninger. Hvis man summerer poengene, antar man implisitt at alle virkninger er like viktige, og at en 4-er på bevaring av naturmangfold er like viktig som en 4-er på rekreasjon. I en samfunnsøkonomisk kontekst kan vi egentlig ikke forutsette dette uten at vi har avdekket befolkningens preferanser for henholdsvis naturmangfold og rekreasjon. Likevel gjøres ofte slike vurderinger, for eksempel i pluss-minus-metoden som anbefales anvendt av DFØ (2018) til vurdering av såkalte ikke-prissatte virkninger i samfunnsøkonomiske analyser. En poenggiving vil være en videreutvikling av pluss-minus-systemet, der vi i stedet for et visst antall pluser eller minuser, gir et visst antall poeng. Og som i pluss-minus-metoden må man veie sammen de ulike effektene, enten ved telle pluser og minuser (legge sammen poeng), eller ved å si at noen pluser (poeng) er viktigere enn andre fordi man vektlegger en virkning mer enn en annen. Eventuelt at man teller sammen antall virkninger som får maksimum poeng, et slags beste- eller verste-styrer system.

Tabell 5.2. Eksempel på nyttevirkninger (økosystemtjenester) og poengskala for de ulike nyttevirkningene som skal vurderes for hvert tiltak/tiltakspakke. Både virkninger og utforming av poengskalaen krever metodeutvikling for å tilpasses tiltak for truede arter og naturtyper. Kilde: Tilpasset fra Magnussen et al. 2019.

		Poengskala				
	Økosystemtjeneste (ØT)	0	1	2	3	4
Forsynende tjenester	1.1. Mat, fiber, o.l.	Ingen påvirkning	Liten	Middels	Stor	Svært stor
Opplevelses- og kunnskaps-tjenester	2.1. Bevaring av biologisk mangfold (artens/naturtypens levedyktighet)	Ingen påvirkning	Liten	Middels	Stor	Svært stor
	2.2. Rekreasjon, inkl. mental og fysisk helse					
	2.3. Estetikk, stedsidentitet og kulturarv	Ingen påvirkning	Liten	Middels	Stor	Svært stor
	2.4. Læring, kunnskapstjenester og kognitiv utvikling	Ingen påvirkning	Liten	Middels	Stor	Svært stor
Regulerende tjenester	3.1. Pollinering	Ingen påvirkning	Liten	Middels	Stor	Svært stor
	3.2. Binding av klimagasser	Ingen påvirkning	Liten	Middels	Stor	Svært stor
	3.2. Klimatilpasning	Ingen påvirkning	Liten	Middels	Stor	Svært stor

5.3.2.2 Nyttepoeng kan sammenstilles med kostnader som grunnlag for prioritering

En fordel med nyttepoengsystemet er at det gir et oversiktlig og transparent opplegg. En annen fordel med nyttepoengsystemet er at man eventuelt kan beregne «kostnad (kr) per nyttepoeng» eller «nyttepoeng per krone». Det vil si at det gir mulighet til å rangere mellom tiltak og tiltakspakker for arter og naturtyper. Systemet er dessuten såpass enkelt at det kan gjøres for flere ulike arter/naturtyper, og man kan i noen grad velge hvor mye innsats man legger i å vurdere hver art/naturtype, f.eks. ved å starte med å inkludere 2-4 av de viktigste virkningene (som levedyktighet, pollinering, karbonbinding), og bygge ut analysen hvis man får mer kunnskap og mer ressurser. I og med at poengskalaen settes opp på forhånd, kan man også lage alternative rangeringer, hvis man for eksempel mener at poeng 4 på naturmangfold skal «trumfe» alle andre nyttevirkninger, eller at antall virkninger med firere skal gis ekstra vekt e.l. Da kan man fortsatt beregne «kostnad (krone) per nyttepoeng» eller «nyttepoeng per krone» for disse utvalgte virkningene, som f.eks. levedyktighet).

Et slikt system er som nevnt utviklet og gjennomført for 65 fremmede karplanter på oppdrag for Miljødirektoratet for å kunne prioritere innsatsen mot fremmede arter (jf. Tekstboks 5.1 og Magnussen et al. 2019, 2020, 2021, Blaallid et al. 2021).

5.4 Systemer for å håndtere usikkerhet

I det opprinnelige oppdraget fra Miljødirektoratet som NINA tok på seg i 2018 het det: «Eventuell usikkerhet i kunnskapsgrunnlaget må angis og håndteres. Dette gjelder både usikkerhet om tilstand, påvirkningsfaktorer og virkninger av mulige tiltak.» (Miljødirektoratet: Konkurransesgrunnlag Tiltak for å ta vare på trua natur, Vedlegg 1: Utkast til kontrakt.) Formuleringen antyder en

forventning om kunnskapsgrunnlag som ikke er preget av usikkerhet, og som utgjør en entydig basis for beslutninger og videre behandling i forvaltningen. Imidlertid inneholder kunnskapsgrunnlagene både kvantitativ og kvalitativ (f.eks. kunnskapshull) usikkerhet. De er i stor grad basert på ekspertvurderinger. Kunnskapsgrunnlagene omhandler ofte lite studerte arter og økosystemer og vil da måtte baseres på et magert teoretisk og empirisk grunnlag.

Håndtering av usikkerhet er en integrert del av vitenskapelig praksis der hensikten er å kvantifisere og kommunisere usikkerheten i vitenskapelige utsagn. Metoder og mål for dette er utviklet og i daglig bruk, slik som spredningsmål, estimeringsmetodikk og sensitivitetsanalyser. Forvaltning har imidlertid et helt annet perspektiv på usikkerhet. For forvaltningen handler det om å vurdere i hvilken grad usikkerheten begrenser kunnskapsgrunnlagenes verdi som beslutningsgrunnlag og som grunnlag for utvikling av kunnskapsbaserte forvaltningsstrategier og handlingsplaner. Dette gapet mellom det faglige og forvaltningens perspektiv på usikkerhet er ofte pekt på som et av de viktigste hindrene for å utvikle en forvaltning basert på vitenskapelig kunnskap (Bradshaw & Borchers 2000).

Derfor er det utviklet flere systemer og metoder for å analysere, sammenfatte og kommunisere usikkerhet, som potensielt kan formidle usikkerhet i fagsystemer på en konstruktiv måte i forhold til de formål som fagsystemet skal tjene. Et enkelt eksempel på en slik analyse er presentert i kap 2.4. og 3.2. I dette kapitlet presenteres kort ideene bak to slike systemer som har noe ulike formål. NUSAP er et system foreslått av Funtowicz & Ravetz (1990) som har som mål å gi en analyse og diagnostisering av usikkerhet i kunnskapsgrunnlaget for mer eller mindre komplekse (miljø)politiske problemer. Systemet kan anvendes på alt fra mer enkle fagsystemer som Rød til grønnetoden til komplekse systemer som klimamodeller. VOI (Value of information, Raiffa & Schlaifer 1961) forsøker å diskriminere mellom usikkerhet som det ut fra forvaltningsformålet er mest nyttig å få fjernet fra kunnskapsgrunnlaget, og usikkerhet som ikke er det, og gjennom det plassere kunnskapsinnhentning i en adaptiv forvaltningskontekst. Både NUSAP og VOI er konseptuelle rammeverk. Anvendelse av rammeverkene innebærer å utvikle egne metoder for å analysere usikkerhet tilpasset et fagsystems oppbygning og formål. Slik utvikling gjøres derfor best som et samarbeid mellom forvaltnings- og fagmiljøer.

Begge systemer forutsetter at usikkerheten i ekspertvurderingene i kunnskapsgrunnlagene kvantifiseres. Dette kan gjøres vha. såkalt elisitering. Elisitering er kort sagt metoder for å oversette ekspertenes oppfatning av kvantitative størrelser til sannsynlighetsfordelinger, der spredningen i fordelingen uttrykker ekspertenes usikkerhet (Garthwaite et al. 2005). Elisitering er et omfattende og modent fagområde med en stadig økende mengde metoder for robust og effektiv transformering og sammenfatning av ekspertvurderinger (O'Hagan et al. 2006). Slike metoder benyttes i mange sammenhenger slik som estimering av vanskelig eller ikke målbare parametere i kvantitative modeller og generering av *a priori* fordelinger i Bayesiansk inferens (Kuhnert et al. 2010) og er stadig oftere tatt i bruk i forvaltningssammenheng for å kunne inkludere ekspertvurderinger i fagsystemer som benyttes i forvaltningen, som f.eks. Naturindeksen (Certain & Skarpaas 2010). Kap. 2.4.3 inneholder et enkelt eksempel.

5.4.1 NUSAP

NUSAP analyserer både kvantitative og kvalitative dimensjoner av usikkerhet og kommuniserer disse på en standardisert og selvforklarende måte. Den grunnleggende ideen er å karakterisere usikkerheten i størrelser som inngår i kunnskapsgrunnlagene mht. de fem egenskapene som inngår i NUSAP akronymet: Number, Unit, Spread, Assessment, og Pedigree (van der Sluijs et al. 2005). Av disse er spredning (spread) og stamtavle (pedigree) de viktigste hhv. kvantitative og kvalitative egenskapene.

Spredning omhandler variasjon som f.eks. oppstår mellom utfall av gjentatte eksperimenter eller pga. iboende stokastisitet i et system. Metoder for å adressere spredning inkluderer tradisjonell

vitenskapelig metodikk som statistisk dataanalyse, sensitivitetsanalyse og Monte Carlo-simuleringer, eventuelt i kombinasjon med ekspertvurderinger.

Stamtavle viser til det vitenskapelige grunnlaget et utsagn støtter seg på, dvs. det empiriske grunnlaget, kunnskapen om og forståelsen av hvordan det aktuelle systemet fungerer osv. Denne egenskapen håndteres i NUSAP ved hjelp av et sett med kriterier for å vurdere hvert av de ulike aspektene som inngår i stamtavlebegrepet. Hvert kriterium vurderes kvalitativt på en diskret skala, f.eks. fra 0 (svak) til 4 (sterk), der det er gitt beskrivelser av hvert trinn på skalaen. Vurderingene samles i et sett av stamtavle-matriser. **Tabell 5.3.** viser et konstruert eksempel på en stamtavle-matrise for vurdering av det empiriske grunnlaget for en påstand. I Rød til grønn-metoden inngår foreløpig et kriteriesett for vurdering av den vitenskapelige dokumentasjonen som ligger bak beskrivelsene av rødlisteobjektene økologi, utbredelse osv.

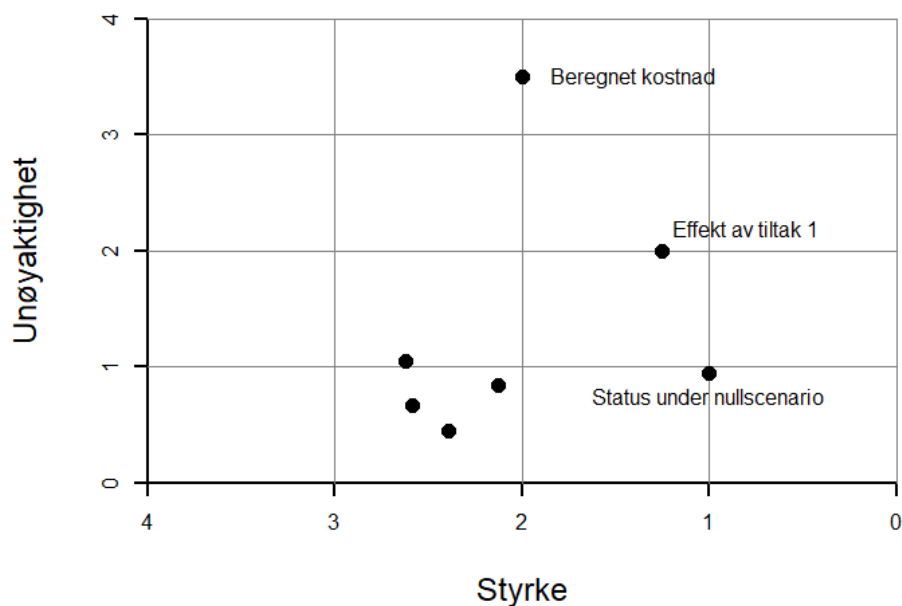
Tabell 5.3 Konstruert eksempel på en stamtavle-matrise for vurdering av det empiriske grunnlaget for en påstand.

Score	Bruk av substituttvariabler	Empirisk grunnlag	Metode	Validering
4	Eksakte målinger av aktuell variabel	Store utvalg av direkte målinger	Beste tilgjengelige metodikk	Sammenliknet med uavhengige målinger av samme variabel
3	Tilpassede målinger av aktuell variabel basert på modell	Små utvalg av direkte målinger	Pålitelig og allment akseptert metodikk	Sammenliknet med uavhengige målinger av variabel som er nært relatert til den aktuelle variabelen.
2	Målinger av substituttvariabel som er kjent å være godt korrelert med aktuell variabel.	Modellerte data	Akseptabel metode men med begrenset konsensus om dens pålitelighet	Sammenliknet med ikke uavhengige målinger
1	Målinger av substituttvariabel som er kjent å være svakt korrelert med aktuell variabel.	Ekspertvurderinger, «educated guess»	Preliminær metodikk med ukjent pålitelighet	Veik eller indirekte validering
0	Målinger av substituttvariabel som ikke er klart relatert til den aktuelle variabelen	Grov spekulasjon	Uklar eller ukjent metodisk tilnærming	Ingen validering

NUSAP gir grunnlag for å oppsummere karakteriseringen av usikkerhet langs to uavhengige dimensjoner, unøyaktighet og styrke. Unøyaktighet uttrykker den kvantitative usikkerheten knyttet til tall og utsagn, mens styrke uttrykker metodiske og epistemologiske begrensninger ved kunnskapen som ligger til grunn. Unøyaktigheten i og styrken til f.eks. kritiske utsagn og størrelser i kunnskapsgrunnlagene kan framstilles i diagnostiske diagram (**figur 5.2**) som skiller mellom utsagn av ulik kvalitet. Framstillingen baseres på at hverken styrke eller unøyaktighet alene er tilstrekkelig for å karakterisere kvaliteten til et utsagn. Et utsagn kan være presist selv om det ikke er basert på et omfattende empirisk grunnlag, samtidig som variable systemer kan være godt undersøkt og dokumentert.

Eksempler på størrelser som er kritiske for den videre behandlingen av kunnskapsgrunnlagene, er objektene rødliste-status, effekten av påvirkningsfaktorer og tiltak på rødlisteobjektene tilstand, samfunnsøkonomiske kostnader forbundet med tiltak og status til rødlisteobjektene under det såkalte null-alternativet. **Figur 5.2** framstiller et konstruert eksempel der tre størrelser fra et

kunnskapsgrunnlag identifiseres som problematiske, enten pga. stor unøyaktighet (kostnader) eller lav styrke (rødlitestatus under nullscenariet) eller en kombinasjon av de to (effekt av tiltak).



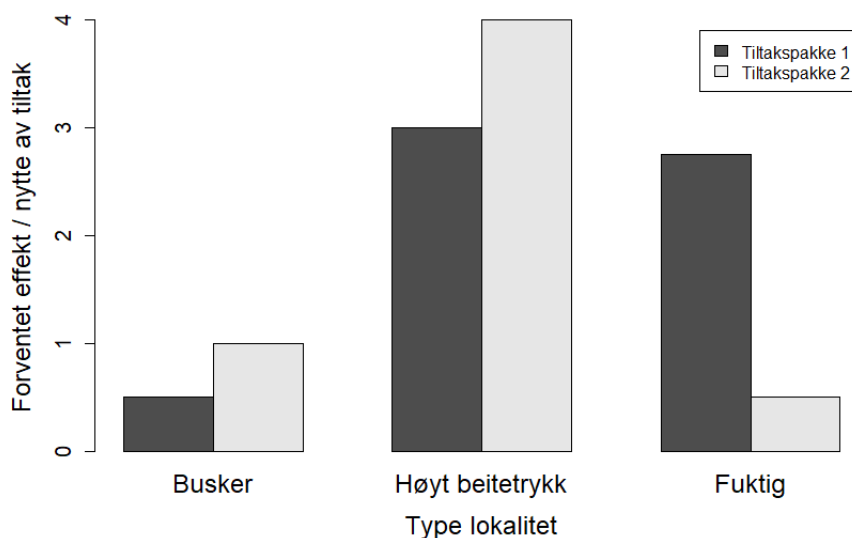
Figur 5.2 Konstruert eksempel på et diagnostisk diagram som framstiller resultat fra en NUSAP analyse av størrelser gjengitt i kunnskapsgrunnlag produsert ved Rød til grønn-metoden.

Slike diagram kan også benyttes til å karakterisere og sammenlikne utsagn om samme tema (f.eks. effekt av tiltak) fra forskjellige kunnskapsgrunnlag, eller sammenlikne utsagn fra flere kunnskapsgrunnlag om flere tema for eventuelt å identifisere tema i kunnskapsgrunnlagene som gjennomgående er mer problematiske enn andre. På denne måten legger NUSAP til rette for analyser av usikkerhet som vil være informative for den videre bruken av kunnskapsgrunnlagene.

5.4.2 VOI

VOI (value of information) evaluerer om innsamling av mer data kan føre til bedre forvaltning. Metoden fokuserer på epistemologisk usikkerhet, f.eks. kunnskapshull og andre begrensinger i vår forståelse av hvordan et system fungerer og responderer på forvaltningstiltak og andre ytre påvirkninger. Epistemologisk usikkerhet begrenser naturlig nok mulighetene for å gjøre gode beslutninger om relevante tiltak og prioriteringer mellom slike. Men denne typen usikkerhet kan reduseres eller potensielt fjernes fra kunnskapsgrunnlaget gjennom forskning og overvåking. En VOI analyse forsøker å finne fram til hvilke begrensinger i vår kunnskap som er mest verdifulle å få fjernet sett i et nytte-perspektiv, der nytte kan defineres mht. reduserte kostnader, økt forvaltningseffekt, økt sannsynlighet for måloppnåelse e.l. (Runge et al. 2011).

I klassisk slutningsteori er verdien av ny informasjon forskjellen mellom forventet nytteverdi av en optimal handling etter at den nye informasjonen er samlet inn og forventet verdi av en optimal handling før ny informasjonen er samlet inn (Raiffa & Schlaifer 1961). Endringen i forventet nytteverdi av å hente inn ny kunnskap måles som forventet verdi av perfekt informasjon (EVPI) som er en sentral statistikk i en VOI analyse. Disse prinsippene forklares best gjennom et eksempel (se figur 5.3).



Figur 5.3 Konstruert eksempel for å illustrere prinsippene bak en VOI-analyse. Figuren gjengir antatt nytteverdi av to tiltakspakker foreslått for å bedre statusen til delpopulasjoner av en rødlistet planteart i tre ulike habitat. Disse antas å opptre med samme frekvens på lokaliteter med den aktuelle arten. Imidlertid er det ukjent hvordan habitatet er der hvor tiltakene skal iverksettes. En VOI analyse kan i en slik situasjon benyttes til å estimere den forventede nytteverdien av å innhente informasjon om habitatet før en velger hvilken tiltakspakke som skal implementeres på lokaliteten. Dette estimeres som forskjellen mellom den forventede nytteverdien ved å implementere den beste tiltakspakken hvis en hadde kjent til habitatforholdene på den aktuelle lokaliteten, og den forventede nytteverdien av å implementere tiltakspakken som framstår som den beste uten slik kunnskap. Forventet nytteverdi av å implementere tiltakspakkene uten kunnskap er hhv. $(0,5 + 3 + 2,75)/3 = 2,08$ for tiltakspakke 1 og $(1 + 4 + 0,5)/3 = 1,83$ for pakke 2. Tiltakspakke 1 framstår som den beste når en ikke kjenner forholdene på den aktuelle lokaliteten. Forventet nytteverdi etter å ha innhentet informasjon om habitatforholdene er $(1 + 4 + 2,75)/3 = 2,58$. Verdien av å innhente informasjon om habitatforholdene (EVPI) blir dermed $2,58 - 2,08 = 0,50$. EVPI er i dette tilfellet større enn 0, som er en nødvendig, med ikke tilstrekkelig betingelse for å innhente informasjon om habitatforholdene før en bestemmer hvilke tiltak som skal iverksettes.

Innenfor økologi og naturforvaltning er VOI tradisjonelt blitt benyttet i forbindelse med avgrensede problemstillinger slik som forvaltningen av en bestemt lokalitet eller en truet art (Runge et al. 2011, Canessa et al. 2015, Nicol et al. 2018), men er i senere tid også anvendt på mer sammensatte problemer som prioritering mellom mange tiltak og arter i en nasjonal kontekst. F.eks. Nicol et al. (2019) utviklet en VOI analyse for å kvantifisere den negative effekten av kunnskapsmangel om hvordan 20 påvirkningsfaktorer og trusler påvirket 976 arter og økologiske samfunn i New South Wales, Australia. De fant at ved å fjerne usikkerheten rundt effekten av forvaltnings tiltak kunne de tredoble gevinsten i form av opprettholdelse av levedyktige populasjoner. Andre funn var at kunnskapsmangel rundt håndtering av branner, invaderende dyrearter og et plante-patogen var mest begrensende for en effektiv forvaltning, mens kunnskapsmangel knyttet til håndtering av invaderende plantearter var minst begrensende. Liknende analyser kan utvikles i tilknytning til Rød til grønn-metoden basert på kunnskapsgrunnlagene som produseres. f.eks. om forventet nytteverdi av bedre kunnskap om effekten av tiltak eller om forekomsten av rødlisteobjekter. Dette forutsetter økt innsats fra ekspertene ved at de blant annet beskriver kunnskapshull og usikkerheter mer detaljert, vurderer nytteverdier som kan forventes ved ny kunnskap (jf. **Fig. 5.3.**), og at usikkerheter kvantifiseres gjennom elisitering.

5.5 Oppsummering

Faglige forbedringer i Rød til grønn-metoden har blitt påpekt og diskutert i Kyrkjeide et al. (2018, 2021). Kapitlene 5.1-5.4 gir en oversikt over fire temaer og mulige tilnærminger til disse som vil utbedre metoden. Her følger en kort oppsummering med utviklingsbehov.

Rød til grønn-metoden bruker rødlistekriteriene til å sette delmål, men slike delmål kan tillate at arter og naturtyper fortsatt har nedgang. Grønnlista som er under uttesting, er et aktuelt verktøy som kan brukes til å sette mer ambisiøse mål. Det krever et utviklingsarbeid for uttesting og tilpasning av grønnlistemål til Rød til Grønn-metoden.

Prioriteringsprotokoller gir et faglig grunnlag for å prioritere mellom arter, naturtyper og tiltak. Et systematisk arbeid med videreutvikling som inkluderer gode mål for bevaringsnytte og gode estimater for usikkerhet, er nødvendig for at prioriteringsprotokoller kan brukes av forvaltningen til å rangere tiltakspakker for arter og naturtyper.

I Rød til grønn-metoden er den samfunnsøkonomiske kostnaden ved tiltak beregnet. Den samfunnsøkonomiske nytteverdien av å ivareta arter og naturtyper kan fremstilles enklest med tilnærming gjennom nyttepoengsystem som utviklet for fremmede arter, men et slikt system må utvikles for formålet. Et arbeid med å minimere usikkerheten i kostnadsanslag vil også bidra til å gjøre bedre prioriteringer.

Vurderingene av artene og naturtypene med Rød til grønn-metoden viser at det er stor usikkerhet knyttet til kunnskapsgrunnlagene. Dette kan kvantifiseres med systemer som håndterer usikkerhet. Det ligger et større utviklingsarbeid i å tilpasse eksisterende metodikk for håndtering av usikkerhet i Rød til Grønn-metoden, men dette vil gi et mye bedre grunnlag for å prioritere kunnskapsinnhenting og iverksetting av tiltak.

6 Kunnskapsbehov og prioritering

I dette prosjektet har vi oppdatert kunnskapsgrunnlag for 15 naturtyper fra 2018-prosjektet med 16 nye kunnskapsgrunnlag. Kunnskapsgrunnlagene er noe utvidet, med analyser av effekter av tiltakspakker, og med vurderinger av naturtypens betydning for pollinatorer og karbonbinding, nytten av fjernmåling som kartleggings- og overvåkingsverktøy og kort omtale av prioriterte variabler for økologisk tilstand.

I kap. 5 har vi gjennomgått mulige utviklingsprosjekter for å bedre Rød til Grønn-metoden som et effektivt forvaltningsverktøy. Dette inkluderer:

- uttesting av Grønnlista som alternativ til rødlistekriterier for å sette mål for enkeltarter og naturtyper
- utvikling av prioriteringsprotokoller som gir mulighet for å prioritere tiltakspakker iht. gitte kriterier (eks. kostnader, truethet)
- utvikling av bedre metoder for kostnadsberegninger
- utvikling av systemer for å innarbeide nyttevurderinger i tiltakspakkene
- uttesting av systemer for å håndtere usikkerhet

Vi har også vært innom behovet for å vurdere arter og naturtyper samlet.

De ulike utviklingsprosjektene henger sammen. Vi har vist at det kan være stor usikkerhet rundt tiltakenes effekt (måloppnåelse) og tiltakenes kostnader, og eventuelle prioriteringsprotokoller vil være nyttigere verktøy for forvaltningen dersom usikkerhet er redusert (jf. kap. 3.2 og kap. 5.2). Under forsøker vi å tydeliggjøre hvordan videreutvikling av ulike elementer i Rød til grønn-metoden kan bidra til et bedre forvaltningsverktøy.

Kyrkjeeide et al. (2021) anbefaler å teste Rød til grønn-metoden på et utvalg arter og naturtyper med større romlig overlapp. Dette vil gi et bedre grunnlag for å identifisere synergier og potensialet for å redusere kostnader. En slik uttesting bør jobbe med romlig eksplisitte data, det vil si kartfestede forekomster av naturtypen(e) og artene. Med slike romlig eksplisitte data vil det være enklere å konkretisere areal med behov for ulike tiltak, som vil gi grunnlag for bedre kostnadsberegninger av tiltakene. For at Rød til grønn-metoden skal være et effektivt forvaltningsverktøy har vi behov for et bedre grunnlag for beregning av kostnader, særlig knyttet til arealkrevende tiltak som å verne areal/hindre nedbygging for terrestriske arter og naturtyper. Ved i større grad å bruke kartfestede forekomster ift. spesifikke tiltak, vil vi ha bedre mulighet til å bruke f.eks. geografisk informasjon om utbyggingspress, skogbonitet osv. Dermed vil vi kunne vurdere alternativer for arealbruk som gir ulike alternativkostnader for areal, osv. der hver forekomst/delpopulasjon er vurdert eksplisitt, samt nytteverdier som er knyttet til tiltakene (inkl. synergier for andre arter som forekommer på de samme arealene).

Romlig eksplisitte kunnskapsgrunnlag 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 mfl. 2020, 2021, 2022), inkludert hvilke tiltak som er best under ulike natur-/miljøforhold (jf. **figur 5.3**) og hvordan kostnadene varierer med f.eks. påvirkningsgrad, naturforhold, beliggenhet osv. Slik overvåking av tiltakseffekter gir også – på sikt – bedre grunnlag for å vurdere om målene nås.

Vi anbefaler videre et utviklingsarbeid for uttesting og tilpasning av grønnlista til å sette mål i Rød til grønn-metoden (jf. kap. 5.1). En fordel er at målsetningene kan være mer ambisiøse, og vil ikke tillate nedgang i for eksempel naturtypeareal eller populasjonsstørrelse som tillates når rødliste-kriterienes terskelverdier brukes som delmål. En annen fordel er at målsetninger kan settes også for naturtyper eller arter som ikke er rødlistet, som f.eks. en del av de Utvalgte naturtypene.

Vi har også behov for et bedre grunnlag for å utarbeide kostnadsanslag for flere tiltakstyper for limniske og marine arter og naturtyper. Samtidig er det et stort potensial for bedre å få fram nytten av å gjennomføre tiltak for å ivareta trua natur.

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. Effektanalysen (jf. kap. 3.2) viser hvor stor betydningen av usikkerhet er for prioriteringsrekkefølge etter ulike kriterier; kunnskapsgrunnlagene utgjør ikke et tilstrekkelig grunnlag til å kunne rangere tiltakspakkene etter forvaltningseffekt eller kostnadseffektivitet på en entydig måte. Kunnskapshullene og usikkerheten i kunnskapsgrunnlagene forekommer på mange nivåer. I kap. 5.4 har vi diskutert noen systemer for å håndtere usikkerhet i denne typen forvaltningsverktøy.

Fjernmåling er et nyttig verktøy for å vurdere romlig utbredelse og tilstand av en del av naturtypene som har inngått i dette arbeidet (jf. kap. 3.3). Videre arbeid med fjernmåling vil kunne være med å videreutvikle fagsystem for økologisk tilstand til semi-naturlig mark, våtmark og naturlig åpne områder under skoggrensa, og være sentralt for å vurdere (utvikling i) økologisk tilstand.

I det videre arbeidet med «Trua natur» vil utprøving med romlig eksplisitte kunnskapsgrunnlag og større overlapp mellom arter og naturtyper være lavthengende frukter for å teste prioriteringer og nøyaktighet i kostnadsberegninger. Å inkludere grønncriterier i Rød til grønncriteriet vil kreve et utviklingsarbeid for uttesting og tilpasning. Et større arbeid vil kreves for å utvikle gode systemer for usikkerhet, men dette vil styrke metoden på sikt.

7 Referanser

- Akçakaya, H.R., Bennett, E.L., Brooks, T.M., Grace, M.K., Heath, A., Hedges, S., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Keith, D.A., Long, B., Mallon, D.P., Meijaard, E., Milner-Gulland, E., Rodrigues, A.S., Rodriguez, J.P., Stephenson, P., Stuart, S.N. and Young, R.P. 2018. Quantifying species recovery and conservation success to develop an IUCN Green List of Species. *Conservation Biology*, 32: 1128-1138. <https://doi.org/10.1111/cobi.13112>
- Artsdatabanken 2014. Veileder for rødlistevurdering for Norsk rødliste for arter 2015. Versjon 2.2.3 september 2014. Artsdatabanken, Trondheim.
- Artsdatabanken. 2018. Norsk rødliste for naturtyper. Veileder til rødlistevurdering. Versjon 2.0, januar 2018. Artsdatabanken.
- Artsdatabanken 2022. NiN i ferskvann – webinar og lansering av revidert typesystem (artsdatabanken.no)
- Arponen, A. 2012. Prioritizing species for conservation planning. *Biodiversity and Conservation* 21(4): 875-893. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0242-1>.
- Bakkestuen, V. & Venter, Z. 2021. Utvikling av standardiserte bakkessannheter for økosystemer på land. NINA Rapport 1922. Norsk institutt for naturforskning.
- Blaalid, R., K. Magnussen, N.B. Westberg & S. Navrud. 2021. A benefit-cost analysis framework for prioritization of control programs for well-established invasive alien species. *Neobiota* 68:31-52.
- 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.
- Bradshaw, G.A. & Borchers, J.G. 2000. Uncertainty as information: narrowing the science-policy gap. *Conservation Ecology* 4: 7. URL:<http://www.ecologyandsociety.org/vol4/iss1/art7/manuscript.html>
- 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>.
- Canessa, S., Guillera-Aroita, G., Lahoz-Monfort, J.J. & Southwell, D.M. 2015. When do we need more data? A primer on calculating the value of information for applied ecologists. *Methods in Ecology and Evolution* 6: 1219–1228.
- Certain, G. & Skarpaas, O. 2010. Nature Index: General framework, statistical method and data collection for Norway. NINA Rapport. 542. Norsk institutt for naturforskning.
- DFØ. 2018. Veileder i samfunnsøkonomiske analyser. Direktoratet for økonomistyring (DFØ), Oslo.
- 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.
- 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.
- Evju, M., Jacobsen, R.M., Endrestøl, A., Grainger, M., Hanssen, O., Nowell, M.S. & Pedersen, B. 2022. 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.
- Finansdepartementet. 2021. Prinsipper og krav ved utarbeidelse av samfunnsøkonomiske analyser. *Rundskriv R-109/2021*. Finansdepartementet.
- Framstad, E., Bjørkelo, K., Bakkestuen, V., Mathiesen, H.F., Nowell, M.S., Strand, G.-H. & Venter, Z. 2021. Kart over norske hovedøkosystemer – en mulighetsstudie. NINA Rapport 2055. Norsk institutt for naturforskning.

- Funtowicz, S.O. & Ravetz, J.R. 1990. *Uncertainty and Quality in Science for Policy*. Kluwer, Dordrecht.
- Garnett, S.T., Butchart, S.H.M., Baker, G.B., Bayraktarov, E., Buchanan, K.L., Burbidge, A.A., Chauvenet A.L.M., Christidis, L., Ehmke, G., Grace, M., Hocom, D.G., Legge, S.M., Leiper, I., Lindenmayer, D.B., Loyn, R.H., Maron, M., McDonald, P., Menkhorst, P., Possingham, H.P., Radford, J., Reside, A.E., Watson, D.M., Watson, J.E.M., Wintle, B., Woinarski, J.C.Z. & Geyle, H.M. 2018. Metrics of progress in the understanding and management of threats to Australian birds. *Conserv. Biol.* 33: 456–468.
- Garthwaite, P.H., Kadane J.B. & O'Hagan A.O. 2005. statistical methods for eliciting probability distributions. *Journal of the American Statistical Association* 100: 680–701.
- 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>.
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009. Naturtyper i Norge – Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. *Naturtyper i Norge versjon 1.0* Artikkel 1: 1-210.
- Halvorsen, R., 2015. NiN natursystem-nivået – oversettelse fra NiN versjon 1.0 og Norsk rødliste for naturtyper 2011 til NiN versjon 2.0. – *Natur i Norge*, Artikkel 4 (versjon 2.0.4): 1–106 (Artsdatabanken, Trondheim; <http://www.artsdatabanken.no>.)
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. 2015. NiNs systemkjerne – teori, prinsipper og inndelingskriterier. – *Natur i Norge*, Artikkel 1 (versjon 2.0.3): 1–328 (Artsdatabanken, Trondheim; <http://www.artsdatabanken.no>.)
- Hein, L., Remme, R.P., Schenau, S., Bogaart, P.W., Lof, M.E. & Horlings, E. 2020. Ecosystem accounting in the Netherlands *Ecosystem Services*, 44: 101118
- Henriksen, S. & Hilmo, O., (red.). 2015. *Norsk rødliste for arter 2015*: Artsdatabanken, Trondheim.
- IUCN 1994. *IUCN Red List Categories*. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland og Cambridge.
- IUCN 2001. *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland og Cambridge.
- IUCN 2003. *Guidelines for Application of IUCN Criteria at Regional Levels. Version 3.0*. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland og Cambridge.
- IUCN 2012a. *Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: Version 4.0*. IUCN, Gland og Cambridge.
- IUCN. 2012b. *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition*. IUCN, Gland og Cambridge.
- Kindvall, O. & Gärdenfors, U. 2003. Temporal extrapolation of PVA results in relation to the IUCN Red List criterion E. *Conservation Biology* 17(1): 316-321. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01316.x>.
- Kuhnert, P.M., Martin, T.G. & Griffiths, S.P. 2010. A guide to eliciting and using expert knowledge in Bayesian ecological models. *Ecology Letters* 13: 900–914.
- 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
- 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>.
- Lindgaard, A. & Henriksen, S., (red.). 2011. *Norsk rødliste for naturtyper 2011*: Artsdatabanken, Trondheim.

- Mace, G.M., Collar, N.J., Gaston, K.J., Hilton-Taylor, C., Akçakaya, H.R., Leader-Williams, N., Milner-Gulland, E.J. and Stuart, S.N. 2008. Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology*, 22(6): 1424-1442.
- Maes, D, Verovnik, R., Wiemers, M., Brosens, D. Beshkov, S., Bonelli, S., Buszko, J., Cantú-Salazar, L., Cassar, L.-F., Collins, S., Dincă, V., Djuric, M., Dušej, G., Elven, H., Franeta, F., Garcia-Pereira, P., Geryak, Y., Goffart, P., Gó, Á., Hiermann, U., Höttinger, H., Huemer, P., Jakšić, P., John, E., Kalivoda, H., Kati, V., Kirkland, P., Komac, B., Kőrösi, Á., Kulak, A., Kuussaari, M., L'Hoste, L., Lelo, S., Mestdagh, X., Micevski, N., Mihoci, I., Mihut, S., Monasterio-León, Y., Morgun, D.V., Munguira, M.L., Murray, T., Nielsen, P.S., Ólafsson, E., Öunap, E., Pamperis, L.N., Pavlíčko, A., Pettersson, L.B., Popov, S., Popović, M., Pöyry, J., Prentice, M., Reyserhove, L., Ryrholm, N., Šašić, M., Savenkov, N., Settele, J., Sielezniew, M., Sinev, S., Stefanescu, C., Švitra, G., Tamaru, T., Tiitsaar, A., Tzirkalli, E., Tzortzakaki, O., van Swaay, C.A.M, Viborg, A.L., Wynhoff, I., Zografou, K. & Warren, M.S. 2019. Integrating national Red Lists for prioritising conservation actions for European butterflies. *Journal of Insect Conservation* 23: 301–330.
- Magnussen, K., N.B. Westberg, R. Blaaid, M.E. Rød, A. Often. 2019. Kost-nyttevurderinger av tiltak mot fremmede karplanter. Menon-publikasjon 108/2019. Miljødirektoratet M1569|2019.
- Magnussen, K., N.B. Westberg, R. Blaaid & L. Vassvik. 2020. Kostnader og nytte ved tiltak mot fremmede karplanter – en oppsummering. Menon-publikasjon nr. 117/2020. Miljødirektoratet M-1795|2020.
- Magnussen, K., N.B. Westberg, E. Grieg, M.K. Rød, L. Tingstad, A.B. Skrindo, A. Often & L. Vassvik. 2021. Bekjempelse av fremmede karplanter. Kostnader og nytte ved tiltak mot 65 arter. Menon-publikasjon nr. 133/2021. Miljødirektoratet M-2156|2021.
- 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, Oslo.
- Nicol, S., Brazill-Boast, J., Gorrod, E., McSorley, A., Peyrard, N. & Chadès, I. 2019. Quantifying the impact of uncertainty on threat management for biodiversity. *Nature communications*. doi:<https://doi.org/10.1038/s41467-019-11404-5>
- Nicol, S., Ward, K., Stratford, D., Joehnk, K.D. & Chadès, I. 2018. Making the best use of experts' estimates to prioritise monitoring and management actions: a freshwater case study. *Journal of Environmental Management* 215: 294–304.
- O'Hagan, A., Buck, C.E., Daneshkhah, A., Eiser, J.R., Garthwaite, P.H., Jenkinson, D.J., Oakley, J.E. & Rakow, T. 2006. *Uncertain Judgements: Eliciting Experts' Probabilities*. John Wiley & Sons, West Sussex
- Raiffa, H. & Schlaifer, R.O. 1961. *Applied Statistical Decision Theory*. Graduate School of Business Administration. Harvard University, Cambridge, MA.
- Runge, M.C., Converse, S.J. & Lyons, J.E. 2011. Which uncertainty? Using expert elicitation and expected value of information to design an adaptive program. *Biological Conservation* 144: 1214-1223.
- Stehman & Foody. 2019. Key issues in rigorous accuracy assessment of land cover products. *Remote sensing of environments*. 231: 111199
- Stephenson, P.J., Workman, C., Grace, M.K., & Long, B. 2020. *Oryx* 54(1) 10-11 DOI: 10.1017/S0030605319001200.
- van der Sluijs, J.P., Craye, M., Funtowicz, S., Kloprogge, P., Ravetz, J. & Risbey, J. 2005. Combining Quantitative and Qualitative Measures of Uncertainty in Model-Based Environmental Assessment: The NUSAP System. *Risk Analysis* 25: 481–492.
- Zanaga, D., Van De Kerchove, R., De Keersmaecker, W., Souverijns, N., Brockmann, C., Quast, R., et al. 2021. *ESA WorldCover 10 M 2020 V100*. Zenodo. doi:10.5281/zenodo.5571936

8 Vedlegg

8.1 Vedlegg 1 Ferskvann i Trua natur 2022

Avgrensning for ferskvannstypene i prosjektet var mangelfull ved forrige rødlistevurdering. Egne tilpasninger er gjort i dette prosjektet for at typene skal være i samsvar med NiN 2.3. Se **kapittel 2.2** for utdypende begrunnelse.

8.1.1 Definisjoner

Her følger definisjonen av ferskvannstypene som inngår i prosjektet.

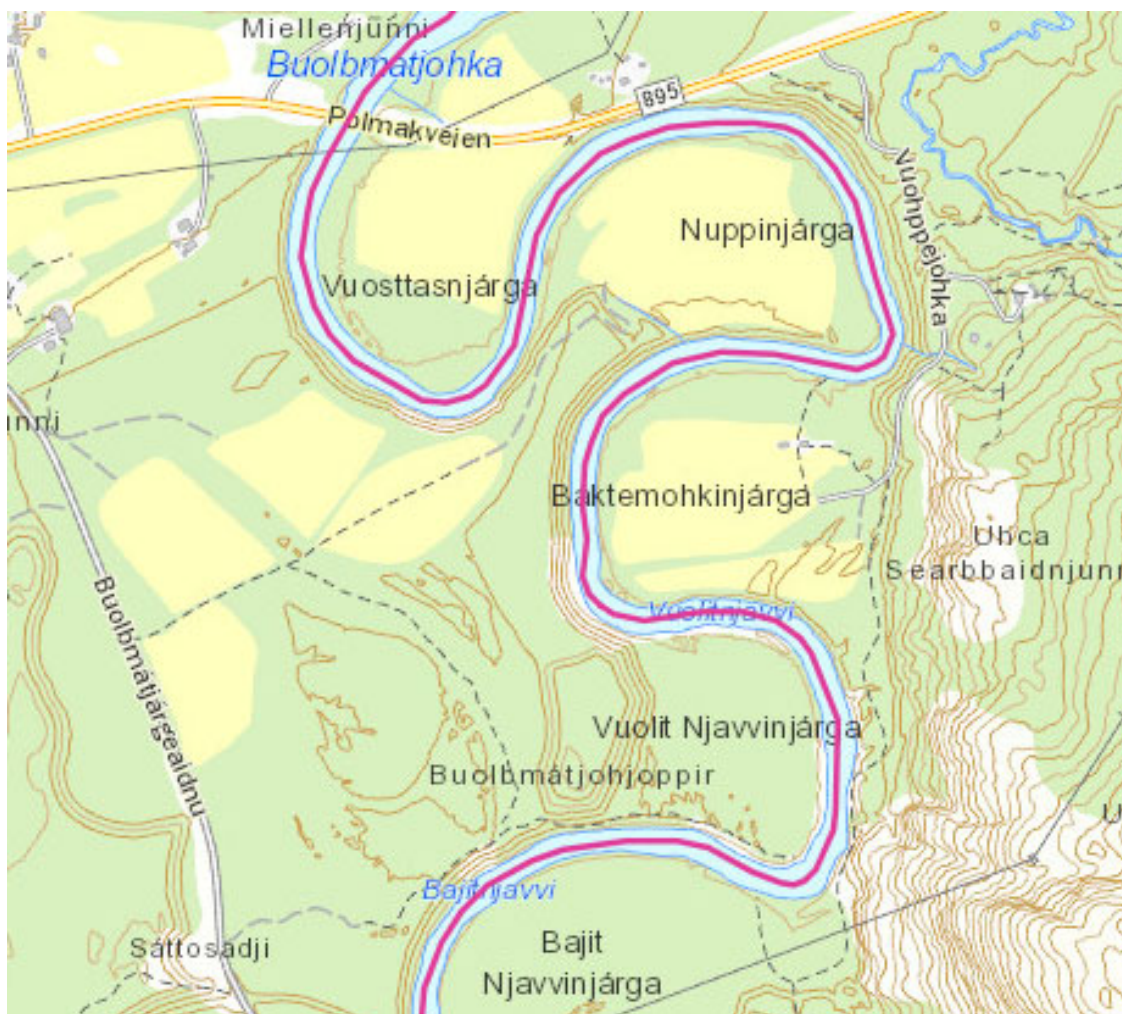
8.1.1.1 Meander

Landformdefinisjon: Buktende (stilleflytende) elveløp (**figur 7.1**) gjennom finkornete løsmasser.

Landformkode i NiNs beskrivelsessystem: **3EL-ME**.

NiN «navn»: Alle grunntypene på elvesedimentbunn med DK < 16 mm sammen med landformen meanderende elv med tilhørende vannmasser.

NiN kode ferskvannsbunn i meander: Grunntypene O2-1, 2, 3, 7, 8, 9, 13, 14 eller 15 og landformen **3EL-ME**.



Figur 7.1. Eksempel på meanderende elv. Fra Polmakelva i Tana kommune.

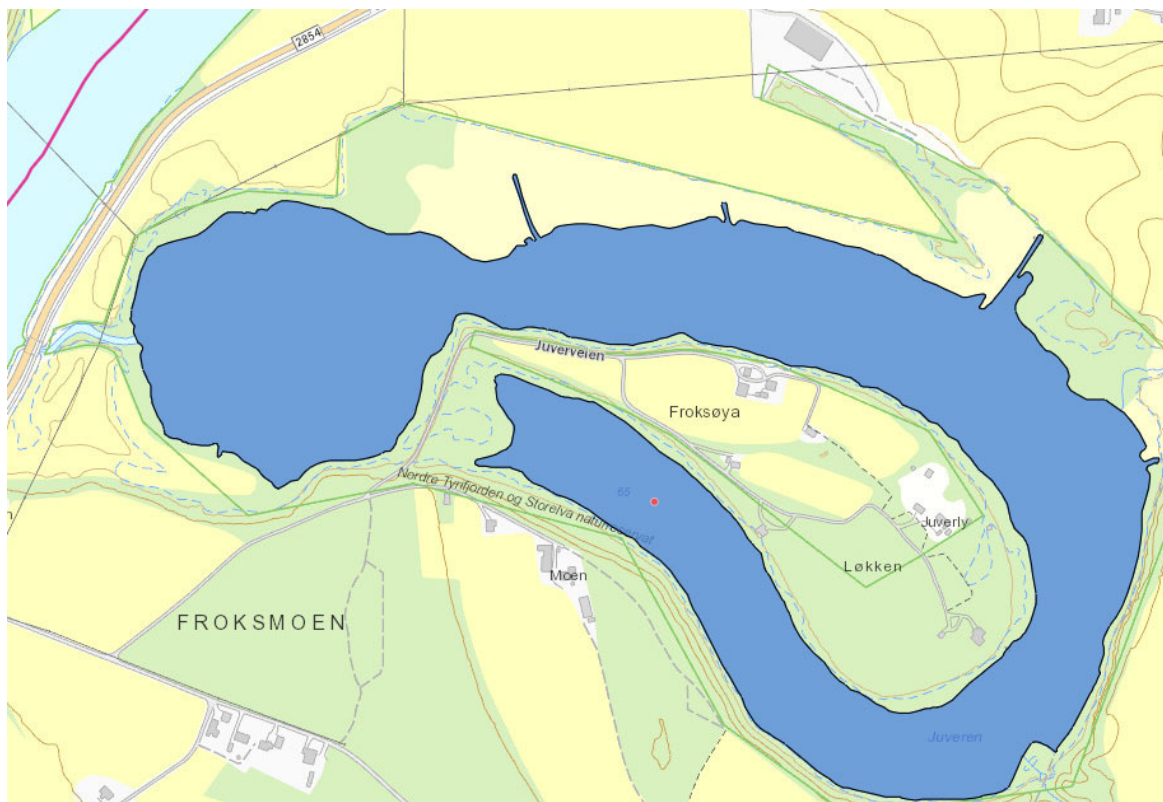
8.1.1.2 Kroksjøer

Landformdefinisjon: Avsnørt meanderbue (**figur 7.2**) med eller uten kontakt med hovedelva.

Landformkode i NiNs beskrivelsessystem: 3EL-KR.

NiN «navn»: alle grunntypene på eufotisk innsjø-sedimentbunn med $DK < 2\text{mm}$, helofyttsump, ferskvannsundervannseng, dy- og gytjebunn eller seminaturlig vannstrands-eng sammen med landformen kroksjø) med tilhørende vannmasser.

NiN kode ferskvannsbunn i kroksjø: Grunntypene L2-1 til 6, L2-15 til 22, L4-1 til 3, L5-1 til 3, L7-1 til 4, L8-1 til 4 eller L13-1-2 og landformen 3EL-KR.



Figur 7.2. Eksempel på kroksjø. Fra Juværen i Hole Kommune.

8.1.1.3 Flomdam

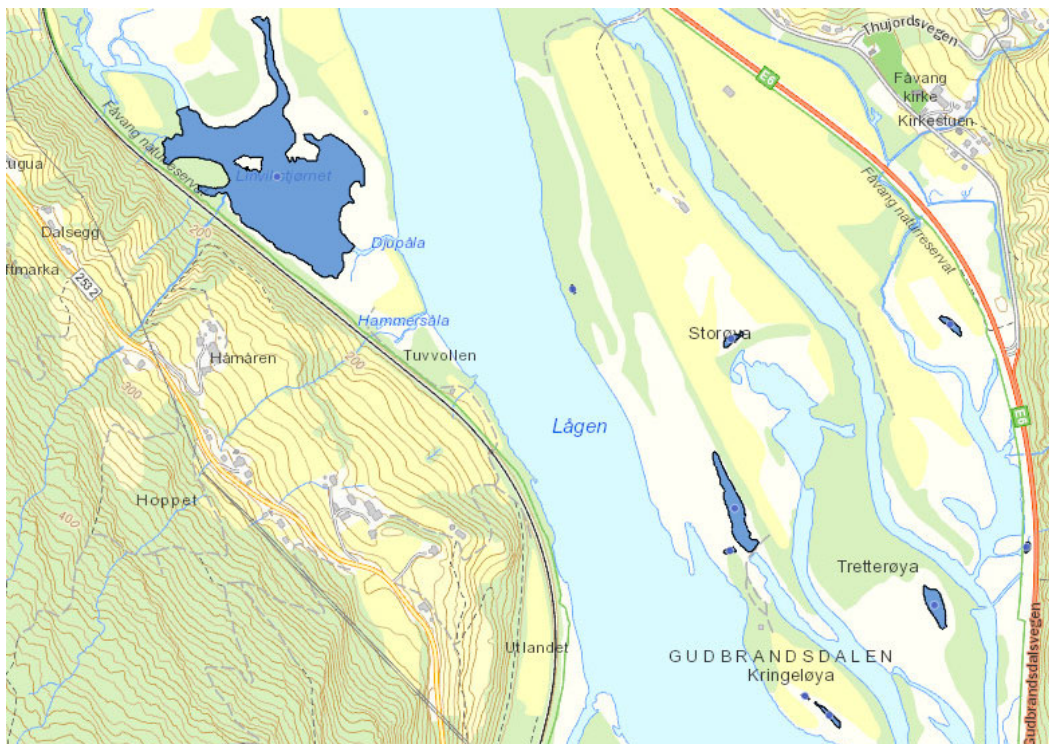
Flomdam er en grunn ($< 5\text{m}$) vannansamling som ligger i, eller i tilknytning til flomløp eller sakteflytende elv (**figur 7.3**). Er ikke en del av landform i dag. Dette er dammer som ligger på en elveslette (landform) og i ulik grad er påvirket av flom. Definisjonen må kombineres med landformen elveslette for å bli definert i NiN.

Landformdefinisjon av elveslette: En elveslette er en flat slette langs elveløp, dannet ved avsetning av sand og grus ved forgreinet elveløp og/eller sideveis erosjon og elveløpsforflytning (meandrering).

Landformkode i NiN for elveslette: Kode: 3AR-ES

NiN «navn»: Alle grunntypene på eufotisk innsjø-sedimentbunn, helofyttsump, ferskvannsundervannseng, dy- og gytjebunn eller seminaturlig vannstrands-eng i innsjøer som er mindre enn $50\,000\text{ m}^2$ og som ligger på ei elveslette med tilhørende vannmasser.

NiN kode ferskvannsbunn i flomdam»: Alle grunntypene for L1, L2, L4, L5, L7, L13 i innsjøer med $SM < 5000\text{ m}^2$ og som ligger på landformen 3AR-ES



Figur 7.3. Eksempel på flomdammer. Fra Fåvang i Ringebu kommune.

8.1.1.4 Middels kalkrike innsjøer og dammer

NiN «navn»: Moderat kalkrik innsjøbunn med dy og gytje og normalbunn med tilhørende vannmasser (**tabell 7.1**).

NiN kode moderat kalkrik innsjøbunn: alle grunntypene med KA·efg (4-20 mg) og HU·0a (STS < 30 mg Pt/l) i hovedtypene L1, L2, L4, L5, L6, L8, L9 i innsjøer med SM·abcde (< 5 000 m²).

Tabell 7.1. Gjennomsnittsanalyser og rangering av bergartsgrupper etter kalkinnhold, samt en mulig grensdragning av trinn i gradienten. Bergartsgrupper merket med **fet** viser veldig store variasjoner, og må behandles uavhengig av analyseverdiene. Sammenlignbare kalkgradient i vannforskriften
Kilde: NGU 2019.

Bergartgruppe	Gj.sn ICP-AES*	Gradient	Kalkgradienten i vannforskriften (mg Ca/l)
Anortositt	11715	Intermediær	2–4
Eklogitt	12093		
Glimmerskifer/gneis	12547		
Sandstein	12758		
Amfibolitt	13384		
Latitt	13771		
Gabbro	14518		
Gråvakke	19998	Kalkrik	4–20
Fyllitt	21417		
Grønnstein/skifer	27760		
Konglomerat	28711		
Kalkskifer	40200	Svært kalkrik	> 20
Dolomitt	202500		
Kalkstein/marmor	261834		

* Analyseres på pulver fra knust stein. Dette pulveret limes sammen til tabletter, smeltes til å forme glasstabletter eller løses i syre, og det oppløste materialet analyseres i en ICP-AES ("Inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy").

8.1.2 Datakilder

I det følgende gis detaljert oversikt over datakilder benyttet for å lage kart for ferskvannstypene.

8.1.2.1 Vann-Nett

En viktig kilde til kunnskap om ferskvann er data om vannforekomster i Vann-Nett (<https://vann-nett.no/portal/>). Nettsiden er en del av NVEs databaser og gir tilgang til informasjon om vannforekomstene i faktaark som inneholder fysiske og kjemiske data med miljøstatus. Det utvalgte området vises i et kartutsnitt. Totalt er 6 807 innsjøer avgrenset og beskrevet som vannforekomster i Vann-Nett (**tabell 7.2**). Tilsvarende er 23 561 elver og bekker avgrenset som vannforekomst. For innsjøer er det først og fremst de som er større enn 0,5 km² som er delt inn i vannforekomster (**tabell 7.3**). **Tabell 7.4** viser hvordan innsjøvannforekomstene fordeler seg på ulike kalkkategorier.

Tabell 7.2. Oversikt over antall vannforekomster i Vann-Nett. Kilde <https://vann-nett.no/portal/>.

Kategori	Antall vannforekomster	Antall SMVF ¹⁾	Areal (km ²)
Kystvann	2 284	62	93 727,7
Innsjøer	6 807	1 052	12 038,1
Elver og bekkefelt	23 561	2 651	475 649,8
Antall totalt	34 052	3 765	-

1) SMVF er sterkt modifiserte vannforekomster.

Tabell 7.3. Oversikt over antall vannforekomster i Vann-Nett. Kilde <https://vann-nett.no/portal/>.

Størrelseskategori	Antall vannforekomster	Andel av innsjøene i Norge som er delt inn i vannforekomster
Små (< 0,5 km ²)	2 259	<<1 %
Middels 0,5-5 km ²	4 088	12 %
Store (5-50 km ²)	397	100%
Svært store (> 50 km ²)	45	100 %
Sum	6 789	

Tabell 7.4. Oversikt over antall vannforekomster i Vann-Nett. Kilde <https://vann-nett.no/portal/>.

Kalkkategori	Antall vannforekomster
Svært kalkfattig (< 1 mg Ca/l)	2 519
Kalkfattig (1-4 mg Ca/l)	3 243
Moderat kalkrik (<4-20 mg Ca/l)	892
Svært kalkrik (>20 mg Ca/l)	106
Sum	6 760

8.1.2.2 Naturbase

Naturbase er et fagsystem for natur- og friluftslivsområder i Norge (<https://www.miljodirektoratet.no/tjenester/naturbase/>). Naturbase forvaltes og driftes av Direktoratet for naturforvaltning. Data fra Naturbase er gjort tilgjengelig for publikum via en egen kartapplikasjon på Internett og via egne WMS-tjenester. For naturtyper er det først og fremst dataene fra håndbok 13 som er interessant. I **tabell 7.5** er det gitt en oversikt over registrerte naturtyper og overførbareheten til NiN-typer.

Tabell 7.5. Oversikt over naturtypene registrert i naturbasen (Håndbok 13) og en vurdering av overførbarhet til NiN.

Naturtype	Antall observasjoner	Kommentar
Naturlig fiske-tomme innsjøer og tjern	539	Data overførbart til NiNs F3 og F4
Ikke forsurede restområder	107	Ikke direkte overførbart til NiN. Ingen paralleller i NiN
Deltaområder	196	Vil trolig kunne overføres som naturkompleks til NiN. Må gjennom en GIS-analyse
Større elveører	299	Ikke direkte overførbart til NiN. Må eventuelt deles opp i flere typer (T18 åpen flomfastmark, og O2 elvesedimentbunn) og kobles med Vann-Nettdata
Kroksjøer, flomdammer og meanderende elveparti	603	Ikke direkte overførbart til NiN. Må eventuelt deles opp i flere typer. Elvetypologien i beskrivelsessystemet vil få typer som er relevant for denne kategorien.
Viktige bekkedrag i kulturlandskapet	1 262	Veldig sammensatt datasett og ingen paralleller i NiN
Rike kulturlandskapssjøer	751	Ikke direkte overførbart til NiN. Inneholder data om både svært kalkrike sjøer og moderat kalkrike sjøer. Kan eventuelt gjennomgås manuelt og gjennom en Giss-analyse mot kalksjøprediksjonene.
Kalksjøer	323	Delvis overførbart til NiN, men verdi på kalk mangler. Datasettet gjennomgått manuelt og lokaliteter overført ifm kalksjøprosjektet.
Dammer	3 891	Delvis overførbart til NiN. En relevant type er L12 Seminaturlig eutrof innsjøbunn. Sammensatt og må eventuelt gjennom en prediksjonsmodellering for å plasseres på riktig type.
Sum	7 971	

8.1.3 Infrastrukturindeks og prediksjonsmodellering

Beskrivelse av hvordan modelleringen er gjennomført i neste kapittel finnes i Bakkestuen m.fl. 2022.

I Modelleringen er infrastrukturindeksen brukt som et mål på menneskelig påvirkning av lokalitetene. Infrastrukturindeksen er utregnet som frekvensen av nøkkelvariabler (i denne sammenheng ulike typer infrastruktur som medfører inngrep og fragmentering av arealer), målt i en sirkel med 500 m radius rundt hver piksel (fokuspunkt) og utregnet for hele landet. Infrastrukturindeksen består av to komponenter som summeres: En bygningskomponent og en konstruert fastmarkskomponent (som angir forekomst av konstruert fastmarksareal, resultatet av inngrep som gir landskapet et «menneskelandskapspreg»). Det skal understrekes at frekvens innebærer at det er fravær eller forekomst av ett eller flere av elementene i hver kategori (bygningskomponent eller fastmarkskomponent) som avgjør om en piksel får verdi 0 eller 1. Om flere bygningskomponenter forekommer i én piksel eller en hytte eller et stort industrianlegg forekommer i pikselen, spiller ingen rolle – skåren 1 er den samme.

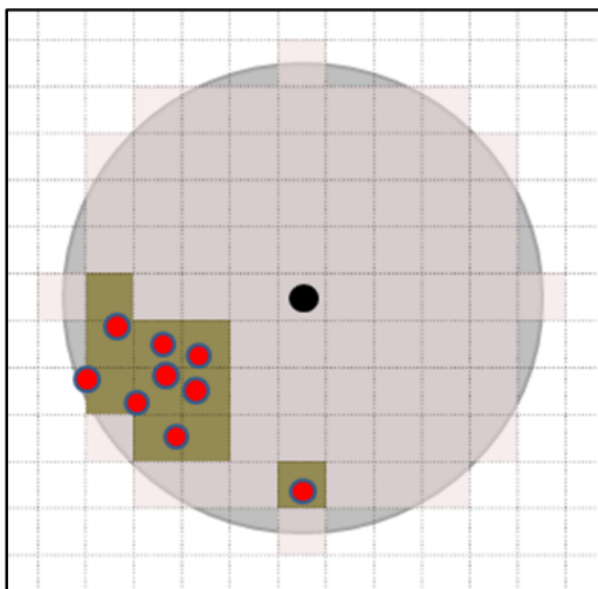
Kartdatagrunnlag som inngår i bygningskomponenten er:

- bygninger (av ethvert slag) (GAB)
- linjeelementene fra N50 anlegg (inkludert framtreddende kraftlinjer)
- samferdsel fra N50 (traktorveg og sti ikke inkludert).

Kartdatagrunnlag som inngår i konstruert fastmarkskomponenten er:

- bebygd areal (N50)
- tettbebygd areal (N50)
- industriområde (N50)
- lufthavn (N50)
- steinbrudd (N50)
- gravplass (N50)
- sport/idrettsanlegg (N50)
- dyrket mark
- regulerte innsjøer

Disse to komponentene kombineres til Infrastrukturindeks-verdier per piksel (for detaljer, se Erikstad m.fl. 2013 og Jakobsson m.fl. 2020). Selve utregningen av infrastrukturindeksen foregår ved hjelp av raster-kalkulasjoner med et flytende nabolagsvindu som beveger seg over kartgrunnlaget og regner indeksverdien fortløpende (**figur 7.4**).



Figur 7.4. Prinsippet for frekvensberegning i flytende nabolagsvindu med 500 m radius (nabolagssirkel) og data med oppløsning 100x100m. Fokuspunktet er markert med en svart prikk plassert i midten av ruta. Denne midtruta skal nå gis en indeksverdi! Nabolagssirkelen inneholder 81 ruter á 100x100m (lys rosa farge) som ligger helt eller delvis innenfor nabolagssirkelen. I figurseksemplet er en egenskap (f.eks. forekomst av bygninger) indikert med røde prikker. Det ligger 9 hus innenfor nabolagssirkelen, og 10 av rutene, som er markert med grønt, inneholder hus. I dette eksemplet har nøkkelvariabelen derfor verdien 10, eller alternativt 0,123, hvis den oppgis som frekvens. Hvert punkt i undersøkelsesområdet blir etter tur benyttet som fokuspunkt ved beregning av nøkkelvariable, slik at datasettet inneholder variabelverdier for alle nøkkelva-

riabler for alle 100x100 m-ruter. Dette rasteret (rutenettet) kan vurderes og endre størrelse etter behov. I denne omgang er kun infrastrukturindeksen utregnet med 500 m radius og 100 m oppløsning på nøkkelvariable.

Infrastrukturindeksen kan kobles til ulike underlagskart som gjør at vi blant annet kan se hvilke typer natur som blir påvirket. Jakobsson m.fl. 2020 gjennomgår et omfattende antall slike kartlag med ulikt opphav og formål. Infrastrukturindeksen kan også kobles på planlagte inngrep og regnes om etter ulike konkrete inngrepsplaner. Dette betyr at du kan legge inn nye veier, jernbane, osv. slik at verdiene av cellene endrer seg. Det er også mulig å regne indeksen tilbake i tid for å få en tidsutvikling på mengde inngrep i ulike områder. Alt dette betyr at man kan bruke endringen i indeksen som en indikator på hvor mye man påvirker «uberørt» natur (pr. indeksen).

8.1.3.1 Prediksjonsmodellering av Kroksjøer og flomdammer

Resultatet av prediksjonsmodelleringen av kroksjøer er vist i **tabell 7.6** og flomdammer i **tabell 7.7**.

Tabell 7.6. Modellert antall kroksjøer og areal fordelt på fylker (gammel fylkesstruktur). Fordeling av innsjøene på liten, middels og mye infrastruktur. Se forklaring i kapittelet foran. Liten < 3 på infrastrukturindeksen. Middels: 3 til 9 på infrastrukturindeksen. Mye: > 9 på infrastrukturindeksen.

Fylke (gammel fylkesinndeling)	Areal m ²	Antall kroksjøer	Andel kroksjøer fordelt på fylker	Lite infrastruktur	Middels infrastruktur	Mye infrastruktur
Akershus	1 323 247	147	0,7	5,4	51,0	43,5
Østfold	22 648	13	0,1	7,7	23,1	69,2
Aust-Agder	4 880 792	1 343	6,6	72,2	23,4	4,5
Buskerud	3 513 156	621	3,1	20,8	48,5	30,8
Finnmark	9 160 812	2 485	12,2	76,9	19,3	3,8
Hedmark	13 759 195	2 529	12,5	53,2	34,7	12,1
Hordaland	2 228 365	152	0,7	40,8	38,2	21,1
Møre og Romsdal	551 867	458	2,3	27,1	49,1	23,8
Nordland	3 505 283	1 445	7,1	53,4	41,0	5,6
Nord-Trøndelag	4 381 387	5 789	28,5	79,4	19,3	1,3
Oppland	1 619 661	595	2,9	51,1	34,1	14,8
Oslo	318 897	9	0,0	0,0	33,3	66,7
Rogaland	177 473	85	0,4	14,1	51,8	34,1
Sogn og Fjordane	283 191	159	0,8	13,8	47,8	38,4
Sør-Trøndelag	2 226 929	1 530	7,5	49,7	43,5	6,7
Telemark	5 124 211	926	4,6	47,0	41,7	11,3
Troms	2 240 079	1 364	6,7	44,2	47,9	7,8
Vest-Agder	1 855 583	609	3,0	40,2	35,6	24,1
Vestfold	167 326	49	0,2	2,0	67,3	30,6
Total	57 340 103	20 308	100	60,6	31,1	8,3

Tabell 7.7. Modellert antall flomdammer og areal fordelt på fylker (gammel fylkesstruktur). Fordeling av innsjøene på liten, middels og mye infrastruktur. Se forklaring i kapittelet foran. Liten < 3 på infrastrukturindeksen. Middels: 3 til 9 på infrastrukturindeksen. Mye: > 9 på infrastrukturindeksen.

Fylke	Areal m ²	Antall flomdammer	Andel fordelt på fylke	Lite infrastruktur	Middels infrastruktur	Mye infrastruktur
Akershus	86 948	36	0,6	0,0	55,6	44,4
Østfold	7 031	9	0,2	0,0	55,6	44,4
Aust-Agder	359 817	265	4,6	20,4	59,2	20,4
Buskerud	439 920	425	7,4	4,0	53,9	42,1
Finnmark	1 536 532	786	13,7	38,4	40,7	20,9
Hedmark	1 198 848	736	12,8	4,1	55,4	40,5
Hordaland	160 647	141	2,5	15,6	68,1	16,3
Møre og Romsdal	376 935	366	6,4	23,8	48,4	27,9
Nordland	870 958	398	6,9	42,5	42,0	15,6
Nord-Trøndelag	489 005	397	6,9	50,4	42,1	7,6
Oppland	614 216	475	8,3	9,3	41,5	49,3

Oslo	3 138	3	0,1	0,0	100,0	0,0
Rogaland	214 067	147	2,6	30,6	40,1	29,3
Sogn og Fjordane	164 859	179	3,1	25,1	50,8	24,0
Sør-Trøndelag	258 549	271	4,7	9,2	46,1	44,6
Telemark	323 515	360	6,3	14,4	59,4	26,1
Troms	631 208	548	9,6	16,1	58,6	25,4
Vest-Agder	169 415	166	2,9	7,8	37,3	54,8
Vestfold	19 394	24	0,4	0,0	29,2	70,8
Total	7 925 003	5 732	100	20,8	49,3	29,9

8.1.3.2 Prediksjonsmodellering av meandrerende elver

Resultatet av prediksjonsmodelleringen av meandrerende elver er vist i **tabell 7.8**.

Tabell 7.8. Modellert antall meandrerende elver fordelt på fylker (gammel fylkesstruktur). Fordeling av innsjøene på liten, middels og mye infrastruktur. Se forklaring i kapittelet foran. Liten < 3 på infrastrukturindeksen. Middels: 3 til 9 på infrastrukturindeksen. Mye: > 9 på infrastrukturindeksen.

Fylke	Antall flomdammer	Andel fordelt på fylke	Lite infrastruktur	Middels infrastruktur	Mye infrastruktur
Akershus	104	2,4	10,6	44,2	45,2
Østfold	44	1,0	2,3	43,2	54,5
Aust-Agder	146	3,4	31,5	51,4	17,1
Buskerud	215	5,0	22,8	35,3	41,9
Finnmark	712	16,7	78,4	18,0	3,7
Hedmark	470	11,0	32,6	49,6	17,9
Hordaland	141	3,3	57,4	25,5	17,0
Møre og Romsdal	107	2,5	22,4	44,9	32,7
Nordland	518	12,1	55,4	32,4	12,2
Nord-Trøndelag	514	12,0	51,9	36,0	12,1
Oppland	187	4,4	38,0	42,8	19,3
Oslo	6	0,1	0,0	16,7	83,3
Rogaland	57	1,3	19,3	38,6	42,1
Sogn og Fjordane	107	2,5	30,8	30,8	38,3
Sør-Trøndelag	256	6,0	41,8	40,6	17,6
Telemark	157	3,7	36,9	38,9	24,2
Troms	380	8,9	47,4	41,1	11,6
Vest-Agder	109	2,6	11,9	45,9	42,2
Vestfold	41	1,0	0,0	36,6	63,4
Total	4 271	100,0	45,7	36,0	18,4

8.1.3.3 Prediksjonsmodellering av middels kalkrike innsjøer og dammer

Resultatet av prediksjonsmodelleringen av moderat kalkrike innsjøer og dammer er vist i **tabell 7.9**.

Tabell 7.9. Modellert antall flomdammer og areal fordelt på fylker (gammel fylkesstruktur). Fordeling av innsjøene på liten, middels og mye infrastruktur. Se forklaring i kapittelet foran. Liten < 3 på infrastrukturindeksen. Middels: 3 til 9 på infrastrukturindeksen. Mye: > 9 på infrastrukturindeksen.

Fylke	Areal m ²	Antall flomdammer	Andel fordelt fylke	Lite infrastruktur	Middels infrastruktur	Mye infrastruktur
Akershus	119 160 819	56	0,2	14,3	25,0	60,7
Østfold	11 600	2	0,0	50,0	50,0	0,0
Aust-Agder	118 063 720	188	0,6	98,4	1,1	0,5
Buskerud	363 342 482	660	2,0	80,9	16,5	2,6
Finnmark	329 147 110	6 560	19,7	96,8	2,9	0,3
Hedmark	113 245 382	1 228	3,7	76,5	19,0	4,6
Hordaland	280 636 291	5 421	16,2	94,6	4,3	1,1
Møre og Romsdal	10 104 135	120	0,4	77,5	20,0	2,5
Nordland	732 849 444	5 114	15,3	96,0	3,6	0,4
Nord-Trøndelag	679 933 299	4 660	14,0	95,2	3,7	1,1
Oppland	818 409 480	786	2,4	71,9	21,6	6,5
Oslo	2 230 830	33	0,1	15,2	15,2	69,7
Rogaland	78 160 238	1 420	4,3	90,5	6,3	3,2
Sogn og Fjordane	133 381 716	2 314	6,9	88,3	10,6	1,1
Sør-Trøndelag	390 687 189	3 032	9,1	88,7	8,5	2,8
Telemark	154 976 172	227	0,7	85,5	10,6	4,0
Troms	226 167 593	1 553	4,7	91,6	7,0	1,4
Total	4 550 507 501	33 374	100,0	92,2	6,2	1,6

8.1.4 Rødliste for naturtyper og landformer

Figur 7.5 viser resultatet av rødlista for naturtyper i ferskvann i 2018. I rødlista for landformer 2018 var meander rødlistet som Vu, kroksjøer som NT og elvesletter som NT. **Figur 7.6** viser resultatet av rødlista for naturtyper i ferskvann i 2011.

Naturtype	Tema	Rødlistekategori
F1 - Elvevannmasser	Ferskvann	NT - Nær truet
F2 - Sirkulerende innsjøvannmasser	Ferskvann	LC - Intakt
Turbide innsjøvannmasser i små og/eller grunne innsjøer	Ferskvann	NT - Nær truet
Humøse dype innsjøer	Ferskvann	EN - Sterkt truet
Humøse grunne innsjøer	Ferskvann	VU - Sårbar
Sterkt kalkrike pytter, dammer og små innsjøer	Ferskvann	VU - Sårbar
Kalkrike pytter, dammer og små innsjøer	Ferskvann	LC - Intakt
L4 - Helofytt-ferskvannssump	Ferskvann	LC - Intakt
Kalkrik helofyttsump	Ferskvann	VU - Sårbar

Figur 7.5. Rødliste for naturtyper i ferskvann i 2018 Kilde Artsdatabanken 2018.

Vurderingsenheter	Kategorier	Kriterier	Østfold	Oslo og Akershus	Hedmark	Oppland	Buskerud	Vestfold	Telemark	Aust-Agder	Vest-Agder	Rogaland	Hordaland	Sogn og Fjordane	Møre og Romsdal	Sør-Trøndelag	Nord-Trøndelag	Nordland	Troms	Finnmark
Elveløp	NT	4.1.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Kroksjøer, meandere og flomløp	EN	4.1.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Innsjø	NT*	4.1.a(1)	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Klar kalkfattig innsjø	VU*	4.1.a(1)	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Klar intermediær innsjø	VU*	4.1.a(1)	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Kalksjø	EN	4.1.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Kalkrike dammer og tjern	EN	4.1.	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•

Figur 7.6. Rødliste for naturtyper i ferskvann i 2011 Kilde Artsdatabanken 2011.

8.2 Synteser av oppdaterte kunnskapsgrunnlag

For hvert kunnskapsgrunnlag ble det utarbeidet en standardisert sammenfatning på fortrinnsvis 3 sider, kalt en syntese. Syntesene gjengir informasjonen i kunnskapsgrunnlagene i en svært kondensert form. Den inneholder derfor ikke utdypende beskrivelser, diskusjoner, begrunnelser eller nye opplysninger, men i stedet «konkluderende» utsagn og fungerer som en synopsis av kunnskapsgrunnlagene. De inneholder heller ikke forfatter eller referanser. Her følger alle synteser levert sammen med oppdaterte kunnskapsgrunnlag (**tabell 7.10**).

Tabell 7.10. Oversikt over oppdaterte kunnskapsgrunnlag, sidetallet syntesen er gjengitt og kunnskapsgrunnlagene nummerert i henhold til nummereringen på de nedlastbare filene som ligger på rapportens nettside.

Kunnskapsgrunnlag 2022	Side	Vedlegg til rapporten (kunnskapsgrunnlag)
Atlantisk høgmyr	60	Vedlegg 1
Delta	64	Vedlegg 2
Kalkgrotte	68	Vedlegg 3
Kanthøgmyr	68	Vedlegg 4
Kilde-edellauvskog	76	Vedlegg 5
Kroksjøer og flomdammer	80	Vedlegg 6
Lågurt bøkeskog	84	Vedlegg 7
Meandrerende elv	87	Vedlegg 8
Moderat kalkrik innsjø	90	Vedlegg 9
Nordlig sukkertareskog	93	Vedlegg 10
Rik gransumpskog	97	Vedlegg 11
Rik åpen sørlig jordvannmyr	101	Vedlegg 12
Semi-naturlig strandeng	106	Vedlegg 13
Strandeng	112	Vedlegg 14
Sørlig sukkertareskog	117	Vedlegg 15
Terrengdekkende myr	121	Vedlegg 16

Kunnskapsgrunnlag for Atlantisk høgmyr

Mars 2022

Bakgrunnsinformasjon

Atlantisk høgmyr har en eller flere kupler bygd opp av ombrogen (nedbørsmyr-) torv, vanligvis i et åpent myrlandskap der det er glidende overganger mellom høgmyrmassev og andre myrtyper. Sammenlignet med andre typer høgmyr, mangler atlantisk høgmyr kantskråning (kantskog) og lagg, og hvelvingen kan være svak. Partier i kantene kan være høgvekste og vanskelige å ferdes i.

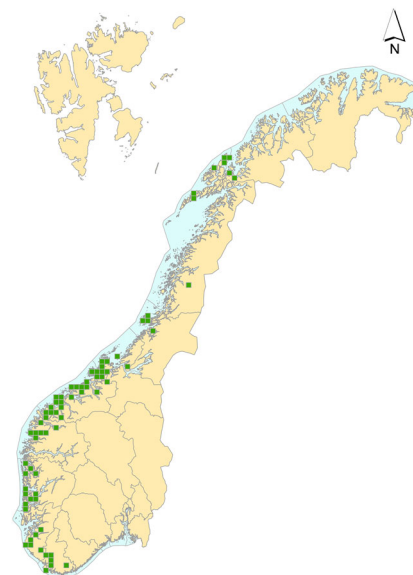
Atlantisk høgmyr er en torvmarksform (3TO-HA) som forekommer i oseaniske områder (hovedsakelig i sterkt oseanisk vegetasjonsseksjon O3). Myrtypen finnes ofte i veksling med terrengdekkende myr, og uten skarpe grenser mellom typene. Atlantisk høgmyr har torvkupler på samme måte som andre høgmyrtyper, og kan også ha eksentriske eller konsentriske strukturer på myrflata. Lagg og kantskråning med kantskog mangler imidlertid. Partier i kantene kan være høgvekste og vanskelig å ferdes i. Ofte finnes små myrtjern i de minerotrofe kantene, og gjøler mer sentralt. Noen utforminger av atlantisk høgmyr har utbredt erosjon, der erosjonsfurer med naken torv veksler med store tuer dominert av heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*).

Myr defineres som et landområde med fuktighetskrevede vegetasjon som danner torv, og i myr er hydrologi (vannhusholdning) og høyt vannivå helt dominerende viktig. Høyt vannivå hindrer fullstendig nedbrytning av organisk materiale gjennom bl.a. lite tilgjengelig oksygen, og er derfor sentralt for torvakkumulering. Hydrologien må være helt intakt for å si at det er "god økologisk tilstand" på myr. Dette betyr at det ikke forekommer inngrep som forstyrrer vannhusholdningen på myra. Mer presist kan vi si at dette bedømmes innenfor et myrmassev (torvmarksform i NiN). Myrmassev er hydromorfologiske enheter, og det vil si at det som påvirker hydrologien på én del av et myrmassev vil påvirke hydrologien til hele myrmassevet.

Status

Naturtypen har status sterkt truet (EN) i Norsk rødliste for naturtyper 2018.

Naturtypens areal er omtrent 200 km² (60-300) km². Under rødlistevurderingen i 2018 ble arealet estimert ut fra kjent antall lokaliteter i Myrbase, samt evaluering av areal og antall avdekket gjennom naturtypekartlegging. Kjent areal ble satt til 60 km², med et mørketall på 5. Per november 2021 utgjør registrerte lokaliteter med atlantisk høgmyr om lag 150 km², men DNhb13-lokalitetene på Andøya utgjør over 3/4 av dette arealet. Avgrensingen av disse er svært grov og omfatter svært mye areal som er andre myrtyper eller fastmark. Også arealet av atlantisk høgmyr i Hordaland er grovt angitt. Dette skyldes manglende arealangivelse i Myrbase. Det reelle arealet for det som er registrert som atlantisk høgmyr i Norge, er trolig under 100 km² (< 50 % av potensielt areal). Data fra NiN-kartlegginger ser ut til å være av variabel kvalitet, og der det flere steder er sterk tvil om riktig torvmarksform er angitt. Vi har "godkjent" 293 forekomster, men flere av disse ville i andre sammenhenger blitt vurdert som deler av samme lokalitet (myrkompleks). Antallet reelle myrlokaliteter med atlantisk høgmyr er derfor betydelig lavere, sannsynligvis mindre enn 100.



Naturtypens reelle areal	200 km ² (60-300) km ²
Antall forekomster NiN	293
Antall forekomster Naturbase	82
Myrbase NTNU Vitenskapsmuseet	54

Atlantisk høgmyr finnes innenfor de nordiske landene så godt som bare i Norge. Et unntak er noen få forekomster i Danmark, samt noen lokaliteter med overgangsformer mellom atlantisk høgmyr og typisk høgmyr langs Sveriges vestkyst. Vi kan anta med stor grad av sikkerhet at forekomsten i Norge utgjør over 90 % av forekomsten i Norden. Atlantisk høgmyr er vidt utbredt på de britiske øyer, og finnes spredt langs vestkysten av Europa sørover til det nordvestlige Spania. Norges andel utgjør klart mindre enn 50 % av de europeiske forekomstene, men utover det er det svært vanskelig å gi et mer nøyaktig estimat. Viktigere enn Norges andel av europeisk forekomst er at vi antakelig er det eneste landet i Europa med forekomster av intakt, og lite påvirka atlantisk høgmyr.

Naturtypen er ikke systematisk kartlagt, og spesielt er det kunnskapshull i Nord-Norge. Det er dårlig kartlagt i Nordland, og det er usikkert hvor langt nord naturtypen forekommer. De nordligste atlantiske høgmyrene som er godt beskrevet, ligger på Andøya i Nordland. Det vil være en stor utfordring å kartlegge typen ved hjelp av fjernmåling. Det vil være mulig å identifisere velutvikla forekomster av typen ved hjelp av tolking av flyfoto i 3D med støtte fra LiDAR-data, men dette er tidkrevende. Det vil dessuten være svært vanskelig å avgrense typen, både mot andre myrtyper og mot fastmark (f.eks. lynchhei) da typen vanligvis mangler kantskråning og lagg, og det er derfor gradvise overganger. For å identifisere typen kun ut fra fjernmåling, vil det kreves teknikker som kan måle torvdybde, det vil si en form for georadar. Så langt vi kjenner er dette mulig å gjøre i dag, men det er metodiske utfordringer, og vil være svært ressurskrevende.

Påvirkningsfaktorer

Artsdatabankens liste over påvirkningsfaktorer er benyttet. Følgende påvirkningsfaktorer er viktige for naturtypen:

	Påvirkningsfaktor	Utdypende beskrivelse	Tidsrom	Omfang	Styrke
Påvirkningsfaktor 1	Jordbruk	Oppdyrking	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 2	Jordbruk	Drenering (grøfting)	Pågående	Majoriteten av forekomstarealet påvirkes (50-90 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 3	Jordbruk	Torvbryting	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 4	Skogreising/treplantasjer	Grøfting og grøfterens (f.eks. myr og sumpskog)	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 5	Utbygging/utvinning	Infrastruktur (veier, broer, flyplasser mm.)	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 6	Utbygging/utvinning	Industri/næringsutbygging	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 7	Utbygging/utvinning	Boligbebyggelse/boligutbygging	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 8	Utbygging/utvinning	Vindkraftutbygging	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 9	Forurensing	Nærings-salter og organiske næringsstoffer	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Ubetydelig/ingen nedgang

Mål og nullalternativ

Målet for naturtypen er å gå ned én rødlistekategori på Norsk rødliste for naturtyper i 2035, noe som tilsvarer sårbar (VU). For å nå målet må følgende delmål oppfylles:

Mål for naturtypen	Naturtypeegenskap	Målsetting per 2035 (hva må til)	Nullalternativ per 2035
Delmål 1	Andelen av totalareal forringet	Andelen av totalareal som er forringet må gå fra >80 % til 50-80 % samtidig som graden av abiotisk forringelse ikke øker	Kunnskapen er mangelfull, men forringelsen av areal forventes ikke å avta framover (delvis på grunn av endringsgjeld), og andelen forringet vil være over 80 % også i 2035. Man kan heller ikke se bort fra at graden av abiotisk forringelse kan øke til >50 % i 2035 og naturtypen bli kritisk truet.
Delmål 2	Graden av forringelse	Graden av abiotisk forringelse må gå fra 50-80 % til 30-50 %	Kunnskapen er mangelfull, men graden av forringelse forventes ikke å avta framover, og vil være over 50 % også i 2035.

Kunnskapshull

Det er ikke foreslått prosjekter som vil dekke kunnskapshull for naturtypen, ut over eventuelle prosjekter om kunnskapsinnhenting som er knyttet til tiltak.

Tiltak

For å nå delmålene, vil følgende tiltak bidra i positiv retning. Tiltakene er beskrevet, og nåverdien av tiltakskostnader er beregnet for perioden fra tiltakene antas å bli satt i gang (2019) og fram til 2035.

Tiltak	Navn	Beskrivelse	Påvirkning sfaktor	Varighet av tiltak	Nåverdi av tiltakskost- nad
Tiltak 1	Hydrologisk restaurering	Vi anslår at restaureringstiltak på minimum 20 % av arealet med atlantisk høgmyr er nødvendig for måloppnåelse. Dette tilsvarer 40 km ² . Det betyr at tilstanden for om lag 2,4 km ² atlantisk høgmyr må bedres per år, og en god del av dette innebærer restaurering. Det er de største myrene som har høyest verdi, bl.a. fordi de har helt andre muligheter til å fortsatt kunne utvikles i tid og rom enn små myrer. Hvis det skjer inngrep i lokaliteter som har liten grad av forringelse i dag, vil arealet som må restaureres måtte øke tilsvarende som arealet som påvirkes av nye inngrep.	1 og 3	2,4 km ² restaureres per år	kr 11 000 000
Tiltak 2	Sikring av lokaliteter med akseptabel tilstand	Areal som per i dag er intakt, eller i svært liten grad er forringet, må ikke utsettes for inngrep som gir forverret tilstand, dette gjelder oppdyrking, torvtekt, nedbygging eller drenering. Anslått areal som inngår i tiltaket er ca. 75 km ² .	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 og 8	Engang stiltak.	Trolig svært høye kostnader
Tiltak 3	Utvidelse av eksisterende verneområder	Eksisterende verneområder med verneformål myr har ofte lite hensiktsmessig avgrensning, der deler av myrkompleks og myrmasse er holdt utenfor vernet. Dette skyldes ofte at grensene ble trukket slik at inngrep ble ekskludert fra verneområdet, eller at de følger eiendomsgrenser. Gamle og nye inngrep utenfor verneområdet kan i slike tilfeller få direkte følger for tilstanden for myra inne i verneområdet. For å oppnå effektivt vern må grenser for etablerte verneområder revideres for å sikre at hele myrkomplekset inkluderes, og med en buffersoner på f.eks. 50 m for å unngå at myrkanten	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 og 8	Engang stiltak.	Trolig svært høye kostnader

		faller utenfor. Anslått areal som inngår i tiltaket er ca. 75 km ² .			
Tiltak 4	Kunnskapsinnhenting	Det er et stort behov for kartlegging og undersøkelser av atlantisk høgmyr og andre oseaniske myrtyper i Nord-Norge. Disse kan være vanskelige å skille fra hverandre, og fra typisk høgmyr. Overgangstyper er vanlig. Det er også behov for detaljerte undersøkelser av myrer med høgmyrlignende trekk for å kunne gi et bedre grunnlag for klassifisering og verdivurdering. Gjennomføringen av en slik kartlegging i Nord-Norge (samt en mer systematisk kartlegging i Sør-Norge) er nødvendig for å få mer presis og fullstendig kunnskap om areal, utbredelse og tilstand hos naturtypen. Anslått areal som inngår i tiltaket er ca. 230 000 000 daa.	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 og 8	Engangstiltak	Trolig middels til høye kostnader

Tiltaksanalyse – tiltakspakker

Blant mulige tiltak som er listet ovenfor, er det identifisert to tiltakspakker. Tiltakspakkene består av aktuelle tiltak som til sammen gjør at målet nås med minst 50% sikkerhet.

	Tiltak som inngår i pakken		Sannsynlighet for måloppnåelse	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltakspakke 1	Tiltak 1	Tiltak 2	85-95%	kr 11 000 000 + kostnader for tiltak 2
Tiltakspakke 2	Tiltak 1		75-85%	kr 11 000 000

Tilleggseffekter

Naturtypens betydning for pollinatorer er dårlig kjent. Typen har generelt få insektpollinerte planter, men lokalitetene kan ha mye tuevegetasjon der røsslyng er en vanlig art, og den kan være viktig for humler og bier. Naturtypen er svært viktig for karbonbinding. Myr er den hovednaturtypen som lagrer mest karbon per arealenhet, og myr i Norge lagrer totalt et sted mellom 1 og 2 Gt totalt. Atlantisk høgmyr kan ha stor torvdybde, og er derfor en av myrtypene som er aller viktigst som karbonlager.

Samlet vurdering og anbefaling

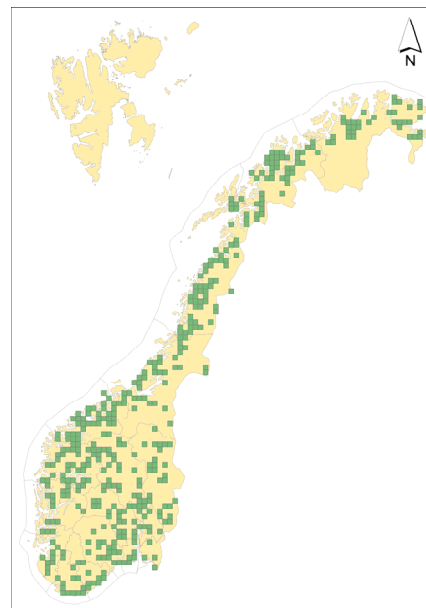
Tiltakspakke 1 anbefales. Restaurering av atlantisk høgmyr vil være helt nødvendig for å oppnå målsettingen. For å unngå at de positive effektene av restaurering utlignes av nye inngrep i lokaliteter med liten eller ingen forringelse, bør sikring av areal også gjennomføres.

Kunnskapsgrunnlag for Delta

Mars 2022

Bakgrunnsinformasjon

Delta er rødlistet som landform (3AR-DE). Et delta er et landområde som dannes der elv møter stillestående vann. Elvetransportert materiale mister farten og blir sedimentert fra elvemunningen (ofte i vifteform). Kornstørrelsen på sedimentene fra elvemunningen avtar utover i stillestående vann. Aktive brakvannsdelta ligger i fjæresonen og aktive ferskvannsdelta ligger i innsjøer. Fossile delta (breelvedelta) er ikke inkludert i den følgende vurderingen. Delta er knyttet til både limniske naturtyper i elva og innsjøen, terrestriske naturtyper i flomsone, samt marine naturtyper i sjøen. Den inneholder også en kystlinje med strandsonenatursystemer. Det finnes også sterkt endret mark og semi-naturlig mark her som følge av arealbruksendring. Formen på deltaet kan modifieres av endringer i vannstanden (eks. tidevann og bølger). Dette gir høyproduktive grunnvannsområder, våtmarker og flommarker som har stor betydning for fuglelivet. Deltaene huser en stor variasjon av naturtyper som ellers kan være sjeldne eller fraværende i områdene rundt.



Naturtypens reelle areal	771 km ²
Antall forekomster elvedeltadatabasen	250
Antall forekomster Naturbase	400

God tilstand i delta krever stabil og massiv elvevannstilførsel. Det forutsettes at elveprosessene er aktive. Deltaer i god tilstand kjennetegnes av langstrakte grunnområde og velutviklet strandeng. Et uberørt delta eller delta er dominert av naturarealer som gjør at sedimenteringsprosessene i hovedsak kan foregå naturlig, det vil si ingen regulering av vannføring eller flomregime.

Status

Landformen har status sårbar (VU) i Norsk rødliste for naturtyper 2018.

Kartgrunnlaget dekker aktive deltaer både marint og i ferskvann, og det er i hovedsak de store deltaene som inngår. Disse er registrert i Naturbase eller i elvedeltadatabasen. Sistnevnte inneholder delta >250 daa, som utgjør 250 deltaer. I tillegg er det 40 delta som er antatt svært sterkt berørt (tapt) og ikke inkludert i totalantallet. Bare 66 regnes som tilnærmet urørte i dag. Kartleggingen av mindre deltaer er mangelfull. I Rødliste for naturtyper 2018 ble det utført en GIS-analyse basert på hvor elver møter hav og samtidig ligger i tilknytning til fluvialt materiale (NGU). Dette ga 900 punkter, men er trolig et overestimat. Angitt areal av marine delta <250 daa er anslått til 77 000 daa. Antakelig er det like mange lokaliteter i innsjøer. En ny modellering med påfølgende feltundersøkelser av potensielle lokaliteter vil bekrefte eller avkrefte antallet og størrelsen på mindre delta-lokaliteter. Det er ukjent hvor mange av de mindre deltaene som er fanget opp av Naturbase.

Det er ikke forsøkt anslått hvor stor andel de norske forekomstene utgjør i Norden eller Europa.

Delta er en naturtype som har strukturer som ofte er lett gjenkjennelig med bruk av fjernanalyse. Dette gjelder særlig vannstand, flomløp og andre karakteristiske landformer. I tillegg er delta en dynamisk naturtype hvor disse strukturene kan endre seg raskt over tid, særlig ved flomepisoder. Hyppige gjentagende opptak av satellittbilder, som gjennom Sentinel 2, vil kunne brukes til å kartlegge og overvåke tilstand og endringer i denne naturtypen i nær sanntid. Bruk av historiske satellittbilder eller ortofoto vil kunne dokumentere dynamikk og arealbruk over tid.

Påvirkningsfaktorer

Artsdatabankens liste over påvirkningsfaktorer er benyttet. Følgende påvirkningsfaktorer er viktige for naturtypen:

	Påvirkningsfaktor	Utdypende beskrivelse	Tidsrom	Omfang	Styrke
Påvirkningsfaktor 1	Andre > Andre	Ukjent. Påvirkningsfaktor ikke beskrevet i Rødliste for naturtyper 2018.	Pågående	Minoriteten av arealet påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 2	Menneskelig forstyrrelse > Transport		Pågående	Minoriteten av arealet påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 3*	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning i limnisk miljø >	Mudring, dumping og utfyllinger i strandsonen	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 4*	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning i limnisk miljø >	Oppdemming/vannstandsregulering	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 5*	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning i limnisk miljø >	Vannløpsendring	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 6*	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning - ikke jord- eller skogbruksaktivitet (terrestrisk) > Utbygging/utvinning > Infrastruktur (veier, broer, flyplasser mm.)	Infrastruktur	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 7*	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning - ikke jord- eller skogbruksaktivitet (terrestrisk) >	Utbygging/utvinning	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)

*Påvirkningsfaktoren er ny i forhold til forrige rødlistevurdering.

Mål og nullalternativ

Målet for naturtypen er å gå ned én rødlistekategori på Norsk rødliste for naturtyper i 2035, noe som tilsvarer nær truet (NT). For å nå målet må følgende delmål oppfylles:

Mål for naturtypen	Naturtypeegenskap	Målsetting per 2035 (hva må til)	Nullalternativ per 2035
Delmål 1	Reduksjon i totalareal	Reduksjon i en 50 årsperiode (fortid, nåtid, fremtid) $\geq 20\%$ - < 30 %	Reduksjon i en 50 årsperiode (fortid, nåtid, fremtid) $\geq 30\%$ - < 50 % VU
Delmål 2	Abiotisk forringelse	Andel av totalareal forringet og grad av abiotisk forringelse 50 år (for-, nå- og framtid) $\geq 30\%$ - < 50 %	Andel av totalareal forringet siste 50 år $\geq 50\%$ - < 80 %

Kunnskapshull

Det er ikke foreslått prosjekter som vil dekke kunnskapshull for naturtypen, ut over eventuelle prosjekter om kunnskapsinnhenting som er knyttet til tiltak.

Tiltak

For å nå delmålene vil følgende tiltak bidra i positiv retning. Tiltakene er beskrevet, og nåverdien av tiltakskostnader er beregnet for perioden fra tiltakene antas igangsatt (2019) og fram til 2035.

Tiltak	Navn	Beskrivelse	Påvirkningsfaktor	Varighet av tiltak	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltak 1	Sikring av vannføring	Aktive delta påvirkes av endringer i elvesystemet, som kraftutbygging. Vannregulering påvirker både vannføring og flomregime i elva, begge viktige faktorer for et aktivt delta. Aktive delta karakterisert med god tilstand i elvdeltadatabasen eller Naturbase (A-verdi) må sikres mot utbygging av aktiviteter som kan påvirke vannføring eller flomregime i elvene. Allerede eksisterende aktiviteter bør få strengere regulering mot påvirkning av det naturlige systemet eller avvikes.	4		Kostnadene er ukjente
Tiltak 2	Sikre mot inngrep i delta	Aktive delta påvirkes først og fremst ved arealbruksendringer, inkludert utfylling i vanddelen av deltaet, veibygging, boligbygging o. l. Mudring, utfylling og andre tekniske tiltak påvirker landformen og de naturlige erosjons- og sedimentasjonsprosessene i deltaet. Aktive delta med god tilstand i elvdeltadatabasen eller Naturbase (A-verdi) må sikres mot denne type inngrep. Aktive delta som karakteriseres med B-verdi bør få strengere regulering mot denne type inngrep.	3, 5, 6 og 7	Engangstiltak	Trolig svært høye kostnader
Tiltak 3	Restaurering	For å motvirke arealtap og forringelse er det behov for restaurering av ca. 10 % av arealet som har gått tapt. Restaurering innebærer fjerning av inngrep samt tilbakeføring av vannføringsnivåer.	6 og 7	Engangstiltak	Kostnadene er ukjente

Tiltaksanalyse – tiltakspakker

Blant mulige tiltak som er listet ovenfor, er det identifisert to tiltakspakker. Tiltakspakkene består av aktuelle tiltak som til sammen gjør at målet nås med minst 50 % sikkerhet.

	Tiltak som inngår i pakken			Sannsynlighet for måloppnåelse	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltakspakke 1	1	2		75-85%	Kostnadene er ukjente
Tiltakspakke 2	1	2	3	85-95%	Kostnadene er ukjente

Tilleggseffekter

Delta er ofte høyproduktive og viktige hekke- og rasteplasser for våtmarksfugler. I tillegg leverer det andre naturgoder som flomdemping, erosjonssikring og vannrensing. Delta kan inneholde truede naturtyper og arter. Delta en produktive arealer, som kan bli artsrike. De åpne naturtypene innenfor et delta kan potensielt være viktige habitater for pollinatorer. Karbonbinding vil avhenge av naturtypen innenfor landformen, men våtmarkstyper kan potensielt binde store mengder karbon.

Samlet vurdering og anbefaling

Tiltakspakke 2 anbefales. For å nå målet NT innen 2035 må det gjøres stor innsats for å bevare aktive marine delta med høy verdi, de som er mest uberørt. I tillegg må tapte arealer restaureres og de mer berørte områdene sikres bedre mot nye inngrep.

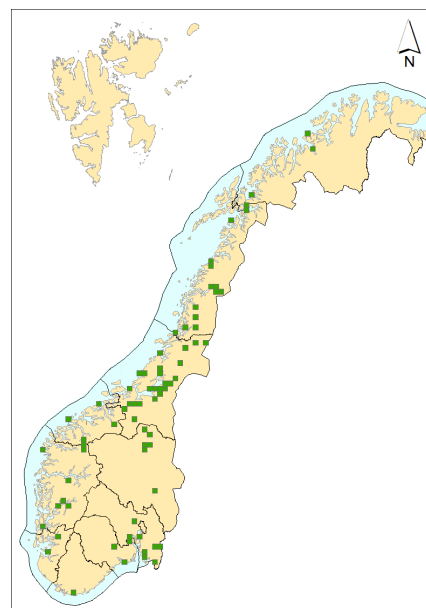
Kunnskapsgrunnlag for Kalkgrotte

Mars 2022

Bakgrunnsinformasjon

Kalkgrotte er rødlistet som landform. De finnes spredt utover hele landet i områder med kalkrik berggrunn. Kalkgrotter er grotter som er dannet ved at vann har løst opp kalkstein. Vann løser opp kalk og vil over tid løse opp kalkstein på sin reise fra høyere til lavere potensial. Det starter i sprekker som utvides og utvikles til store og komplekse systemer. Det finnes aktive og inaktive (fossile) grotter, hvor de aktive stadig har gjennomstrømning av vann og de inaktive danner dryppstein og andre kalkgrottefenomener.

En grotte med god tilstand er intakt og ikke utsatt for påvirkning på grunn av arealbruk i nedbørfelt, vassdragsutbygging, steinbruddsaktivitet, eller påvirket av menneskelig aktivitet. Metode for vurdering av lokalitetskvalitet er ikke utviklet for denne naturtypen, og det er ikke utviklet indikatorer for god økologisk tilstand.



Naturtypens reelle areal	2 km ²
Antall forekomster NiN	90
Antall forekomster Naturbase	55

Status

Landformen har status sårbar (VU) i Norsk rødliste for naturtyper 2018.

Det er til nå kjent om lag 2000 grotter som er noenlunde godt dokumentert, i tillegg til et ukjent antall som er dårlig dokumentert. Kun en liten andel av grottene er kartlagt. Vi antar at arealet kartlagt etter DN-håndbok 13 omfatter større areal enn selve grottene, men dette er ikke systematisk undersøkt. Analoge oversikter over norske grotter er under digitalisering og vil om relativt kort tid gi et bedre datamateriale. De fleste kalkgrotter i Norge er relativt små (i internasjonal sammenheng), men også i Norge finnes mange eksempler på grottesystemer med total lengde av grottepassasjer over 1 kilometer. Normalt er disse kalkgrottesystemene bare synlige fra landoverflata som noen få, små grotteinnganger, blinde daler og doliner. Det lengste kjente grottesystemet er en 25 kilometer lang labyrint, og det dypeste er 580 meter dypt. Arealet som er angitt i Rødlista, er mye mindre enn arealet som per nå er kartlagt.

Påvirkningsfaktorer

Artsdatabankens liste over påvirkningsfaktorer er benyttet. Følgende påvirkningsfaktorer er viktige for naturtypen:

	Påvirkningsfaktor	Utdypende beskrivelse	Tidsrom	Omfang	Styrke
Påvirkningsfaktor 1	Menneskelig forstyrrelse > Rekreasjon/turisme		Pågående	Minoriteten av arealet påvirkes (<50%)	Ukjent
Påvirkningsfaktor 2	Andre	Mineraluttak	Pågående	En ubetydelig del av arealet påvirkes	Ukjent

Mål og nullalternativ

Målet for naturtypen er å gå ned én rødlistekategori på Norsk rødliste for naturtyper i 2035, noe som tilsvarer nær truet (NT). For å nå målet må følgende delmål oppfylles:

Mål for naturtypen	Naturtypeeigen-skap	Målsetting per 2035 (hva må til)	Nullalternativ per 2035
--------------------	---------------------	----------------------------------	-------------------------

Delmål 1	Abiotisk forringelse siste 50 år	Mindre totalareal forringet (< 30 %) med 50-80 % grad av forringelse, ELLER 50-80 % av totalareal forringet med < 30 % forringelsesgrad, siste 50 år	50-80 % av totalareal forringet, 50-80 % grad av forringelse, siste 50 år
Delmål 2	Abiotisk forringelse kommende 50 år	Mindre totalareal forringet (< 30 %) med 50-80 % grad av forringelse, ELLER 50-80 % av totalareal forringet med < 30 % forringelsesgrad, kommende 50 år	50-80 % av totalareal forringet, 50-80 % grad av forringelse, kommende 50 år
Delmål 3	Abiotisk forringelse i en 50 årsperiode som dekker for-, nå- og framtid	Mindre totalareal forringet (< 30 %) med 50-80 % grad av forringelse, ELLER 50-80 % av totalareal forringet med < 30 % forringelsesgrad, 50 år (for-, nå- og framtid)	50-80 % av totalareal forringet, 50-80 % grad av forringelse, 50 år (for-, nå- og framtid)

Kunnskapshull

Det er ikke foreslått prosjekter som vil dekke kunnskapshull for naturtypen, ut over eventuelle prosjekter om kunnskapsinnhenting som er knyttet til tiltak.

Tiltak

For å nå delmålene vil følgende tiltak bidra i positiv retning. Tiltakene er beskrevet, og nåverdien av tiltakskostnader er beregnet for perioden fra tiltakene antas igangsatt (2019) og fram til 2035.

Tiltak	Navn	Beskrivelse	Påvirkning sfaktor	Varighet av tiltak	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltak 1	Besøksbegrensning	Regulere antall besøkende ved at grotteinngangen sikres med innbruddssikre, rustfrie gitterporter. Turister får kun adgang til grotter sammen med skolerte guider/personell med kompetanse om grotter og ferdsel i grotter. Kontroll med antall besøkende pr. grotte pr. år (hvor mange grupper og hvor mange besøkende i hver gruppe). Sårbarhet og robusthet til den enkelte grotte må avklares slik at grotter som tåler mest kan brukes mest. Gruppene og bruken tilpasses så de ulike grottenes størrelse og bæreevne. De mest sårbare deler av grotta stenges for publikum med gitter. Man trenger ressurser ved etablering av porter og gitter, ettersyn, vedlikehold, guiding og kontroll med antall besøkende. Tiltaket foreslås for de grottene som pr. i dag er mye besøkt, 10-15 grotter. Stenging av grotter må være hjemlet i vern eller godkjent av grunneier.	1	Årlig vedlikehold	kr 890 000
Tiltak 2	Besøkskanalisering	Kanaliserer ferdsel ved informasjonsskilt og merkede stier til noen utvalgte grotter som tåler besøk, for slik å skjerme de resterende grottene i området. Dette er gjort i noen grotteområder (se igangsatte tiltak).	1	Engangstiltak med vedlikehold	kr 1 140 000
Tiltak 3	Sikre mot steinbruddaktivitet	Sikre at grotter ikke ødelegges i forbindelse med steinbruddaktivitet og forstyrrelser i form av transport ved grotter. Lauritzen (2010) anslår i sin modellering at det er ca. 2000 grotter som er 50 m eller lenger.	2	Engangstiltak med vedlikehold	Kostnadene er ukjente

Tiltaksanalyse – tiltakspakker

Blant mulige tiltak som er listet ovenfor, er det identifisert fire tiltakspakker. Tiltakspakkene består av aktuelle tiltak som til sammen gjør at målet nås med minst 50 % sikkerhet.

	Tiltak som inngår i pakken			Sannsynlighet for måloppnåelse	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltakspakke 1	Tiltak 1			50-75 %	kr 890 000
Tiltakspakke 2	Tiltak 2			50-75 %	kr 1 140 000
Tiltakspakke 3	Tiltak 1	Tiltak 2		75-85 %	kr 2 030 000
Tiltakspakke 4	Tiltak 1	Tiltak 2	Tiltak 3	75-85 %	kr 2 030 000 + kostnader for tiltak 3

Tilleggseffekter

Mange grotter har med sitt absolutte mørke og ofte lave energitilgang utviklet spesielle økosystemer. Det er kun funnet en ekte grotteart i Norge, *Gammarus* sp. (marflo) beskrevet fra en grotte i Kongsbergområdet i Buskerud (Lien 1997). Karstgrotter kan ha en interessant flora av moser, lav og karplanter ved inngangen og et lite stykke innover grottegangen. Grotter kan også være overvintringsområde for flaggermus og virvelløse dyr (soppmygg, spretthaler og edderkoppdyr). Naturgoder knyttet til grotter er dårlig kjent, men de har en verdi for opplevelses- og aktivitetsturisme med grottevandring og gir samfunnsøkonomisk verdi. Turoperatører arrangerer guidede turer til grotter, noe som gir økonomisk verdiskaping.

Samlet vurdering og anbefaling

Tiltakspakke 3 anbefales. Anbefalt tiltakspakke er en kombinasjon av tiltak 1 og 2, som aktivt og passivt sørger for besøksbegrensning i grottene, der bruken tilpasses de ulike grottenes størrelse og bæreevne. Det er behov for en kartlegging og sårbarhetsvurdering av grottene for å få tilpasset aktiviteten til de enkelte grotter. Det er også behov for kartlegging og konkretisering av antall grotter der det er behov for sikring for å prioritere hvor tiltak 1 og 2 skal iverksettes. Det vurderes som svært usikkert om det å gjennomføre tiltakspakke 1 eller 2, som kun inneholder hhv. tiltak 1 eller 2, vil medføre at grotter blir vurdert som nær truet (NT) naturtype i 2035.

Kunnskapsgrunnlag for Kanthøgmyr

Mars 2022

Bakgrunnsinformasjon

Kanthøgmyr er relativt små, nedbørsmyrdominerte myrmassev i kanten av myrkompleks (derav navnet) med en sterkt hvelva torvkuppel som er markert heva over omgivelsene. Det er en tydelig lag mot fastmark langs den ene langsida (ytterkanten av myrkomplekset). Helningen på motsatt langsida (inn mot myrkomplekset) er dominert av nedbrutt torv og erosjon og erosjonsfurer er vanlig.

Kanthøgmyr er en torvmarksform (3TO-HN) med hovedutbredelsesområde i klart oseanisk bioklimatisk seksjon, og i mellomboreal samt nedre del av nordboreal bioklimatisk sone. Dette er nedbørrike områder med mye snø og kort vekstsesong. Typen finnes i et belte litt inne fra kysten, fra Rogaland til Nordland, og finnes antakelig også videre nordover. Kanthøgmyr opptrer i kanten av større myrområder som ellers er dominert av jordvannsmyr. Torva er djup, og den er sterkt omdanna i hele torvsøylen. Myrmassev av kanthøgmyrtypen har gjerne form som en avlang rygg eller en hestesko, med sterk helning fra toppen av ryggen mot begge sider. Regelmessige strukturer på myroverflata mangler. Mot fastmark på den ene langsida finnes en markert, smal lag mens skråningen ned mot tilgrensende jordvannsmyr gjerne er preget av erodert, nedbrutt og bar torv. Dette er en lite undersøkt myrtype, og det er derfor knytta usikkerhet til hvilke økologiske faktorer som styrer utvikling og dynamikk.

Myr defineres som et landområde med fuktighetskrevende vegetasjon som danner torv, og i myr er hydrologi (vannhusholdning) og høyt vannivå helt dominerende viktig. Hydrologien må være helt intakt for å si at det er "god økologisk tilstand" på myr. Dette betyr at det ikke forekommer inngrep som forstyrrer vannhusholdning-en på myra. Høyt vannivå hindrer fullstendig nedbrytning av organisk materiale gjennom bl.a. lite tilgjengelig oksygen, og er derfor sentralt for torvakkumulering. De mest fundamentale økologiske faktorene på myr er den eller de som er avgjørende for om torv bygges opp. Torvmoser er uten sammenligning den viktigste planteslekta på myr i boreale områder, og dette gjelder både dekning, bidrag til torvakkumulering, og utvikling av myrene over tid. På et overordnet nivå er det klima, topografi og mineraljordas beskaffenhet som avgjør hvor det dannes myr. Disse faktorene kontrollerer i stor grad hydrologien i et område gjennom å påvirke mønstre i nedbør, temperatur og avrenning av vann.

Status

Naturtypen har status nær truet (NT) i Norsk rødliste for naturtyper 2018.

Under rødlistevurderingen i 2018 ble arealet estimert ut fra kjent antall lokaliteter i Myrbase, samt evaluering av areal og antall avdekt gjennom naturtypekartlegging. Kjent areal ble satt til 50 km², med et mørketall på 10, men arealet er antakelig nærmere 50 km². Per november 2021 utgjør registrerte lokaliteter med kanthøgmyr om lag 22 km², men arealtallene er svært usikre. Spesielt gjelder dette noen av DNhb13-lokalitetene der av-grensingen er svært grov og omfatter svært mye areal som er andre myrtyper eller fastmark.



Naturtypens reelle areal	50 km ² (80-800) km ²
Antall forekomster NiN	8
Antall forekomster Naturbase	24
Myrbase NTNU Vitenskapsmuseet	78

Typeinndelingen av myr i den europeiske rødlista er svært forskjellig fra den som er brukt hos oss, men det er antakelig ikke kanthøgmyr i Europa utenfor Norge. Norges andel av europeisk forekomst er derfor antakelig over 90 %, og vi er sannsynligvis det eneste landet i Europa med forekomster av intakt, og lite påvirka kanthøgmyr.

Vi vet for lite om utbredelsen til kanthøgmyr, men trolig kan naturtypen finnes i alle kystfylkene fra og med Rogaland til og med Troms, trolig er også Agder relevant. Det er uklart hvor langt nord det finnes kanthøgmyr, og andre typer kystnedbørsmyr tilsvarende som i Sør-Norge. Det bør gjennomføres detaljerte undersøkelser av kjente lokaliteter med kanthøgmyr for å avklare de økologiske faktorene som styrer utvikling og dynamikk, og det bør gjennomføres kartlegging i områder der det er sannsynlig at kanthøgmyr kan finnes ut fra klimatiske forhold, spesielt i Nord-Norge. En slik kartlegging bør gjøres som en del av en større kartlegging for å se hvor og når nedbørmyrene i denne regionen har oppstått og hvordan de har utviklet seg, og vi vil da kunne avgjøre om de er av samme type som i Sør-Norge. Det vil være mulig å kartlegge typen ved hjelp av fjernmåling. Identifisering av velutvikla forekomster av typen ved hjelp av tolking av flyfoto i 3D med støtte fra Li-DAR-data lar seg gjøre, men dette er tidkrevende og vil kreve feltundersøkelser for å kalibrere metoden (bakkesannheter).

Påvirkningsfaktorer

Artsdatabankens liste over påvirkningsfaktorer er benyttet. Følgende påvirkningsfaktorer er viktige for naturtypen:

	Påvirkningsfaktor	Utdypende beskrivelse	Tidsrom	Omfang	Styrke
Påvirkningsfaktor 1	Påvirkning på habitat > Landbruk > Jordbruk	Oppdyrking	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 2	Påvirkning på habitat > Landbruk > Jordbruk	Drenering (grøfting)	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 3	Påvirkning på habitat > Landbruk > Skogbruk/avvirking	Skogsbilveger og kjørespor etter skogsmaskiner (den direkte effekten av inngrepet)	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 4	Påvirkning på habitat > Landbruk > Jordbruk > Skogreising/treplantasjer	Skogplanting	Opphørt (kan inntreffe igjen)	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 5	Påvirkning på habitat > Landbruk > Jordbruk > Skogreising/treplantasjer	Grøfting og grøfterens (f.eks. myr og sumpskog)	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 6	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning på ikke landbruksarealer (terrestrisk) > Utbygging/utvinning	Infrastruktur (veier, broer, flyplasser mm.)	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 7	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning på ikke landbruksarealer (terrestrisk) > Utbygging/utvinning	Industri/næringsutbygging	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)

Påvirkningsfaktor 8	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning på ikke landbruksarealer (terrestrisk) > Utbygging/utvinning	Boligbebyggelse/boligutbygging	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 9	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning på ikke landbruksarealer (terrestrisk) > Utbygging/utvinning	Vindkraftutbygging	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Ubetydelig/ingen nedgang

Mål og nullalternativ

Målet for naturtypen er å gå ned én rødlistekategori på Norsk rødliste for naturtyper i 2035, noe som tilsvarer livskraftig (LC). For å nå målet må følgende delmål oppfylles:

Mål for naturtypen	Naturtypeegenskap	Målsetting per 2035 (hva må til)	Nullalternativ per 2035
Delmål 1	Reduksjon i totalareal	Reduksjonen i totalareal må være <20 % de siste 50 år, de neste 50 år eller i en 50 årsperiode som omfatter både fortid, nåtid og fremtid.	Kunnskapen er svært mangelfull, men reduksjonen i totalareal forventes ikke å avta framover, og vil være over 20 % også i 2035.

Kunnskapshull

Prosjekter som vil dekke kunnskapshull hos naturtypen:

Prosjekt	Navn	Kategori	Beskrivelse	Innhold
Prosjekt 1	Kartlegging av kanthøgmyr	Utbredelse, påvirkning sfaktorer	God kunnskap om utbredelse og forekomst av naturtypen er nødvendig for bedre å kunne vurdere risiko for at naturtypen forsvinner. I dag er denne vurderingen basert på et mangelfullt kunnskapsgrunnlag	Kartlegging ved hjelp av digitale stereo-modeller (3D) av flyfoto. I forkant vil det være nødvendig med feltundersøkelser for å kalibrere metoden (bakkesannheter). Kartleggingen bør foregå i alle kystfylker fra Rogaland til Troms, der Nordland og Troms prioriteres.
Prosjekt 2	Undersøkelse av danning og utvikling hos kanthøgmyr	Økologi, påvirkningsfaktorer, kunnskap om virkning av tiltak	God kunnskap om danning og utvikling hos naturtypen, herunder hvilke faktorer som påvirker torvvekst og erosjon, er nødvendig for å gi en tilstrekkelig vurdering av hvilke påvirkningsfaktorer/trusler naturtypen står overfor, slik at riktige tiltak kan settes inn.	Et utvalg av godt utvikla kanthøgmyrer spredt i typens utbredelsesområde bør undersøkes med hensyn på torvegenskaper (inkludert kjemiske analyser og datering), torvvekst (både historisk og nåværende) og hydrologi for å finne ut hvordan klimaforhold og andre faktorer påvirker danning og utvikling av typen.

Tiltak

For å nå delmålene vil følgende tiltak bidra i positiv retning. Tiltakene er beskrevet, og nåverdien av tiltakskostnader er beregnet for perioden fra tiltakene antas å bli satt i gang (2019) og fram til 2035.

Tiltak	Navn	Beskrivelse	Påvirkningsfaktor	Varighet av tiltak	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltak 1	Sikring av intakte lokaliteter	For å oppnå en forbedring av rødlistevurdering til LC i 2035 må vi unngå at forekomster som per i dag er intakt, eller i svært liten grad er forringet (tilsvarende "ubetydelig grøftingsinngrep" etter Miljødirektoratets kartleggingsinstruks for naturtyper),	Alle	Engangstiltak.	Trolig svært høye kostnader

		utsettes for inngrep som oppdyrking, torv-tekt, nedbygging eller drenering. Kanthøgmyr ut-gjør of-test små areal og det er svært trolig at inng-rep fort kan føre til at forekomsten ødelegges, men her er kunnskapen mangelfull. Anslått areal som inngår i tiltaket er ca. 20 km ² .			
Tiltak 2	Utvidelse av eksis-terende verneom-råder	Eksisterende verneområder med verneformål myr har ofte lite hensiktsmessig avgrensning, der deler av myrkompleks og myrmasiv er holdt utenfor ver-net. Dette skyldes ofte at grensene ble trukket slik at inngrep ble ekskludert fra verneområdet, eller at de følger eiendomsgrenser. Gamle og nye inngrep utenfor verneområdet kan i slike tilfeller få direkte følger for tilstanden for myra inne i verne-området. Kanthøgmyr utgjør oftest små areal i kanten av myrområder og det er svært trolig at påvirkning av tilstanden i verneområder der kanthøgmyr fore-kommer fort kan føre til at fore-komsten ødeleg-ges, men her er kunnskapen mang-elfull. For å oppnå effektivt vern må grenser for etablerte ver-neområder revideres for å sikre at hele myr-komplekset inkluderes, og med en buffer-sone på f.eks. 50 m for å unngå at myrkanten faller utenfor. Anslått areal som inngår i tiltaket er ca. 20 km ² .	Alle	Engangs-tiltak.	Trolig svært høye kost-nader
Tiltak 3	Kunn-skapsinn-henting	Det er et stort behov for kartlegging og mer grunn-leggende undersøkelser av kanthøgmyr. Vi har i dag for liten kunnskap om forekomst og utbredel-se, samt danning og utvikling hos kanthøgmyr, og hvordan ulike faktorer påvirker typen (inkl. klima). En kartlegging i Nord-Norge (samt en mer systema-tisk kartlegging i Sør-Norge; flybildetolking er en mulighet) er nødvendig for å få mer presis og full-stendig kunnskap om areal, utbredelse og tilstand hos naturtypen. Dette er nødvendig for at man kan iverksette effektive tiltak for å ta vare på typen. An-slått areal som inngår i tiltaket er ca. 230 000 000 daa.	Alle	Engangs-tiltak.	Trolig mid-dels til høye kost-nader

Tiltaksanalyse – tiltakspakker

Blant mulige tiltak som er listet ovenfor, er det identifisert en tiltakspakker. Tiltakspakkene består av aktuelle tiltak som til sammen gjør at målet nås med minst 50% sikkerhet.

	Tiltak som inngår i pakken			Sannsynlighet for måloppnåelse	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltakspakke 1	Tiltak 1	Tiltak 2	Tiltak 3	75-85%	Trolig svært høye kostnader

Tilleggseffekter

Kanthøgmyr er resultatet av gunstige forhold for torvakkumulering, utvikling og vekst hos myr over flere tusen år. Typen er lokalt viktig for opptak og langsiktig lagring av karbon. Kanthøgmyr dekker små areal, men kan ha like tjukke torvlag som typisk høgmyr. Inngrep i hydrologien på myr og torvmark gir store klimagassutslipp, og for Norge dreier det seg anslagsvis om utslipp tilsvarende ca. 10 % av våre årlige utslipp. Blant de andre naturgodene fra kanthøgmyr er særlig regulering av vannkvalitet potensi-elt viktig, men også det at de ofte står igjen som "øyer" av natur i et landskap som ellers er preget av

inngrep og menneskelig aktivitet er viktig. Det kan gi grunnlag for dyreliv (fugl og annen fauna) som ellers ville ha forsvunnet fra et område. Typen har generelt få insektpollinerte planter, men lokalitetene kan ha mye tuevegetasjon der røsslyng er en vanlig art, og den kan være viktig for humler og bier.

Samlet vurdering og anbefaling

Tiltakspakke 1 anbefales. Økt kunnskap om utbredelse, dannning og utvikling hos kanthøgmyr, samtidig som man sikrer lokaliteter med liten eller ingen forringelse, vil være helt nødvendig for å oppnå målsettingen.

Kunnskapsgrunnlag for Kilde-edellauvskog

Mars 2022

Bakgrunnsinformasjon

Kilde-edellauvskog (V2 | 7,8 , 6SO=1, 1AR-A-E≥3) forekommer som små bestander langs hele kysten fra Oslofjorden til Nordfjord i Sogn og Fjordane, trolig også med utposter lengre nord (men her tar gråorkildeskoger gradvis over). Større forekomster av varmekjær kildelauvskog er begrenset til Oslofjordsområdet og enkelte områder på Vestlandet. Vegetasjonstypen er sjelden og forekommer hovedsakelig i boreonemoral vegetasjonssone. To regionale utforminger er skilt ut og disse har glidende overganger; snelle-ask-utforming og slakkstarr-svartor-utforming.

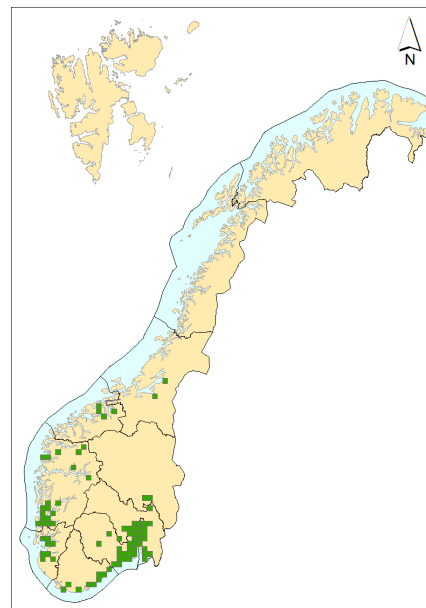
Kilde-edellauvskog er knyttet til næringsrik, våt mark med en viss gjennomstrømming av vann, ofte ved baserike kilder, langs bekker og i flatt terreng i nedkant av edelløvsogskoger. Mindre bestander kan opptre i forsenkninger i rike edelløvsogskoger. Vannet kommer gjerne fra områder med kalkrik berggrunn. Løsmasser med finkornet (leirholdig) materiale er karakteristisk og typisk langs kildehorisonter i ravinedaler, ofte med kvikksandaktig substrat og utrasinger. Jordsmonnet er preget av høy og vekslende grunnvannsstand og består av sumpjord eller godt omdannet torv, men gjerne med relativt lite organisk materiale pga. god omsetning og jord i bevegelse. Slike kildepartier kan være vanskelig å skille fra tiliggende sumpskog, høgstaudekog og flommarkskog, men skiller ofte på større forekomster av skavgras eller slakkstarr. Andre utforminger kan være dominert av maigull, eller ha svært frodig og høyvokst vegetasjon med nitrogen-krevende arter som brennesle, bringebær og springfrø. Trær av svartor og ask står i konstant vann-mettet jord, med et sterkt fuktighetskrevende og variert feltsjikt av både graminider, bregner og urter, samt et velutviklet bunnsjikt.

Status

Naturtypen har status sårbar (VU) i Norsk rødliste for naturtyper 2018.

I rødliste for naturtyper 2018 anslås det reelle antall/areal å være anslagsvis tre ganger det nåværende kjente; dvs. ca. 6 km². Kun 2,1 km² av varmekjær kildeløvsog er registrert i Naturbase og NiN-data. Det er derfor store mangler i kartleggingen av naturtypen. Kilde-edellauvskogen kan være vanskelig å skille fra liknende typer av ask- eller svartorskog som ofte opptrer sammen med kilde-edellauvskogen. Det gjelder særlig høgstaude-edellauvskog dominert av ask som sorterer under fastmarkskogsmark (T4). Kildeplanter kan normalt brukes som skillearter, men det er subtile forskjeller i grad av kildevannspåvirkning som bestemmer om man her havner i skog eller våtmark. Også rik svartorsumpskog og smale striper av flommarkskog langs bekk kan være vanskelig å skille. En utfordring kan være at en del kildearter også opptrer i andre typer, på bekkkanter. Avgrensning må da baseres primært på vurdering av grad av kildevann/sigevannspåvirkning. Det bør utvikles et mer presist tilleggskriterium til bioklimatisk sone for å få en mer presis identifisering og kartlegging i felt. Fjernmåling vil trolig være en egnet metode for å kunne ta ut og vurdere tilstand på edellauvskog. Kombinert med feltvalidering vil en antagelig kunne følge utvikling av kronetetthet og store enkelt-trær innenfor denne skogtypen.

Varmekjære kildelauvskog, i form av snelle-askskog er antagelig svært sjelden og fragmentert ellers i Europa, og ask som treslag er vurdert som truet i Europa. Ask-svartordominerte fuktskoger har status



Naturtypens reelle areal	6 km ²
Antall forekomster NiN	122
Antall forekomster Naturbase	114

som Natura 2000/EUNIS-enheter. Svartor-kildeskog er antagelig et sterkt oseanisk element knyttet til fjord-topografi, med en sterkt begrenset utbredelse i Norge og trolig også i vestre deler av de britiske øyer.

Påvirkningsfaktorer

Artsdatabankens liste over påvirkningsfaktorer er benyttet. Følgende påvirkningsfaktorer er viktige for naturtypen:

	Påvirkningsfaktor	Utdypende beskrivelse	Tidsrom	Omfang	Styrke
Påvirkningsfaktor 1	Oppdyrking	Raviner har hatt et betydelig arealtap i forbindelse med bakkeplanering og oppdyrking.	Pågående	Minoriteten av forekomstareal påvirkes (<50%)	Rask reduksjon i forekomstareal (> 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 2	Drenering	Grøfting har hatt en betydelig påvirkning på kildeskogen og andre sump-/fuktskogstyper som er avhengige av høy grunnvannstand.	Pågående	Minoriteten av forekomstareal påvirkes (<50%)	Rask reduksjon i forekomstareal (> 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 3	Åpne hogstformer	Omfattende hogst, særlig hogst til knott under krigen og til askeavkok på 1970-tallet.	Kun historisk	Minoriteten av forekomstareal påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 4	Skogsbilveger og kjørespor etter skogsmaskiner	Kjørespor fra hogstmaskiner/lassbærere som graver seg ned i det bløte substratet bidrar til drenering.	Pågående	Minoriteten av forekomstareal påvirkes (<50%)	Rask reduksjon i forekomstareal (> 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 5	Utbygging/utvinning	Forkommer i lavlandet og i pressområdene langs Oslofjorden, der mye har blitt nedbygd siste 50 år.	Pågående	Minoriteten av forekomstareal påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 6	Patogener/ parasitter	Askeskuddsyken. I framtiden vil også svartor kunne være utsatt for patogener.	Pågående	Majoriteten av arealet påvirkes (50-90%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 7	Konkurrenter	Gran ekspanderer (dels naturlig, dels ved menneskelig hjelp) og skygger ut edellauvskogen.	Pågående	Minoriteten av forekomstareal påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 8	Treslagsskifte	Hogst med treslagsskifte er i dag ikke tillatt i rik edellauvskog, men den er fortsatt negativt påvirket av framvoksende granplantefelter.	Pågående	Minoriteten av forekomstareal påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)

Mål og nullalternativ

Målet for naturtypen er å beholde dagens rødlistekategori på Norsk rødliste for naturtypen i 2035, noe som tilsvarer sårbar (VU). For å nå målet må følgende delmål oppfylles:

Mål for naturtypen	Naturtypeegenskap	Målsetting per 2035 (hva må til)	Nullalternativ per 2035
Delmål 1	Reduksjon i totalareal	Reduksjon siste 50 år $\geq 30\%$ - < 50 %	Reduksjon siste 50 år > 50 %
Delmål 2	Abiotisk forringelse	Andel av totalareal forringet siste 50 år $\geq 30\%$ - < 50 %	Andel av totalareal forringet siste 50 år > 50 %

Delmål 3	Biotisk forringelse	Andel av totalareal forringet siste 50 år $\geq 30\%$ - $< 50\%$	Andel av totalareal forringet siste 50 år $> 50\%$
Delmål 4	Biotisk forringelse	Andel av totalareal forringet 50 år (for-, nå- og framtid) $\geq 30\%$ - $< 50\%$	Andel av totalareal forringet 50 år (for-, nå- og framtid) $> 50\%$

Kunnskapshull

Det er ikke foreslått prosjekter som vil dekke kunnskapshull for naturtypen, ut over eventuelle prosjekter om kunnskapsinnhenting som er knyttet til tiltak.

Tiltak

For å nå delmålene vil følgende tiltak bidra i positiv retning. Tiltakene er beskrevet og nåverdien av tiltakskostnader er beregnet for perioden fra tiltakene antas igangsatt (2019) og fram til 2035.

Tiltak	Navn	Beskrivelse	Påvirkningsfaktor	Varighet av tiltak	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltak 1	Sikre intakte forekomster i tilfredsstillende tilstand mot inngrep	Sikre intakte forekomster i tilfredsstillende tilstand mot inngrep som drenering, vassdragsregulering og nedbygging. Anslått areal som inngår i tiltaket er ca. 1 km ² .	1, 2, 4, 5, 7	Engangs	Trolig høye kostnader
Tiltak 2	Restaurering av drenerte forekomster	Restaurering av varmekjær kildelauvskog gjennom å tette eksisterende grøfter og sikre gjennomstrømming av vann gjennom eksisterende veier (se Tiltak 1). Samlet areal dette er aktuelt for, er imidlertid ukjent.	2, 4, 7, 8	Ukjent	kr 200 000
Tiltak 3	Supplerende kartlegging	Uttømmende og fokusert kartlegging av alle gjenværende forekomster av varmekjær kildeløvskog, med vurdering av deres tilstand og muligheter for restaurering av forekomster som ikke er i tilfredsstillende tilstand. Mørketallet er satt til 3, dvs. at totalarealet er ca. 6 km ² .		Årlig i fem år	kr 340 000
Tiltak 4	Restaurering av tilplantede forekomster	Restaurering av varmekjær kildelauvskog gjennom å hogge ut gran i grantilplantede kilde-edelløvskoger, og gjennom tette eksisterende grøfter i de tilplantede arealene. Tilplanting og drenering har vært omfattende og vi anslår at 10 % av de kjente forekomstene har vært drenerert.	2, 7, 8	Engang	kr 290 000

Tiltaksanalyse – tiltakspakker

Blant mulige tiltak som er listet ovenfor, er det identifisert tre tiltakspakker. Tiltakspakkene består av aktuelle tiltak som til sammen gjør at målet nås med minst 50% sikkerhet.

	Tiltak som inngår i pakken				Sannsynlighet for måloppnåelse	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltakspakke 1	Tiltak 1	Tiltak 3			85%-95 %	Kr 340 000 + kostnader tiltak 1
Tiltakspakke 2	Tiltak 1	Tiltak 2	Tiltak 3		85%-95 %	Kr 540 000 + kostnader tiltak 1
Tiltakspakke 3	Tiltak 1	Tiltak 2	Tiltak 3	Tiltak 4	85%-95 %	Kr 830 000 + kostnader tiltak 1

Tilleggseffekter

Det er flere rødlistede arter knyttet til naturtypen. Av karplanter er skogsøtgras (VU), vasstelg (EN), knottblom (EN), kongsbregne (NT), ask (EN) og alm (EN) registrert. Blant vedboende sopp, lav og moser er det mange rødlistearter knyttet til (grov) ask, hvorav en del også opptrer i kildeskog. For eksempel er det registrert 60 rødlistede lavarter og 40 rødlistede vedboende sopp knyttet til grov ask. Lavartene klosterlav (NT), almelav (NT) og bleik kraterlav (VU) er i fuktskogsundersøkelser funnet på ask og alm, bl.a. i kildeskog. Av vedboende sopp er fagervoksskinn (EN) typisk på ask i raviner. Naturtypens viktighet for pollinatorer er dårlig kjent. Tresjiktet bidrar lite til næring for pollinatorer. I edellauvkoger er det mest lind og spisslønn som produserer nektar, og disse er sjeldne i kildeskogen. Relativt åpne utforminger med tett, høyvokst nitrofytt-vegetasjon kan bidra med mye nektar (bl.a. fra bringebær), og kan tenkes å fungere som "pollen-oaser" i et ellers tett skoglandskap. Naturtypens evne til karbonbinding er dårlig kjent. Både som edellauvskogstype og som våtmark/sumpskogstype er kilde-edellauvkogen ekstrem, med høy pH, høye nitrogen-nivåer, oksygenrikt sigevann, og i sum rask omsetning med lite organisk materiale i jordsmonn. Utrasinger og jordsig virker i samme retning. Karbonlageret i denne typen er derfor i hovedsak i tresjiktet (bortsett fra i situasjoner med bestandssammenbrudd og akkumulering av mye dødved, f. eks. etter utrasinger, "drukning" ved beverdammer o.l.).

Samlet vurdering og anbefaling

Tiltakspakke 3 anbefales. Den opprinnelige målsetningen var å redusere naturtypens truethet med ett hakk fra VU til NT. Ingen av de foreslåtte pakkene antas å kunne oppnå NT i 2035. Tiltakspakke 2 og 3 antas på sikt å oppfylle en slik målsetning etter 2035. Økt kartlegging av naturtypen vil bidra til å minimere usikkerheten i vurderingen og for å identifisere lokaliteter som bør restaureres.

Kunnskapsgrunnlag for Kroksjøer og flomdammer

Mars 2022

Bakgrunnsinformasjon

Kroksjøer (over) og flomdammer (under) er vannforekomster på elvesletter. Kroksjø er en avsnørt meandersving (grunntypene O2-1, 2, 3, 7, 8, 9, 13, 14 eller 15 og landformen 3EL-ME), flomdam er en grunn (< 5m) vannansamling som ligger på elvesletta (alle grunntypene for L1, L2, L4, L5, L7, L13 i innsjøer med SM < 5000 m² og som ligger på landformen 3AR-ES). Kroksjøer og flomdammer har ulik grad av kontakt med elva i forbindelse med variasjon i vannføring. Først og fremst ferskvann, men det kan også være brakkvann. Tidligere navn på naturtypen er noe uklar. Vi fokuserer her bare på kroksjøer og flomdammer. Meandrerende elvepartier er gitt i eget kunnskapsgrunnlag. Flomløp er en elveløpsform, og flomdammene som dannes i restene av aktive flomløp, er vurdert her (permanente dammer). Naturtypen kroksjø er foreslått som utvalgt naturtype.

På grunn av stor heterogenitet, både i tid og rom, er elvesletter noen av verdens mest artsrike miljøer og representerer levested for en rekke arter. De antas å være et viktig oppvekstområde for arter som lever i selve elveløpet. I lavlandet kan produksjonen av biomasse (planter og dyr), spesielt i kroksjøer, være meget høy. De utgjør viktige funksjonsområder for fugler i forbindelse med trekk og hekking.

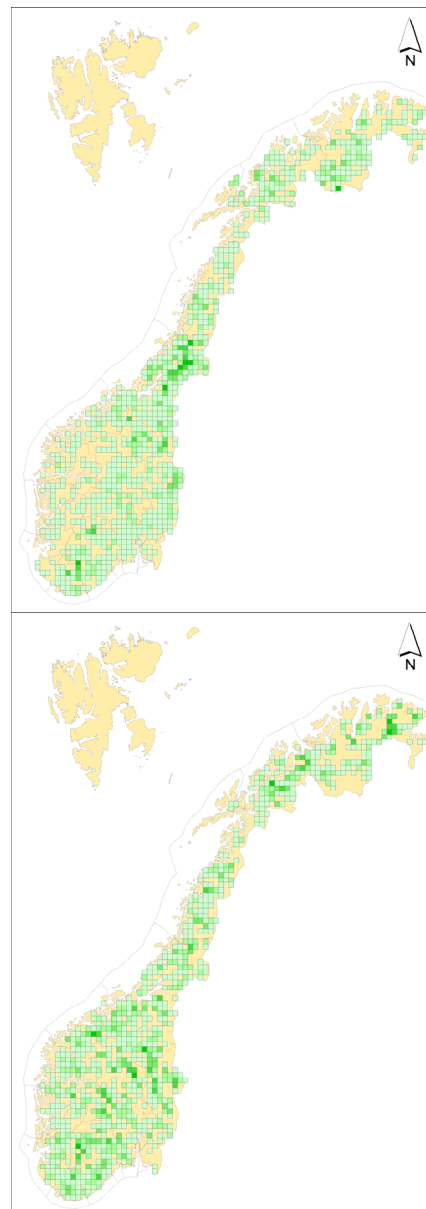
Vannforekomstene på elvesletta er dannet etter naturlig meandering uten flomforbygning, og ingen eller svært små reguleringer oppstrøms. Flomdammer er ofte rester av flomløp.

Status

Naturtypen har status nær truet (NT) i Norsk rødliste for naturtyper 2018, men var da vurdert som landform.

Utbredelsen av kroksjøer og flomdammer er her basert på prediksjoner. Fordelingen av forekomster er relativt uniform i Norge, men mørkere farge i kartet indikerer hvor naturtypen forekommer hyppigere. For kroksjøer (over) er det predikert 16 250 lokaliteter på til sammen 45,87 km² (gjennomsnitt: 0,0028 km²) og for flomdammer (under) er det predikert 4 590 lokaliteter på til sammen 6,34 km² (gjennomsnitt 0,0014 km²). Fjernmålingsdata (N5 kart fra Kartverket) er her brukt for å estimere antall kroksjøer og flomdammer total. Gjennomsnittsarealet for de undersøkte lokalitetene (NIVA-databasen) er 0,05 km² pr. lokalitet og et totalareal på 7,5 km². Det kjente totalarealet er mye lavere enn det predikerte arealet. Andel undersøkte med biologiske data er i antall < 1 % og i areal 14 %. Naturtypen er ikke eller mangelfullt kartlagt i flere fylker.

Det er ikke kjent hvor stor andel de norske forekomstene utgjør i Norden eller Europa.



Naturtypens reelle areal (prediksjon)	52 km ²
Antall forekomster NIVA-basen m.fl.	309
Antall forekomster Naturbase	623

Noen av lokalitetene i Naturbase er feilkarakterisert (dvs. tilhører andre naturtyper). Dessuten består flere av forekomstene av både den meanderende elva og vannforekomstene på elvesletta. Undersøkte lokaliteter virker dessuten noe tilfeldig utplukket, og flere store og viktige lokaliteter ser ut til å mangle. Totalt forekomstareal i Naturbase pr. februar 2022 er 150 km². Ofte er til dels store deler av landarealet inkludert i arealfastsettelsen, hvilket gir et for høyt areal.

Ved hjelp av LiDAR vil det være mulig å kartlegge flere kroksjøer som i dag ikke er tegnet som elv eller vann, men som likevel er entydige kroksjøer, men dog kun temporært vannfylte. Store fluktueringer mellom stor og liten (ingen) vannstand vil være mulig å overvåke ved hjelp av fjernmåling. Eventuelle inngrep og endringer i arealbruk nær eller i lokalitetene kan overvåkes i nær sanntid med fjernmåling og bidra til å bestemme økologisk tilstand for disse.

Påvirkningsfaktorer

Artsdatabankens liste over påvirkningsfaktorer er benyttet. Følgende påvirkningsfaktorer er viktige for naturtypen:

	Påvirkningsfaktor	Utdypende beskrivelse	Tidsrom	Omfang	Styrke
Påvirkningsfaktor 1	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning i limnisk miljø > Gjennfylling av dammer, bekkelukking og tørrlegging,	Flomsikring reduserer antall lokaliteter/totalt areal.	Pågående	Minoriteten av forekomstareal påvirkes (< 50 %)	langsom, men signifikant, reduksjon (<20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 2	Forurensing > I vann > Nærings-salter og organiske næringsstoffer	Næringsstofftilførsel fra jordbruk og bebyggelse fører til eutrofiering.	Pågående	Minoriteten av forekomstareal påvirkes (< 50 %)	langsom, men signifikant, reduksjon (<20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 3*	Fremmede arter > Konkurrenter	Vasspest	Pågående?	Usikkert, men sannsynligvis omfattende i bynære områder.	Ukjent
Påvirkningsfaktor 4*	Klimatiske endringer > Regionale > Endringer i nedbørsmengde	Økt nedbør fører til økte tilførsler av organisk materiale og næringsstoffer.	Pågående	jfr. klimamodeller IPCC årsrapporter.	Ukjent
Påvirkningsfaktor 5*	Påvirkning på habitat > Landbruk > Opphørt/reduert drift > Beite	Redusert beiteaktivitet gir økt vekst på land, og dermed brunere vann.	Pågående	Usikkert	Ukjent
Påvirkningsfaktor 6*	Klimatiske endringer > Regionale > Temperaturendring	Temperaturøkning gir økt vekst på land, og dermed brunere vann, samt økt fare for uttørking	Pågående	jfr. klimamodeller IPCC årsrapporter.	Ukjent

*Påvirkningsfaktoren er ny i forhold til forrige rødlistevurdering.

Mål og nullalternativ

Målet for naturtypen er å gå ned én rødlistekategori på Norsk rødliste for naturtyper i 2035, noe som tilsvarer livskraftig (LC). For å nå målet, må følgende delmål oppfylles:

Mål for naturtypen	Naturtypeegenskap	Målsetting per 2035 (hva må til)	Nullalternativ per 2035
--------------------	-------------------	----------------------------------	-------------------------

Delmål 1	Areal	Med bakgrunn i et svært begrenset datagrunnlag, er det vanskelig å angi hva som må til for å bedre rødlistestatusen med ett trinn. Andel undersøkte lokaliteter med biologiske data er i antall < 1 % og i areal 14 % av predikerte lokaliteter. For kroksjøer og flomdammer er det i tillegg en mangelfull rødlisting. Med både svakt datagrunnlag og en uklar status, blir det vanskelig å være presis på et konkret mål for status i 2034.	Fortsatt nedgang i antall lokaliteter/samlet areal.
Delmål 2	Tilstand	Iflg. RL2011 var >50% av naturtypens totale areal berørt (dvs. forverret tilstand pga. flere påvirkninger). For å oppnå VU (ihht. kriterier RL2011) må <50% være berørt. For de undersøkte 150 lokalitetene har 45 % dårlig til stand med hensyn til eutrofiering. Ingen andre påvirkninger er vurdert for lokalitetene i NIVA-basen. Naturtypen ble ikke vurdert i forbindelse med rødlistingen 2018. Datagrunnlaget for å vurdere tilstand er generelt for dårlig. Andel undersøkte med biologiske data er i antall < 1 % og i areal 14 % av predikerte lokalitetene. Med bakgrunn i den foreløpige infrastrukturindeksen tror vi at rundt 40 % av lokalitetene er i en dårlig forfatning. Kunnskapsgrunnlaget er imidlertid for dårlig til å vurdere hva som skal til for å bedre nivået med ett trinn.	>50 % negativt påvirket jf. RL 2011).

Kunnskapshull

Prosjekter som vil dekke kunnskapshull hos naturtypen:

Prosjekt	Navn	Kategori	Beskrivelse	Innhold
Prosjekt 1	Kartlegge skjøtels og restaureringsbehov	Konkrete lokaliteter må identifiseres og beskrives.	For enkelte verneområder er det laget forslag til skjøtelsplaner. Med unntak for noe beitetiltak og rydding av skog, er relativt få tiltak gjennomført. Forslagene til tiltak i skjøtelsplanene er ofte veldig generelle og lite konkrete. Et eksempel på dette er skjøtelsplanen for Synneren, Juvaren og Lamyra naturreservater langs Storelva i Hole og Ringerike kommune. Her er det nå gjennomført prosjekt for å detaljplanlegge og kostnadsberegne tiltakene. Både for dette tilfellet og for mange andre tilfeller er det spesielt mangelfull kunnskap om hydrologiske endringer og eventuelle effekter ved tiltak.	For å kunne prioritere og gjennomføre tiltak må kunnskap om status og skjøtelsbehov identifiseres for flere lokaliteter. Tiltaksplanene i regi av vannforskriften har ofte et annet fokus, enn det som er behovet for kroksjøer, meander og flomløp. Det er fokus på store lokaliteter, og biologisk mangfold er ikke noe tema. Naturtypen må prioriteres når limnisk NiN-kartlegging starter i 2023. I tillegg bør det igangsettes en kartlegging med bruk av eDNA i et representativt utvalg av lokalitetene.

Tiltak

For å nå delmålene vil følgende tiltak bidra i positiv retning. Tiltakene er beskrevet, og nåverdien av tiltakskostnader er beregnet for perioden fra tiltakene antas igangsatt (2019) og fram til 2035.

Tiltak	Navn	Beskrivelse	Påvirkning sfaktor	Varighet av tiltak	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltak 1	Kunnskapsinnhenting	Kartlegging av utbredelse og status	Alle	Engangstiltak	Kostnadene er ukjente
Tiltak 2	Skjøtsel	Kroksjøer og flomdammer i mange verneområder preges av gjengroing, spesielt i Sør- og Midt-Norge. De naturlige suksesjonsprosessene blir akselerert pga. økt næringstilførsel	1, 2, 6	Gjentak ofte nødvendig, men bestemmes ift	kr 1 529 900 000

		og endringer i hydrologien (vanntilførsel/-utveksling) pga. reguleringer. Tidligere ble også strandsonen i mange av disse lokalitetene brukt som beite. Aktuelle tiltak er å mudre, fjerne helofyttvegetasjon og gjeninnføre beite. Fjerning av all helofyttvegetasjon må unngås da det kan medføre økt næringstilførsel til lokaliteten. Det samme vil beite, som vil få særlig stor betydning i små vannforekomster. Det kan være aktuelt å lage fangdammer i tilførselsbekker som kommer fra landbruksarealer. Kostnadene dekker tiltak på et areal på ca. 6 500 dekar		forvaltningsmål. Hvis målet er å stoppe eller forsinke suksesjon, er det nødvendig med gjentak med 10 til 20 års intervall.	
Tiltak 3	Restaure-ring	Pga. vassdragsreguleringer med spesielt endringer i flomregime, blir suksesjonen akselerert. Tiltak for å øke vannutskiftingen i disse lokalitetene er ofte nødvendig. Hydrologisk modellering må gjennomføres for disse lokalitetene. Ofte er dette vanskelige tiltak å gjennomføre.	1, 2, 6	Utbedring av kanaler kan være gjentak, mens terskel vil være et engangstiltak med vedlikehold	Kostnadene er ukjente
Tiltak 4	Sikring mot nedbygging	Opprettelse av nye verneområder bør vurderes da arealene er svært utsatt for nedbygging og flomsikring. Kostnadene dekker et areal på ca. 6 500 dekar.	1	Engangs	Trolig svært høye kostnader

Tiltaksanalyse – tiltakspakker

Det er ikke mulig å foreslå tiltakspakker med mer enn 50 % sannsynlighet for måloppnåelse.

Tilleggseffekter

Kroksjøer og flomdammer er viktige habitater for mange arter. De er artsrike og heterogene systemer, men ingen truede planter ser ut til å bare forekomme i denne naturtypen. Størst artsantall av vannplanter finnes i kalkrik kroksjø eller kroksjø med brakkevann, og særlig i store kroksjøer/flomdammer. Klubbe-elveøyestikkeren (*Gomphus vulgatissimus*) og vannkalven (*Graphoderus bilineatus*) er eksempler på truede insekter påvist i naturtypen.

Samlet vurdering og anbefaling

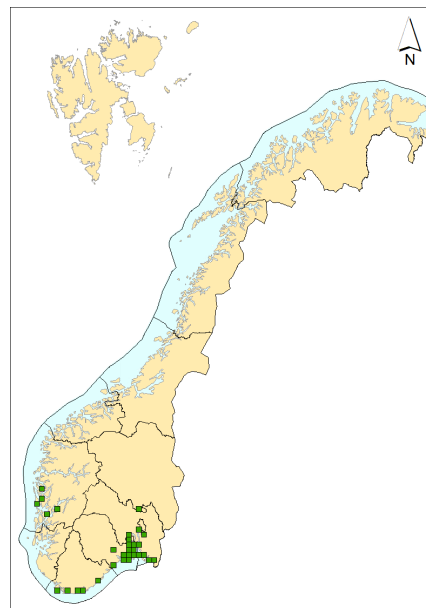
Ingen tiltakspakker er foreslått. Det er ikke satt opp delmål eller foreslått tiltakspakker med høy måloppnåelse for kroksjøer og flomdammer med bakgrunn i at det finnes for lite kunnskap om naturtypen. Foreslått prosjekt 1 vil imidlertid kunne bidra til å øke kunnskapen om naturtypen slik at nye vurderinger kan foretas.

Kunnskapsgrunnlag for Lågurtbøkeskog

Mars 2022

Bakgrunnsinformasjon

Lågurtbøkeskog omfatter svak lågurtbøkeskog og frisk, rik lågurtbøkeskog. I lågurtbøkeskog (tidligere kalt kalkrik bøkeskog) inngår derfor våre rikeste og frodigste bøkeskoger, tidligere gjerne kalt myskøbøkeskog, men også fattigere lågurttyper. Det meste av det som tidligere ble betegnet som fattig smylebøkeskog hører sannsynligvis til fattig lågurtbøkeskog, slik at i foreliggende avgrensning, omfatter naturtypen det meste av de norske bøkeskogene. De fattige lågurttypene er ofte nesten helt uten undervegetasjon, og kan derfor være vanskelige å karakterisere/avgrense. De rikeste lågurtbøkeskogene omfatter både relativt tørre, rike lågurttyper, dominert av blåveis og gjerne myske og tannrot, og friskfuktige til noe sesongfuktige, frodige utforminger med kravfulle arter som storkonvall, og mer eller mindre fuktbevende arter som skogstjerneblom, rød jonsokblom og skogsvinerot, dessuten våraspekt med mye hvitveis og arter som lerkespore, gullstjerne og moskusurt.



Naturtypens reelle areal	10-12 km ²
Antall forekomster NiN	277
Antall forekomster Naturbase	137

Lågurtbøkeskog skiller seg fra andre, rike skogtyper som lågurteikeskog og rik alm-lind-hasselskog på dominerende treslag (bøk). Den rike lågurtbøkeskogen opptre i hovedsak på middels til relativt rike (men ikke utpreget kalkrike) bergarter som sterkt oppsprukket, lettforvitret larvikitt og basalt. Bøkeskog har en begrenset utbredelse i Norge, og den rike lågurttypen opptre særlig langs vestsiden av Lågendalen, Vestfold i Larvik og Andebu kommuner. Det andre hovedområdet til bøk i Norge, på ravsetinger (grus/sand-løsmasser) i Vestfold er gjennomgående av fattig lågurttype, og har bare noen få rike lågurtbøkeskoger i enkelte leir-raviner. Lågurtbøkeskogen er i langsom, naturlig ekspansjon, og erstatter opprinnelige eik-lindeskoger og friskfuktige askedominerte skoger.

Status

Naturtypen er vurdert under to enheter hvor Lågurt-edellauskog har status sårbar (VU) og Frisk, rik edellauskog har status nær truet (NT) i Norsk rødliste for naturtyper 2018. I sum anslås NT for lågurtbøkeskog.

Lågurtbøkeskog finnes med noen få unntak kun i Vestfold, og her er den godt kartlagt, men med stedvis manglende oppløsning. Kjent forekomstareal er på 9,5 km², men det reelle arealet er antakelig nærmere 12 km². Muligens finnes enkelte forekomster utenfor Vestfold (plantede eller spredd fra plantinger) som ikke er kartlagt. Fjernmåling vil trolig være en egnet metode for å kunne ta ut og vurdere tilstand på edellauskog, for eksempel lågurtbøkeskog. Kombinert med feltvalidering vil en antagelig kunne følge utvikling av for eksempel kronetetthet og store enkelt-trær innenfor denne skogtypen.

Påvirkningsfaktorer

Artsdatabankens liste over påvirkningsfaktorer er benyttet. Følgende påvirkningsfaktorer er viktige for naturtypen:

	Påvirkningsfaktor	Utdypende beskrivelse	Tidsrom	Omfang	Styrke
Påvirkningsfaktor 1	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning på ikke	Bøkeskogen i Vestfold vurderes å ha et pågående arealtap pga. utbygging i pressområder (boliger, veier) og bergverk (larvikitt-brudd). Areal tapet antas	Pågående	Minoriteten av forekomstareal	Langsom, men signifikant,

	landbruksarealer (terrestrisk) > Utbygging/utvinning	å være mindre (<20% siste 50 år) enn for de andre typene den er vurdert sammen med i lågurtedellauvskog (og mer på linje med de i frisk, rik edellauvskog), fordi en relativt stor andel av bøkeskogen er fanget opp i reserverater og landskapsvernområder, samt at bøk mange steder er under ekspansjon, f.eks. omkring Lågendalen.		påvirkes (<50%)	reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 2	Påvirkning på habitat > Landbruk > Skogbruk (kommersielt) > Skogsdrift, hogst og skjøtsel > Lukkede hogstformer (plukkhogst, skjermstilling, tynning, uttak av enkeltrær, inkludert uttak av rotvelt, råtne trær, tørrgran etc.)	Det drives i dag i liten grad åpen hogst (flatehogst) i bøkeskog, fordi en del bestander står i uveisomt terreng med mye krokete, småvokst bøk. Men, noe har vært avvirket siste 50 år, og en del treslagsskifte med planting av gran har vært utført.	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 3	Fremmede arter > Patogener/parasitter	Flere patogener på bøk er nylig oppdaget i Norge, og synes å være i spredning (en art av kullskorpe, samt en art av <i>Phytophthora</i> , samme slekt som greindreper).	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)

Mål og nullalternativ

Målet for naturtypen er å gå ned én rødlistekategori på Norsk rødliste for naturtyper i 2035, noe som tilsvarer livskraftig (LC). For å nå målet må følgende delmål oppfylles:

Mål for naturtypen	Naturtypeeigen-skap	Målsetting per 2035 (hva må til)	Nullalternativ per 2035
Delmål 1	Forekomstareal og antall lokaliteter/Reduksjon i totalareal	Ingen nedgang etter 2018.	Nedgang på 10-20% i perioden 2018 til 2035
Delmål 2	Biotisk forringelse	Tilstandsreduksjon < 15% i perioden 1985 - 2035	Tilstandsreduksjon 15 - 30% i perioden 1985 - 2035

Kunnskapshull

Det er ikke foreslått prosjekter som vil dekke kunnskapshull for naturtypen, ut over eventuelle prosjekter om kunnskapsinnhenting som er knyttet til tiltak.

Tiltak

For å nå delmålene vil følgende tiltak bidra i positiv retning. Tiltakene er beskrevet, og nåverdien av tiltakskostnader er beregnet for perioden fra tiltakene antas igangsatt (2022) og fram til 2035.

Tiltak	Navn	Beskrivelse	Påvirkning sfaktor	Varighet av tiltak	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltak 1	Stans av utbygging	Lokaliteter av lågurtbøkeskog må sikres. I dag er ca. 40-50% av bøkeskogene i kjerneområdene fra Larvik til Hof gitt en streng sikring (gjennom vern). Dette bør økes, særlig for rik bøkeskog og gammel bøkeskog.	1	Engangs	Trolig høye kostnader

Tiltak 2	Stans av hogst	Økt streng sikring, inkludert avsetning av nøkkelbiotoper med forvaltningsforslag ikke-hogst. Ved avvirking av granplantefelt på bøkemark i Vestfold, bør bøkeforyngelse prioriteres (enten naturlig foryngelse, eller planting). Foryngelse trolig best under en skjerm av (annet) lauvoppslag. Dette kan delvis sees på som klimatiltak; erstatte gran i boreone-moral sone, som i økende grad går ut etter ekstreme tørkeperioder.	2	Engangs	Trolig høye kostnader
Tiltak 3	Supplerende kartlegging	Supplering av de fylkesvise edellauvskogskartleggingene, Vestfold. Målsetting: Uttømmende kartlegging av eldre lågurtbøkeskog (i god tilstand); økt kartlegging også av forekomster i noe yngre skog.	1, 2	Engangs	kr 140 000

Tiltaksanalyse – tiltakspakker

Blant mulige tiltak som er listet ovenfor, er det identifisert tre tiltakspakker. Tiltakspakkene består av aktuelle tiltak som til sammen gjør at målet nås med minst 50 % sikkerhet.

	Tiltak som inngår i pakken			Sannsynlighet for måloppnåelse	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltakspakke 1	Tiltak 1	Tiltak 2	Tiltak 3	85%-95%	kr 140 000 + kostnader for tiltak 1 og 2
Tiltakspakke 2	Tiltak 1	Tiltak 2		75%-85%	Trolig høye kostnader
Tiltakspakke 3	Tiltak 1			50%-75%	Trolig høye kostnader

Tilleggseffekter

En rekke rødlistede arter er knyttet til bøkeskog, særlig lav, sopp, moser og insekter. Bøk er vindpollinert, og er kjent for å danne ganske tette, ensartede skoger, med liten plass for treslag med insektpollinering (som spisslønn). Bøkeskogen vurderes derfor å ha liten betydning for pollinatorer. Bøkeskogene skiller seg en del fra andre edellauvskogstyper, ved at lauvstrøet blir relativt sakte nedbrutt, og det akkumuleres en del organisk materiale over tid. I tillegg til karbonlager i stamme/krone, er det således også et betydelig og ofte langvarig karbonlager i jordsmonnet.

Samlet vurdering og anbefaling

Tiltakspakke 1 anbefales. Tiltak 1 (sikring mot arealtap, som også vil sikre en del mot hogst) er viktigst. Tiltak 2 er viktig som supplerende, for å hindre hogst, spesielt i de rikeste og gamle bøkeskogene, som er eller bør være avsatt som nøkkelbiotoper. Samtidig må supplerende kartlegging intensiveres for å få mer kunnskap om hvor avdempende tiltak skal settes inn. Supplerende kartlegging er i dette tilfellet ikke veldig kostbart, siden det er snakk om få lokaliteter i et begrenset område (deler av Vestfold). Tiltakspakke med alle tre tiltak anbefales derfor.

Kunnskapsgrunnlag for Meandrerende elv

Mars 2022

Bakgrunnsinformasjon

Meandrerende elvepartier er roligflytende deler av et elveløp som slynger seg i store svinger over flate løsmasseområder (grunntypene O2-1, 2, 3, 7, 8, 9, 13, 14 eller 15 og landformen 3EL-ME med tilhørende elvevannmasser (F8)). Tidligere navn på naturtypen er noe uklar. Vi fokuserer her bare på meandrerende elveløp. På grunn av stor heterogenitet, både i tid og rom, er meandrerende elv inkludert elvesletter noen av verdens mest artsrike miljøer og representerer levested for en rekke arter.

God tilstand for naturtypen er naturlig meandering uten flomforbygning og reguleringer oppstrøms.

Status

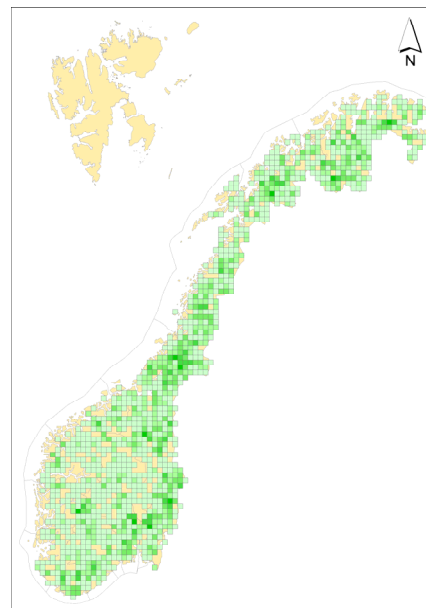
Naturtypen inngikk i rødlisten for naturtyper i 2011. Meander ble i 2018 vurdert som landskapsform, og har status som sårbar (VU) i Norsk rødliste for naturtyper 2018.

Utbredelsen av meandrerende elvepartier er her basert på prediksjoner. Fordelingen av forekomster er relativt uniform i Norge, men mørkere farge i kartet indikerer hvor naturtypen forekommer hyppigere. Antall meandrerende elvepartier er 3 400 på med en total lengde på 12 200 km. Disse er omlag 10 meter brede og det samlede arealet kan anslås til 122 km². I Naturbase er det registrert 105 lokaliteter hvor meandrerende elvepartier også inngår. Det vil si at kjente lokaliteter utgjør bare 3 % av reelt areal. Kartleggingen er mangelfull eller ikke-eksisterende i flere fylker. Det foreligger ikke informasjon om hvor mange meandrerende elvepartier som har biologiske registreringer.

Noen av lokalitetene i Naturbase er feilkarakterisert (dvs. tilhører andre naturtyper). Dessuten består flere av forekomstene av både den meandrerende elva og vannforekomstene på elvesletta. Undersøkte lokaliteter virker dessuten noe tilfeldig utplukket, og flere store og viktige lokaliteter ser ut til å mangle. Totalt forekomstareal i Naturbase pr. februar 2022 er 150 km². Ofte er til dels store deler av landarealet inkludert i arealfastsettelsen, hvilket gir et for høyt areal av registrerte forekomster i Naturbase.

Det er ikke kjent hvor stor andel de norske forekomstene utgjør i Norden eller Europa.

Ved bruk av fjernmåling kan eventuelle inngrep og endringer i arealbruk overvåkes i nær sanntid. Informasjon fra fjernmålte data kan også sammenstilles med annen type informasjon, slik som feltregistreringer, for å vurdere økologisk tilstand. Endring over tid, slik som skifte av flomløp og nye meandre, kan kontinuerlig overvåkes eller spores tilbake i tid ved bruk av gamle flyfoto eller gamle satellittbilder.



Naturtypens reelle areal (prediksjon)	122 km ²
Antall predikerte forekomster	3 400
Antall forekomster Naturbase	105

Påvirkningsfaktorer

Artsdatabankens liste over påvirkningsfaktorer er benyttet. Følgende påvirkningsfaktorer er viktige for naturtypen:

	Påvirkningsfaktor	Utdypende beskrivelse	Tidsrom	Omfang	Styrke
Påvirkningsfaktor 1	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning i limnisk miljø,	Flomsikring, reduserer antall lokaliteter/totalt areal.	Pågående	Minoriteten av forekomstareal påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (<20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 2	Forurensing > I vann > Næringsalter og organiske næringsstoffer	Næringsstofftilførsel fra jordbruk og bebyggelse fører til eutrofiering.	Pågående	Minoriteten av forekomstareal påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (<20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 3*	Klimatiske endringer > Regionale > Endringer i nedbørsmenge	Økt nedbør fører til økte tilførsler av organisk materiale og næringsstoffer.	Pågående	jfr. klimamodeller eller IPPC årsrapporter.	Ukjent
Påvirkningsfaktor 4*	Klimatiske endringer > Regionale > Temperaturendring	Temperaturøkning gir økt vekst på land, og dermed brunere vann, samt økt fare for uttørring.	Pågående	jfr. klimamodeller eller IPPC årsrapporter.	Ukjent

*Påvirkningsfaktoren er ny i forhold til forrige rødlistevurdering.

Mål og nullalternativ

Målet for naturtypen er å gå ned én rødlistekategori på Norsk rødliste for naturtyper i 2035, noe som tilsvarer nær truet (NT). For å nå målet, må følgende delmål oppfylles:

Mål for naturtypen	Naturtypeegenskap	Målsetting per 2035 (hva må til)	Nullalternativ per 2035
Delmål 1	Areal	Redusert nedgang i antall lokaliteter/ samlet areal (mangler arealanslag). På grunn av heterogent og mangelfullt grunnlagsmateriale (jf. kommentar til Naturbase-lokalitetene) er det ikke mulig å vurdere om tiltaket virker.	Fortsatt nedgang i antall lokaliteter/samlet areal.
Delmål 2	Tilstand	Iflg. Rødlista (RL) 2011 var >50% av naturtypens totale areal berørt (dvs. forverret tilstand pga. flere påvirkninger). For å oppnå VU (ihht. kriterier RL2011) må <50% være berørt. På grunn av heterogent og mangelfullt grunnlagsmateriale (jf. kommentar til Naturbase-lokalitetene) er det ikke mulig å vurdere om tiltaket virker.	>50 % negativt påvirket jf. RL 2011).

Kunnskapshull

Prosjekter som vil dekke kunnskapshull hos naturtypen:

Prosjekt	Navn	Kategori	Beskrivelse	Innhold
Prosjekt 1	Kartlegge skjøtsels og restaureringsbehov	Konkrete lokaliteter må identifiseres og beskrives.	For enkelte verneområder er det laget forslag til skjøtselsplaner. Med unntak for noe beitetiltak og rydding av skog, er relativt få tiltak gjennomført. Forslagene til tiltak i skjøtselsplanene er ofte veldig generelle og lite konkrete. Et eksempel på dette er skjøtselsplanen for Synneren, Juveren og Lamyra naturreservater langs Storelva i Hole og Ringerike kommune. Her gjennomføres det imidlertid nå et prosjekt for å detaljplanlegge og	For å kunne prioritere og gjennomføre tiltak må kunnskap om status og skjøtselsbehov identifiseres for flere lokaliteter. Tiltaksplanene i regi av vannforskriften har ofte et annet fokus, enn det som er behovet for

			<p>kostnadsberegne tiltakene. Både for dette tilfellet og for mange andre tilfeller er det spesielt mangel på kunnskap om hydrologiske endringer og eventuelle effekter av tiltak.</p>	<p>grokksjøer, meander og flomløp. Det er fokus på store lokaliteter, og biologisk mangfold er ikke noe tema.</p>
--	--	--	--	---

Tiltak

For å nå delmålene vil følgende tiltak bidra i positiv retning. Tiltakene er beskrevet, og nåverdien av tiltakskostnader er beregnet for perioden fra tiltakene antas igangsatt (2019) og fram til 2035.

Tiltak	Navn	Beskrivelse	Påvirkning sfaktor	Varighet av tiltak	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltak 1	Kunnskapsinnhenting	Kartlegging av utbredelse og status	Alle	Engangstiltak	Kostnadene er ukjente
Tiltak 2	Sikring mot nedbygging	Opprettelse av nye verneområder bør vurderes da arealene er svært utsatt for nedbygging og flomsikring. Arealoversikt mangler.	1	Engangstiltak	Kostnadene er ukjente

Tiltaksanalyse – tiltakspakker

Det er ikke mulig å foreslå tiltakspakker med mer enn 50 % sannsynlighet for måloppnåelse.

Tilleggseffekter

Naturgoder knyttet til meandrerende elver er dårlig kjent. Rolige partier (innersvingene) med stabilt substrat har ofte vannvegetasjon, og her forekommer mange vannplanter og også potensielt rødlistede arter. Det er sannsynligvis lavere artsmangfold i meandrerende elver i forhold til totalt i vannforekomstene på elvesletta, men både flora og fauna er generelt lite undersøkt i meandrerende elver.

Samlet vurdering og anbefaling

Ingen tiltakspakker er foreslått. Det er ikke satt opp delmål eller foreslått tiltakspakker med høy måloppnåelse for meandrerende elver med bakgrunn i at det finnes for lite kunnskap om naturtypen. Foreslått prosjekt 1 vil imidlertid kunne bidra til å øke kunnskapen om naturtypen slik at nye vurderinger kan foretas.

Kunnskapsgrunnlag for Moderat kalkrik innsjø

Mars 2022

Moderat kalkrik innsjø er innsjøer og tjern større enn 0,005 km² med kalsium-innhold på 4-20 mg Ca/l og humusinnhold <30 mg Pt/l. Dette tilsvarer Vanddirektiv-typen moderat kalkrik, klar innsjø (L-N-M201). Naturtypen har høy biologisk diversitet og er spesielt viktig for kalkkrevende karplanter, snegler, muslinger og amfibier, men også viktige områder for vannfugl. Typen er inkludert blant utvalgt natur fordi den er leveområder for truede og nær truede arter og har høyt arts mangfold.

Naturtypen har god tilstand når biologiske forhold viser ingen eller små endringer som følge av menneskelig påvirkning, slik at økosystemet fungerer som normalt. Liten påvirkning fra jordbruk, bebyggelse (eutrofiering) eller vassdragsreguleringer er nødvendig for å opprettholde god tilstand. For innsjøer kan vanddirektivets indekser benyttes for å vurdere om tilstanden er god eller bedre.

Status

Naturtypen inngikk ikke i rødlisten for naturtyper i 2018, men for 2011. Naturtypen har status som sårbar (VU) i Norsk rødliste for naturtyper 2011.

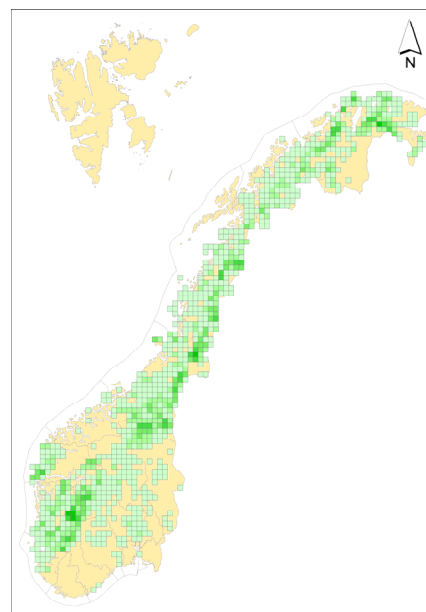
Utbredelsen av moderat kalkrike innsjøer er her basert på prediksjoner. Mørkere farge i kartet indikerer hvor naturtypen forekommer hyppigere. Prediksjonsmodellering av moderat kalkrike lokaliteter antyder 33 374 lokaliteter på til sammen 4 550 km². Andelen som er kartlagt med utgangspunkt i data fra Vann-nett (892 lokaliteter), utgjør dermed bare 3 % av det reelle arealet. De store innsjøene på Østlandet som Mjøsa, Randsfjorden og Tyrifjorden, utgjør en stor andel av arealet. Lavlandstypen ligger ofte i kulturlandskapet og er utsatt for flere påvirkninger, bl.a. forurensninger fra jordbruk og bebyggelse (eutrofiering), samt senkning og drenering. Lokaliteter med intakt naturlig biologisk mangfold er av den grunn regionalt sjelden. Lavlandstypen er viktigste habitat for en rekke rødlistearter og flere truede vegetasjonstyper. Lokalitetene i fjellet er svært lite undersøkt, men er vanligere spesielt i fjellet i Sør-Norge (Hardangervidda) og Nord-Norge, og antas å inneha en særegen flora og muligens fauna. Vann-nett får fortløpende flere biologiske data pga. undersøkelser iht. vanddirektivet. Lite påvirkete moderat kalkrike innsjøer er sjeldne ellers i Europa og er derfor inkludert blant Natura 2000-typene.

Denne naturtypen har stor utbredelse og dermed kan fjernmåling være egnet til å overvåke eventuelle inngrep og endringer i arealbruk i tilknytning til innsjøene. Resultater fra fjernmåling kan således inngå som parametere i en økologisk tilstandsvurdering på ulike skalanivåer.

Påvirkningsfaktorer

Artsdatabankens liste over påvirkningsfaktorer er benyttet. Følgende påvirkningsfaktorer er viktige for natur-typen:

	Påvirkningsfaktor	Utdypende beskrivelse	Tidsrom	Omfang	Styrke
Påvirkningsfaktor 1	Oppdemming/vannstandsregulering/overføring av vassdrag	Reguleringshøyder på mer enn ca. 3,5 m har vist seg å ha negativ påvirkning på de biologiske forholdene i innsjøene, særlig i	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet	Ukjent



Naturtypens reelle areal (prediksjon)	4 550 km ²
Antall predikerte forekomster	33 374
Antall forekomster Vann-nett (per 2018)	892

		littoralsonen. Indeks for vannplanter viser at innsjøer med mer enn 3,5 m reguleringshøyde som regel får moderat eller dårligere tilstand, dvs. behov for tiltak.		påvirkes (< 50 %)	
Påvirkningsfaktor 2	Forurensing > I vann > Næringsstoffer og organiske næringsstoffer	Næringsstofftilførsel fra jordbruk og bebyggelse fører til eutrofiering.	Pågående	Minoriteten av forekomstareal påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (<20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 3*	Fremmede arter > Konkurrenter	Fiskeutsettinger, utkonkurrerer opprinnelige arter	Pågående	Usikkert, men muligens i bynære områder	Ukjent
Påvirkningsfaktor 4*	Fremmede arter > Konkurrenter	Vasspest utkonkurrerer stedeegne arter.	Pågående	Usikkert	Ukjent
Påvirkningsfaktor 5*	Mudring, dumping og utfyllinger i strandsonen		Pågående ?	Usikkert	Ukjent
Påvirkningsfaktor 6*	Påvirkning på habitat > Landbruk > Opphørt/reduert drift > Beite	Redusert beiteaktivitet gir økt vekst på land, og dermed brunere vann.	Pågående	Usikkert	Ukjent
Påvirkningsfaktor 7*	Klimatiske endringer > Regionale > Endringer i nedbørsmengde	Økt nedbør fører til økte tilførsler av organisk materiale og næringsstoffer	Pågående	jfr. klimamodeller IPCC årsrapporter.	Ukjent
Påvirkningsfaktor 8*	Klimatiske endringer > Regionale > Temperaturendring	Temperaturøkning gir økt vekst på land, og dermed brunere vann. Økt temperatur fører også til bedre forhold for fremmede arter og endret utbredelse/forekomst av hjemlige arter	Pågående	jfr. klimamodeller IPCC årsrapporter.	Ukjent

*Påvirkningsfaktoren er ny i forhold til forrige rødlistevurdering.

Mål og nullalternativ

Målet for naturtypen er å gå ned én rødlistekategori på Norsk rødliste for naturtyper i 2035, noe som tilsvarer nær truet (NT). For å nå målet må følgende delmål oppfylles:

Mål for naturtypen	Naturtypeeigen-skap	Målsetting per 2035 (hva må til)	Nullalternativ per 2035
Delmål 1	Tilstand	< 30 % være berørt.	fortsatt > 57 % berørt

Kunnskapshull

Prosjekter som vil dekke kunnskapshull hos naturtypen:

Prosjekt	Navn	Kategori	Beskrivelse	Innhold
Prosjekt 1	Kartlegge skjøtsels og restaureringsbehov	Konkrete lokaliteter må identifiseres og beskrives.	Det er for dårlig kunnskap om samlet status for lokalitetene. Gjennom vannforskriften er det relativt god status for lokaliteter over 0,5 km ² . Disse inngår også i tiltaksplanene for de ulike vannområdene. Det er imidlertid lite fokus på det biologiske mangfoldet generelt og for alle de mindre lokalitetene spesielt. Bedre oversikt over status for den enkelte lokalitet er nødvendig for å	Naturtypen må prioriteres når limnisk NiN-kartlegging starter i 2023. I tillegg bør det igangsettes kartlegging med bruk av eDNA i et

			kunne beskrive, prioritere og gjennomføre tiltak og beregne kostnader.	representativt utvalg av lokaliteter.
--	--	--	--	---------------------------------------

Tiltak

Det er ikke mulig å foreslå tiltak for naturtypen, men det foreslås prosjekt med sikte på å bedre kunnskapsgrunnlaget slik at tiltak kan foreslås ved en ny vurdering.

Tiltaksanalyse – tiltakspakker

Det er ikke foreslått tiltak.

Tilleggseffekter

Det er 15 truede vannplanter knyttet til naturtypen.

Samlet vurdering og anbefaling

Ingen tiltakspakker er foreslått. Det er foreslått tiltak eller tiltakspakker for moderat kalkrik innsjø med bakgrunn i at det finnes for lite kunnskap om naturtypen. Foreslått prosjekt 1 vil imidlertid kunne bidra til å øke kunnskapen om naturtypen slik at nye vurderinger kan foretas.

Kunnskapsgrunnlag for Nordlig sukkertareskog

Mars 2022

Bakgrunnsinformasjon

Nordlig sukkertareskog (M1-3) finnes i Norskehavet og Barentshavet. Sukkertare (*Saccharina latissima*) er en brunalge i ordenen Laminariales som utgjør en gruppe makroalger, der de fleste er flerårige og som er våre største vekster under vann. Sukkertare er en egen naturtype som vokser normalt i tette assosiasjoner (>10 individer pr. m²) og kan forme store og vidstrakte sukkertareskoger. Sukkertare er festet til fast underlag som fjell og stein med et rotliggende festeorgan (hapter). Tetthet og størrelse på sukkertareskog er bestemt av substratets utstrekning, samt tilstrekkelig lys for fotosyntese. Den vokser neddykket og finnes fra nederst i fjæra (tidevannssonen) til dyp under 20 m.

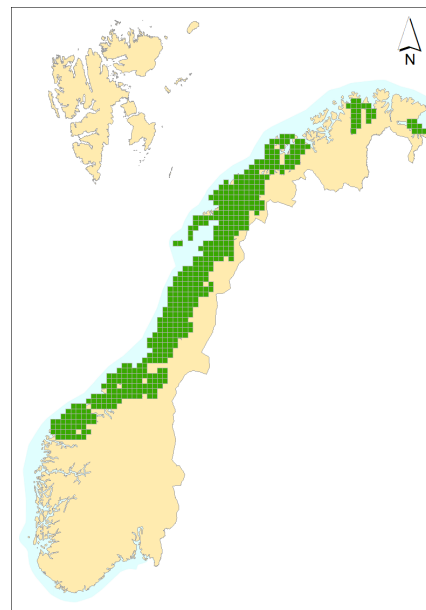
Sukkertare er beskrevet å ha en livslengde på ca. tre år. De danner områder med sporer (sorus) i bladet utpå høsten, og derfra slippes millioner av sporer i løpet av høsten og vinteren. Disse blir til kjønnete haploide gametofytter som smelter sammen til en ny tare (sporofytt) som vokser opp utover våren. Flere undersøkelser tyder på at sukkertare har en raskere og mer effektiv spredningsevne enn andre tarearter, noe som har betydning for vurdering av tiltak. De voksne tarene danner nytt blad hver vår, og om våren vokser både de nye og de gamle sukkertarene meget raskt, målt til rundt to cm pr. dag. Utover sommeren avtar den somatiske veksten, mens fotosynteseaktiviteten produserer sukker som er energi for sporedannelse og ny vekst i den mørke årstiden. Sukkertareskoger er blant våre mest produktive økosystemer og kan ha en biomasse og også en årlig produksjon på godt over 10 kg våtvekt pr m². Sukkertare som naturtype kan danne tette skoger som er persistente (gjennom hele året og over lang tid). En god tilstand for naturtypen er der sukkertare står i tette assosiasjoner fra rett ned fra fjæra og ned til nedre voksegrense som kan variere med lysforhold.

Status

Naturtypen har status sterkt truet (EN) i Norsk rødliste for naturtyper 2018.

Naturtypen kan avgrensnes til beskyttet kyst (ihht. bølgeeksponeringsmodell swm<100000) i infralittoral sone som er fra rett ned for tidevannssonen og i eufotisk sone (0-40 m dyp), men i realiteten kun der det er lys nok for denne arten, og dybdeutbredelsen varierer derfor noe. Kystovervåkingen finner at forekomstene er varierende, og det kan være vanskelig å beskrive den virkelige forekomst til enhver tid. Det er særlig i Norskehavs-regionen at sukkertare har vokst noe tilbake de siste årene.

Det er 1609 forekomster av sukkertare registrert i Artskart totalt for hele Norge, noe som er veldig tilfeldig og sparsomt, og ikke representativt for hva som faktisk finnes. Heller ikke Naturbase inneholder gode data på sukkertareforekomster i Norge. I stedet er NIVAs modell for sukkertare fra Blått karbonprosjektet blitt brukt for beregninger av forekomster, da modellen anses som mer pålitelig enn Naturbase. Sukkertaremodellene dekker hele norskekysten med en oppløsning på 25 x 25 m. Arealet for nordlig sukkertareskog er modellert til 2644 km².



Naturtypens reelle areal	2644 km ²
Antall forekomster Blått karbonprosjekt (NIVA)	5250
Antall forekomster Artskart	1609

Fjernmåling ved bruk av droner kan brukes til å kartlegge den grunne delen (ned til ca. 10 m) av utbredelsen. Satellittbilder er i dag for grove til å skille arter fra hverandre, den skiller kun mellom vegetasjon fra sandbunn og stein.

Påvirkningsfaktorer

Artsdatabankens liste over påvirkningsfaktorer er benyttet. Følgende påvirkningsfaktorer er viktige for naturtypen:

	Påvirkningsfaktor	Utdypende beskrivelse	Tidsrom	Omfang	Styrke
Påvirkningsfaktor 1	Klimatiske endringer > Temperatur	En generell økning i sjøtemperatur.	Pågående	Hele forekomstareallet påvirkes (> 90 %)	Ubetydelig reduksjon
Påvirkningsfaktor 2*	Forurensing > Atmosfærisk > Utslipp av klimagasser (CO ₂), indirekte effekter	CO ₂ -innholdet i atmosfæren fører til økt innhold av CO ₂ i vannmassene.	Pågående	Hele forekomstareallet påvirkes (> 90 %)	Ubetydelig reduksjon
Påvirkningsfaktor 3	Forurensing > I vann > Næringssalter og organiske næringsstoffer	Tilførsler av næringssalter med kyststrømmen, fra elver/avrenning landbruk og fra andre regionale og lokale kilder som befolkning.	Pågående	Hele forekomstareallet påvirkes (> 90 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 4*	Klimatiske endringer > nedbør	Endringer i avrenning som følge av klimændringer og endringer i organiske levende og døde partikler i vannmassene fører til mørkere vann og redusert lysenergi (og fotosyntese).	Pågående	Hele forekomstareallet påvirkes (> 90 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 5*	Påvirkning fra stedegne arter > Konkurrenter	Begroing av mosdyr (Bryozoa), hydroider og trådformete alger på sukkertarens blad, samt begroing av konkurrerende alger på bunnen hindrer lystilgang for fotosyntese og fører til at bladet brekker opp. Begroing på bunnen vil hindre nytt nedslag og rekruttering av sukkertaren som trenger fast fjell eller stein for å feste seg. Begroingen akkumulerer slam som er ytterligere negativt for rekruttering av tare.	Pågående	Hele forekomstareallet påvirkes (> 90 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 6*	Forurensing > I vann > Andre	Et lag med sediment (nedslamming) av bunnen vil hindre rekruttering av sukkertare. Slikt slam har lett for å sedimentere innimellom trådalger og kan også være klebrig pga. organisk materiale og mikroorganismer.	Pågående	Hele forekomstareallet påvirkes (> 90 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 7*	Påvirkning fra stedegne arter > Andre	Overfiske av topp-predator (som torsk) fører til framvekst av mindre predatorer (små fisk og krabber) som beiter på mindre herbivore invertebrater. Redusert beiting favoriserer de trådformete algene som er de mest attraktive for de små herbivore og omnivore invertebratene (snegl, amfipoder, isopoder).	Pågående	Ukjent	Ukjent

Påvirkningsfaktor 8*	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning i marine miljø > Marin akvakultur	Fiskeoppdrett er utbredt og har store utslipp av organisk, partikulært materiale og nærings-salter.	Pågående	Majoriteten av forekomstareal påvirkes (50-90%)	Rask reduksjon i forekomstareal (> 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 9**	Påvirkning fra stedegne arter > Påvirker habitatet	Beiting av den grønne kråkeballen (<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>) er den mest alvorlige påvirkningsfaktoren. Beiting av kråkeballen <i>Gracilechinus acutus</i> er kun observert sporadisk lengst sør i Norskehavet.	Pågående	Majoriteten av forekomstareal påvirkes (50-90%)	Rask reduksjon (> 20 % over 10 år)

*Påvirkningsfaktoren er ny i forhold til forrige rødlistevurdering.

**Påvirkningsfaktoren er endret i forhold til forrige rødlistevurdering. Styrken er endret fra Ubetydelig til Rask reduksjon.

Mål og nullalternativ

Målet for naturtypen er å gå ned én rødlistekategori på Norsk rødliste for naturtyper i 2035, noe som tilsvarer sårbar (VU). For å nå målet må følgende delmål oppfylles:

Mål for naturtypen	Naturtypeeigen-skap	Målsetting per 2035 (hva må til)	Nullalternativ per 2035
Delmål 1	Totalareal	< 30 % arealtap i perioden 1995-2035	> 30 % arealtap i perioden 1995-2035
Delmål 2	Tilstandsreduksjon	Degradering < 30 % av arealet	> 30 % av arealet degradert

Kunnskapshull

Prosjekter som vil dekke kunnskapshull hos naturtypen:

Prosjekt	Navn	Kategori	Beskrivelse
Prosjekt 1	Teste tiltakspakke 1	Kunnskap om virkning (og spesielt samvirking) av de ulike tiltakene.	Det er stor usikkerhet om hvilken rolle fisk og krabbe har på kråkebollesituasjonen - dette kan testes i naturlige systemer.
Prosjekt 2	Ulike høstemetoder på kråkeboller	Kunnskap om virkning (og spesielt samvirking) av de ulike tiltakene.	Det finnes flere ulike måter å høste kråkeboller på, men uvisst hvilke som er de mest (areal- og kostnads-) effektive.

Tiltak

For å nå delmålene vil følgende tiltak bidra i positiv retning. Tiltakene er beskrevet, og nåverdien av tiltakskostnader er beregnet for perioden fra tiltakene antas igangsatt (2019) og fram til 2035.

Tiltak	Navn	Beskrivelse	Påvirkning sfaktor	Varighet av tiltak	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltak 1	Redusere utslipp fra kommunalt avløp og avløp i spredt bebyggelse	Rense kommunalt avløpsvann, redusere mengden (og rensing) overvann, forbud mot tømning av septik	3, 5		Kostnadene er ukjente
Tiltak 2	Redusere avrenning fra jordbruket	Tilskudd til miljøtiltak i jordbruket (SMIL), opprettholde vegetasjon som motvirker avrenning og reduserer bekke- og elveløpserosjon, endre praksis med høstpløying, etablere fangdammer	3, 4, 5, 6		Kostnadene er ukjente

Tiltak 3	Redusere utslipp fra fiskeoppdrett	Nye havgående og spesielt lukkede oppdrettsformer har blitt foreslått som tiltak for å begrense flere problemer, og vil også være et tiltak for å redusere utslipp fra fisken.	3, 6, 8		Kostnadene er ukjente
Tiltak 4	Ivareta høytrofiske fiskepopulasjoner	Vern av arter (f.eks. kysttorsk, steinbit og krabber) gjennom fiskerestriksjoner (inkludert fritids- og kommersiell fiske) og opprettelse av marine verneområder	5, 7, 9		Kostnadene er ukjente
Tiltak 5	Transplantering/utplantning av tareplanter	Transplantere eller så ut (grønn grus) sukretareplanter i påvirkede områder			Kostnadene er ukjente
Tiltak 6	Fjerning/høsting av kråkeboller	Fysisk fjerning av kråkeboller langs hele kysten i regionen. Tiltak antas gjennomført med kalking. Det er utforsket bruk av tegner, som vil kunne bli foretrukket metode i framtiden. Fjerning av kråkeboller får tareskogen tilbake igjen. Dette har vist seg effektivt for å øke forekomst, dersom området vedlikeholdes med tilsvarende tiltak i flere år. Ved bruk av tegner kan kråkebollene brukes som en ressurs.	9		kr 361 000 000

Tiltaksanalyse – tiltakspakker

Blant mulige tiltak som er listet ovenfor, er det identifisert en tiltakspakke. Tiltakspakken består av aktuelle tiltak som til sammen gjør at målet nås med minst 50 % sikkerhet.

	Tiltak som inngår i pakken		Sannsynlighet for måloppnåelse	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltakspakke 1	Tiltak 4	Tiltak 6	85-95%	Ca. 360 mrd. kroner + kostnader for tiltak 4

Tilleggseffekter

Sukkertare er undersøkt for assosiert makrofauna og fisk. De fleste artene er vanlige i slike vegetasjonstyper, og det er ikke identifisert noen trua arter. I sukkertareskoger er det funnet tettheter av makrofauna på mellom 25 000 og 110 000 individer pr m², og med slike tettheter vil det være en stor innsats å identifisere arter i et stort antall innsamlede prøver. I det materialet som foreligger, er det funnet over 60 arter makrofauna (børstemark, små krepsdyr, bløtdyr, pigghuder mm.). Man kan beregne hvor mye CO₂ en sukkertareskog kan binde pr. arealenhet, men man vet ikke hvor mye biomasse som transporteres ned på store dyp og lagres der. Det som transporteres ut fra tareskogen, kan enten bli remineralisert eller langtidslagret i dypet.

Samlet vurdering og anbefaling

Tiltakspakke 1 anbefales. Tiltakene har høy måloppnåelse ved iverksetting av tiltak 4 med oppfølging og testing av videreutvikling for nye og mer kostnadseffektive metoder for å fjerne (høste) kråkeboller (tiltak 6).

Kunnskapsgrunnlag for Rik gransumpskog

Mars 2022

Bakgrunnsinformasjon

Rik gransumpskog er en grandominert skogtype som er utviklet på forsumpet, kalkrik mark med høy vannmetning (V2-C-2, AR-A-B og V2-C-3, 1AR-A-B). Gransumpskog, slik typen er definert, finnes på flat til lett skrånende mark, stedvis med litt bevegelse i grunnvannet.

Rik gransumpskog er gjerne åpen og flersjiktet, med dominans av gran, men med innslag av bjørk, gråor, svartor eller vierarter. Som følge av høy vannmetning har grantrærne ofte et grunt rotsystem, noe som fører til mange rotvelter med tilhørende blottlagt jord. Rik gransumpskog har en frodig undervegetasjon av urter, gress og bregner, med noe innslag av lyngplanter. I bunnsjiktet finnes torvmoser, storbjørnemose, fagermoser og palmemose.

God tilstand i gransumpskog er karakterisert ved gammel skog under naturlig dynamikk, samt naturlig variasjon i hydrologiske regimer. I kartleggingsinstruksen for naturtyper 2021 gis gamle, rike gransumpskoger uten spor av grøfting god tilstand.

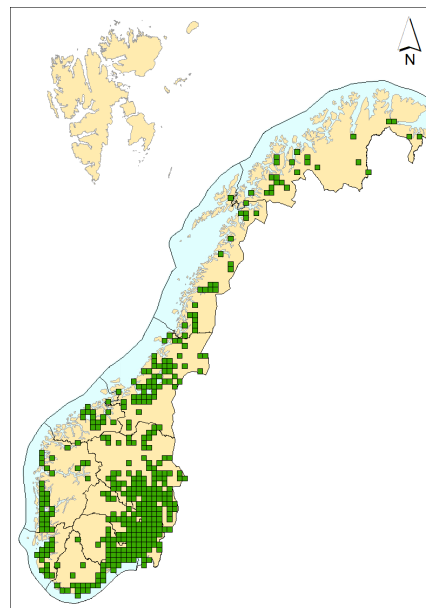
Status

Naturtypen har status sterkt truet (EN) i Norsk rødliste for naturtyper 2018.

Naturtypen omfatter den delen av Myr og sumpskogsmark (V2) som er rik (V2-C-2 og V2-C-3) og dominert av bartrær. Det er en gradvis gradient fra rik gransumpskog via kildepreget og noe forsumpet skog og videre til høgstaudekog. I praksis er våte høgstaudekoger og særs rike gransumpskoger vanskelige å skille fra hverandre i felt. Det som tidligere ble kalt grankildeskog eller boreal kildeskog, faller delvis inn under rik gransumpskog og delvis inn under høgstaudegranskog.

De fleste rike gransumpskogene finnes på Østlandet, på produktiv mark, men det finnes også utposter andre steder i landet. Arealet er i rødlista 2018 anslått til 3 km² med et mørketall på 4 (beregnet areal 12 km²). Dette tallet er trolig satt for lavt, og en gjennomgang i 2018 viser at det reelle arealet trolig ligger nærmere 13 km². Det er stor usikkerhet knyttet til hvor stort det egentlige arealet er da dekningsgraden for naturkartlegging i skog og våtmark fortsatt er lav. Det er stor sannsynlighet for at det fortsatt er store hull i kartleggingen og at det reelle arealet er noe større. Vi anslår at ca. 5 % av arealet av rik gransumpskog er vernet.

Rik sumpskog finnes fortsatt i Norge, Sverige, Finland, i de baltiske stater og i deler av Øst-Europa. I Bialowieza skogområde og nasjonalpark i østre Polen og vestre Hviterussland finnes store arealer skog som ikke har vært utnyttet i nyere tid, og som derfor har naturskogskarakter. En tredel av dette området består av løv-sumpskog, først og fremst svartor- og askdominerte bestand, men med innslag av gran, bjørk og andre treslag.



Naturtypens reelle areal	13 km ²
Antall forekomster NiN	495
Antall forekomster Naturbase	578

Det er gjort forsøk med å bruke fjernmåling for å finne boreal sumpskog, men dette er hittil kun brukt i liten skala. Det er potensial for å kombinere fjernanalyse for å finne mulige lokaliteter og så kombinere dette med feltundersøkelser for å fange opp de gransumpskogene som har størst naturmangfold.

Påvirkningsfaktorer

Artsdatabankens liste over påvirkningsfaktorer er benyttet. Følgende påvirkningsfaktorer er viktige for naturtypen:

	Påvirkningsfaktor	Utdypende beskrivelse	Tidsrom	Omfang	Styrke
Påvirkningsfaktor 1	Forurensing > Terrestrisk > Næringssalter og organiske næringsstoffer	Noen sumpskoger har vært utsatt for eutrofiering, og denne effekten forsterkes ved uttørking (grøfting).	Pågående	Minoriteten av arealet påvirkes (<50%)	Ubetydelig/ingen nedgang
Påvirkningsfaktor 2	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning på ikke landbruksarealer (terrestrisk) > Utbygging/utvinning	Arealtap på grunn av nedbygging til bolig, næring, infrastruktur etc.	Pågående	Minoriteten av arealet påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 3	Påvirkning på habitat > Landbruk > Jordbruk > Drenering (grøfting)	Sumpskoger generelt har i stor grad blitt grønnet med hensikt å kunne bruke arealet til tømmerproduksjon. Rike sumpskoger er kjent for å ha særlig høy produksjonsevne etter drenering, og har derfor i stor utstrekning blitt drenert.	Pågående	Minoriteten av arealet påvirkes (<50%)	Rask reduksjon i areal (> 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 4	Påvirkning på habitat > Landbruk > Skogbruk/avvirkning > Skogsbilveger og kjørespor etter skogsmaskiner (den direkte effekten av inngrepet)	Drenering i forbindelse med kjøreskader fra skogsmaskiner.	Pågående	Minoriteten av arealet påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 5	Påvirkning på habitat > Landbruk > Skogbruk/avvirkning > Åpne hogstformer (flatehogst og frøtrehogst som også inkluderer uttak av rotvelt, råtne trær, tørrgran etc.)	På grunn av høy bonitet er det få forekomster som ikke har vært gjenom en flatehogst. Mange bestander har vært avvirket etter 1968.	Pågående	Minoriteten av arealet påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 6*	Påvirkning på habitat > Landbruk > Jordbruk > Oppdyrking	Rik sumpskog ligger på mark som også er godt egnet til andre formål. Derfor er store arealer tidligere blitt ryddet og dyrket opp.	Opphørt	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (<50%)	Ukjent
Påvirkningsfaktor 7*	Fremmede arter > Konkurrenter		Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)

*Påvirkningsfaktoren er ny i forhold til forrige rødlistevurdering.

Mål og nullalternativ

Målet for naturtypen er å gå ned én rødlistekategori på Norsk rødliste for naturtyper i 2035, noe som tilsvarer sårbar (VU). For å nå målet må følgende delmål oppfylles:

Mål for naturtypen	Naturtypeeigen-skap	Målsetting per 2035 (hva må til)	Nullalternativ per 2035
Delmål 1	Reduksjon i totalareal	Arealtapet de siste 50 år (1985-2035) er mindre enn 50 %.	≥ 30 % - < 50 % arealtap siste 50 år VU
Delmål 2	Reduksjon i totalareal	Forventede arealtapet de neste 50 år (2035-2085) er mindre enn 50 %.	≥ 30 % - < 50 % arealtap neste 50 år VU
Delmål 3	Abiotisk forringelse	Ikke forverret tilstand sammenlignet med dagens status. Forringelse må holdes innenfor intervallet ≥ 50 % - < 80 % areal forringet og ≥ 50 % - < 80 % grad av forringelse siste 50 år (1985-2035).	≥ 50 % - < 80 % areal forringet og ≥ 50 % - < 80 % grad av forringelse siste 50 år VU
Delmål 4	Abiotisk forringelse	Ikke alvorlig forverret tilstand av abiotisk forringelse i enhver 50-års-periode som inkluderer 2035 (1986-2084).	≥ 20% forringelsesgrad på ≥ 80% av totalarealet ELLER
Delmål 5	Biotisk forringelse	Forbedret tilstand av biotisk forringelse. Forringelse må reduseres til intervallet ≥ 50 % - < 80 % areal forringet og ≥ 50 % - < 80 % grad av forringelse siste 50 år (1985-2035).	≥ 80 % av arealet er 50 % - < 80 % forringet EN
Delmål 6	Biotisk forringelse	Ikke forverret tilstand hva av biotisk forringelse.	≥ 30 % - < 50 % av arealet er ≥ 80 % forringet neste 50 år VU
Delmål 7	Biotisk forringelse	Forbedret tilstand av biotisk forringelse fra hogst. Forringelse må reduseres til intervallet ≥ 50 % - < 80 % areal forringet og ≥ 50 % - < 80 % grad av forringelse i enhver tidsperiode som omfatter 2035 (1986-2084).	≥ 50 % - < 80 % av arealet er ≥ 80 % forringet (for- nå- og fremtid) EN

Kunnskapshull

Det er ikke foreslått prosjekter som vil dekke kunnskapshull for naturtypen, ut over eventuelle prosjekter om kunnskapsinnhenting som er knyttet til tiltak.

Tiltak

For å nå delmålene vil følgende tiltak bidra i positiv retning. Tiltakene er beskrevet, og nåverdien av tiltakskostnader er beregnet for perioden fra tiltakene antas igangsatt (2019) og fram til 2035.

Tiltak	Navn	Beskrivelse	Påvirkning sfaktor	Varighet av tiltak	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltak 1	Sikre intakte forekomster mot nye arealinngrep	Streng sikring av 25 % av sumpskogsarealet, særlig der rik granskog forekommer i områder med store biologiske kvaliteter knyttet til andre naturtyper og i områder med et stort registrert mangfold av arter.	2, 3, 4, 5	Engangs	Trolig svært høye kostnader
Tiltak 2	Sikre forekomster mot hogst	Streng sikring av 25 % av sumpskogsarealet, særlig der rik granskog forekommer i områder med store biologiske kvaliteter knyttet til andre naturtyper og i områder med et stort registrert mangfold av arter.	4, 5	Engangs	Trolig svært høye kostnader
Tiltak 3	Restaurere grøftet areal	Restaurering av rik gransumpskog vil innebære tetting av grøfter. Etter at grøftene er tettet vil vannstanden gjenopprettes og økosystemet vil restaurere seg selv over tid.	3	Engangs	kr 500 000

Tiltaksanalyse – tiltakspakker

Blant mulige tiltak som er listet ovenfor, er det identifisert to tiltakspakker. Tiltakspakkene består av aktuelle tiltak som til sammen gjør at målet nås med minst 50 % sikkerhet.

	Tiltak som inngår i pakken		Sannsynlighet for måloppnåelse	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltakspakke 1	Tiltak 2	Tiltak 3	85-95%	Kr 500 000 kr + kostnader for tiltak 2
Tiltakspakke 2	Tiltak 1	Tiltak 3	85-95%	Kr 500 000 kr + kostnader for tiltak 1

Tilleggseffekter

Det er tre kjente rødlistede karplanter knyttet til rik gransumpskog (vasstelg (EN), skogsøtgras (VU), myrteig (VU)). I tillegg kommer vedboende sopparter i gamle og rike gransumpskoger med mye død ved og truede laver og moser i sumpskoger med særlig høy luftfuktighet. Sumpskog lagrer mye karbon i den vannmettede bakken, der nedbrytning av organisk materiale går seint. Grøfting gjør bakken tørrere og øker nedbrytingen. Tetting av grøfter kan fungere som et tiltak for å redusere utslipp av karbon fra bakken. Trær vil imidlertid vokse seinere i sumpskog enn i tørrere skogtyper slik at bindingen av karbon i tresjiktet kan reduseres ved tetting av grøfter. Da mesteparten av karbonet i boreale skoger er i bakken, er tetting av grøfter trolig et godt klimatiltak. Naturtypen er trolig lite viktig for pollinerende insekter.

Samlet vurdering og anbefaling

Tiltakspakke 2 anbefales. Hindre eller redusere nedbygging og hogst gjennom streng sikring vil sammen med restaurering av sikret areal med stor sikkerhet bidra til at rik gransumpskog går fra EN til VU ved rødlistevurdering i 2035.

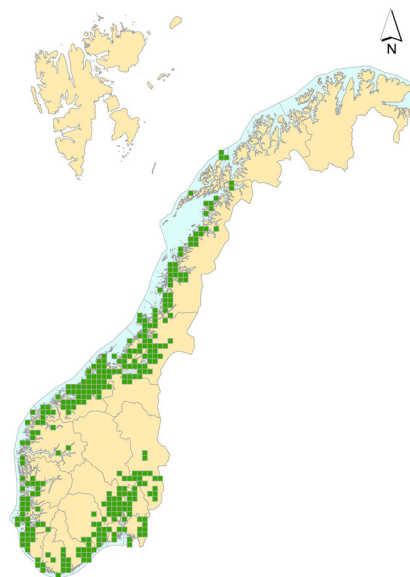
Kunnskapsgrunnlag for Rik åpen sørlig jordvannsmyr

Mars 2022

Bakgrunnsinformasjon

Rik åpen sørlig jordvannsmyr er sterkt intermedier til ekstremt kalkrik jordvannsmyr (inkludert rik kildemyr) i boreonemoral og sørboreal vegetasjonssone, og er knytta til områder med baserik grunn i lavlandet (V1-10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31). Feltsjiktet er dominert av graminider og urter, mens bunnsjiktet er dominert av torvmoser på intermedier myr, og av brunmoser på middelsrik og ekstremrik myr. Busksjikt og tresjikt kan forekomme på større, sammenhengende tuepartier og i myrkanten.

Myr defineres som et landområde med fuktighetskrevede vegetasjon som danner torv, og i myr er hydrologi (vannhusholdning) og høyt vannivå viktig. Hydrologien må være helt intakt for å si at det er "god økologisk tilstand" på myr. Dette betyr at det ikke forekommer inngrep som forstyrrer vannhusholdningen på myra. Høyt vannivå hindrer fullstendig nedbrytning av organisk materiale gjennom bl.a. lite tilgjengelig oksygen, og er derfor sentralt for torvakkumulering. De mest fundamentale økologiske faktorene på myr er den eller de som er avgjørende for om torv bygges opp, og på rikmyr er det brunmoser og graminider som bidrar mest til torvdannelse. På et overordnet nivå er det klima, topografi og mineraljordas beskaffenhet som avgjør hvor det dannes myr. Disse faktorene kontrollerer i stor grad hydrologien i et område gjennom å påvirke mønstre i nedbør, temperatur og avrenning av vann. Rikmyr har det høyeste botaniske mangfoldet på myr, og er levested for en stor andel av de rødlistede myrartene.



Naturtypens reelle areal	90 km ²
Antall forekomster NiN	606
Antall forekomster Naturbase	817
Myrbase NTNU Vitenskapsmuseet	226

Status

Naturtypen har status sterkt truet (EN) i Norsk rødliste for naturtyper 2018.

Rødlista for 2018 angir forekomstarealet til 90 km² ut fra et kjent areal på 60 km² og et mørketall på 1,5. Rik åpen sørlig jordvannsmyr er begrenset til lavlandsområdene i Sør-Norge og kystnære områder i Nordland (boreonemoral og sørboreal vegetasjonssone), men typen er sjelden over store deler av Sørlandet og Vestlandet på grunn av basefattig mineraljord. Data fra Naturbase, NiN og Myrbase angir et samlet areal av det som er registrert på noe over 80 km², men dette inneholder en god del annen myr enn rikmyr. Bl.a. utgjør mange av forekomstene bare en mindre del av myrmasse (f.eks. flatmyr), og i Myrbase er det arealet av myrmasse som er oppgitt. Det viser seg også at flere polygoner i Naturbase (DN-håndbok 13-lokaliteter) inneholder store arealer med andre naturtyper. Overlapp mellom Myrbase og Naturbase (ca. 26 km²) tilsier også at reelt kartlagt areal er lavere. Det faktiske arealet som inngår i de registrerte forekomstene, er derfor vesentlig mindre enn 80 km², og vi mener det er grunn til å tro at det er ca. 65 km² rikmyr i de registrerte lokalitetene. Dette er noe mer enn det som ble angitt i rødlista i 2018, og differansen skyldes NiN-kartlegginger i senere år.

Det er ikke kjent hvor stor andel de norske forekomstene utgjør i Norden eller Europa.

Det vil være en stor utfordring å kartlegge typen ved hjelp av fjernmåling. Det er vanskelig eller umulig å skille fattig og rik myrvegetasjon på vanlige flybilder, men på opptak i IR-båndet vil områder med

(relativt sett) høy og lav produksjon tre fram. Rikmyr har ofte (men ikke alltid) høyere produksjon enn fattigmyr, og dette kan brukes for å indikere mulige områder med rikmyr. Satellittdata har vært forsøkt brukt til å skille vegetasjon på myr, men ut fra det vi kjenner har ikke dette så langt gitt god nok presisjon. Rikmyr i lavlandet kan opptre i myrmasstypene flatmyr, flommyr og gjennomstrømningsmyr, samt i laggen på typisk høgmyr. Disse typene mangler strukturer eller har strukturer og elementer som er spesifikke for den enkelte typen. LiDAR-data eller stereotolkning av flybilder vil være til liten hjelp siden det ikke er noen sammenheng mellom morfologi og rik vegetasjon.

Påvirkningsfaktorer

Artsdatabankens liste over påvirkningsfaktorer er benyttet. Følgende påvirkningsfaktorer er viktige for naturtypen:

	Påvirkningsfaktor	Utdypende beskrivelse	Tidsrom	Omfang	Styrke
Påvirkningsfaktor 1	Påvirkning på habitat > Landbruk > Jordbruk > Drenering (grøfting)	Drenering (grøfting)	Pågående	Minoriteten av arealet påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 2	Påvirkning på habitat > Landbruk > Jordbruk > Oppdyrking	Oppdyrking inkludert omgraving.	Pågående	Minoriteten av arealet påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 3	Påvirkning på habitat > Landbruk > Skogreising/treplantasjer	Drenering (grøfting) og tilplanting.	Opphørt (kan inntreffe igjen)	Minoriteten av arealet påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 4	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning på ikke landbruksarealer (terrestrisk) > Utbygging/utvinning > Infrastruktur (veier, broer, flyplasser mm.)	Direkte nedbygging samt drenering av tilgrensende areal. Forurensing av tilgrensende areal fra aktivitet, eks. avrenning av avisingsvæske fra flyplasser	Pågående	Minoriteten av arealet påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 5	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning på ikke landbruksarealer (terrestrisk) > Utbygging/utvinning > Industri/næringsutbygging	Direkte nedbygging samt drenering av tilgrensende areal. Forurensing av tilgrensende areal fra aktivitet, eks. oljesøl.	Pågående	Minoriteten av arealet påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 6	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning på ikke landbruksarealer (terrestrisk) > Utbygging/utvinning > Boligbebyggelse/boligutbygging	Direkte nedbygging samt drenering av tilgrensende areal.	Pågående	Minoriteten av arealet påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 7	Forurensing > Atmosfærisk	Forsuring (N- og S-forbindelser), samt næringstilførsel (vesentlig N-forbindelser).	Pågående	Minoriteten av arealet påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 8	Forurensing > I vann	Vanntransportert forurensing, eutrofiering.	Pågående	Minoriteten av arealet påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 9	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning på ikke landbruksarealer (terrestrisk) >	Kjøreskader	Pågående	Minoriteten av arealet påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)

	Annen påvirkning på habitat > Motorferdsel				
--	---	--	--	--	--

Mål og nullalternativ

Målet for naturtypen er å gå ned én rødlistekategori på Norsk rødliste for naturtyper i 2035, noe som tilsvarer sårbar (VU). For å nå målet må følgende delmål oppfylles:

Mål for naturtypen	Naturtypeegenskap	Målsetting per 2035 (hva må til)	Nullalternativ per 2035
Delmål 1	Forekomstareal, kriterium A	Reduksjon av forekomstareal siste 50 år må gå fra 50-80 % til 30-50 %.	Tap av areal kan ventes å avta noe på grunn av endringer i lovverket når det gjelder grøfting for skogreising. Mange av lokalitetene i lavlandet er allerede tapt, og innen 2035 kan vi forvente at dette vil vises som en lavere andel nytt tap siden en større og større andel av restforekomstene ligger i verneområder. Samtidig vil fortsatt tap av areal på grunn av endringsgjeld pågå i lang tid framover. Uten nye tiltak kan det derfor forventes samme nivå på arealtap som i 2018, minst 50 %.
Delmål 2	Andelen av totalareal forringet, kriterium C	Andelen av totalarealet som er forringet må gå fra >80 % til 50-80 % samtidig som graden av abiotisk forringelse ikke øker.	Andelen av totalarealet som er forringet, vil ligge på samme nivå, eller øke noe, men neppe overstige 80 %.
Delmål 3	Graden av forringelse, kriterium C	Graden av abiotisk forringelse må reduseres fra 50-80 % til 30-50 %.	Kunnskapen er mangelfull, men graden av forringelse forventes ikke å avta framover, og vil være over 50 % også i 2035.

Kunnskapshull

Det er ikke foreslått prosjekter som vil dekke kunnskapshull for naturtypen, ut over eventuelle prosjekter om kunnskapsinnhenting som er knyttet til tiltak.

Tiltak

For å nå delmålene vil følgende tiltak bidra i positiv retning. Tiltakene er beskrevet, og nåverdien av tiltakskostnader er beregnet for perioden fra tiltakene antas å bli satt i gang (2019) og fram til 2035.

Tiltak	Navn	Beskrivelse	Påvirkningsfaktor	Varighet av tiltak	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltak 1	Hydrologisk restaurering	For å oppnå en forbedring av rødlistevurdering til VU i 2035 må andelen areal med akseptabel tilstand øke fra ca. 30-40 %, der vi er i dag, til over 60 %. Dette vil altså kreve restaureringstiltak på minimum 25 % av arealet rikere myrflate i lavlandet. Ut fra et areal på 90 km ² vil dette tilsvare 22,5 km ² , og fordi lokalitetene er små så vil dette fordele seg på mange lokaliteter. Med utgangspunkt i 22500 daa må ca. 1300 daa restaureres årlig for å nå målet om rødlistevurdering VU innen 2035. Videre bør valget av lokaliteter gjøres slik at det er de som er i relativt god tilstand som prioriteres, det er blant disse det er forbedringspotensial innen 2035. Datagrunnlaget er variabelt, men vi har etter hvert brukbar oversikt over	1 og 3	1300 daa i året restaureres	kr 5 900 000

		forekomst, i hvert fall på et overordnet plan. Tilstand har vi mindre konkret kunnskap om, og på lokalitetsnivå er det gjerne lite dokumentasjon på tilstand. Inntil kunnskapsgrunnlaget er blitt bedre kan vi bare angi et overordnet arealmål for restaurering.			
Tiltak 2	Sikring av intakte lokaliteter og lokaliteter med liten grad av forringelse	For å oppnå en forbedring av rødlistevurdering til VU i 2035 må vi unngå at areal som per i dag er intakt, eller i svært liten grad er forringet (tilsvarende "ubetydelig grøftingsinngrep" etter Miljødirektoratets kartleggingsinstruks for naturtyper), utsettes for inngrep som gir forverret tilstand. Dette utgjør trolig mindre enn 40 % av arealet, anslagsvis 35 000 daa. Inkludert i dette er allerede verna areal, men datagrunnlaget er svakt. Blindheim m.fl. (2011) antyder at 5-20 % av rikmyrlokaliteter (av antallet lokaliteter, ikke areal!) av høy verdi er vernet. Det er grunn til å tro at situasjonen for rik åpen sørlig jordvannsmyr er tilsvarende, men dette er svært usikkert. Inntil kunnskapsgrunnlaget er blitt bedre kan man kun forholde seg til et om-trentlig arealmål. For disse lokalitetene må det derfor tas i bruk eller etableres juridiske ordninger som er så slagkraftige at ingen form for oppdyrking, torvtekt, nedbygging eller drenering kan finne sted. Anslått areal som inngår i tiltaket er ca. 35 km ² .	1, 2, 3, 4, 5, 6 og 9	Engangstiltak som må sees i sammenheng med tiltak 3.	Trolig svært høye kostnader
Tiltak 3	Utvidelse av eksisterende verneområder	Eksisterende verneområder med verneformål myr har ofte lite hensiktsmessig avgrensning, der deler av myr-kompleks og myrmasse er holdt utenfor vernet. Dette skyldes ofte at grensene ble trukket slik at inngrep ble ekskludert fra verneområdet, eller at de følger eien-domsgrenser. Gamle og nye inngrep utenfor verneområdet kan i slike tilfeller få direkte følger for tilstanden for myra inne i verneområdet. For å oppnå effektivt vern må grenser for etablerte verneområder revideres for å sikre at hele myrkomplekset inkluderes, og med en buffersone på f.eks. 50 m for å unngå at myrkanten faller utenfor. Vi har ikke oversikt over hvor mange verneområder rikmyr inngår i, men antakelig bør alle verneområder med rikmyr i lavlandet sjekkes for å se om vernet inkluderer hele myra eller ikke. Se ellers diskusjon rundt areal med akseptabel tilstand over. Anslått areal som inngår i tiltaket er ca. 35 km ² .	1, 2, 3, 4, 5, 6 og 9	Engangstiltak som må sees i sammenheng med tiltak 2.	Trolig svært høye kostnader

Tiltaksanalyse – tiltakspakker

Blant mulige tiltak som er listet ovenfor, er det identifisert to tiltakspakker. Tiltakspakkene består av aktuelle tiltak som til sammen gjør at målet nås med minst 50% sikkerhet.

	Tiltak som inngår i pakken			Sannsynlighet for måloppnåelse	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltakspakke 1	Tiltak 1	Tiltak 2	Tiltak 3	85-95%	kr 5 900 000 + kostnader for tiltak 2 og 3
Tiltakspakke 2	Tiltak 1			50-75%	kr 5 900 000

Tilleggseffekter

Det er mange truede arter som er knyttet til rikmyr. Totalt er det kjent åtte moser og 35 karplanter, hvorav fire er kritisk truet (CR) blant annet den prioriterte arten honningblom. Rikmyr er artsrik, og med en høy andel urter i feltsjiktet, og har derfor stor betydning for pollinatorer, antakelig ikke så ulik betydningen av semi-naturlig eng. Mange av orkideene på rikmyr har komplisert og spesialisert mutualistisk pollineringsøkologi, og brudespore er et eksempel på dette. Arter som blåknapp og følblom er gode fødeplanter for pollinatorer, og opptrer ofte i store mengder på rikmyr. Vierarter er viktige fødeplanter om våren, og denne slekta er vanlig i busk- og tresjiktet. Myr er den hovednaturtypen som lagrer mest karbon per arealenhet (høyest "karbontetthet"), og myr i Norge lagrer totalt et sted mellom 1 og 2 Gt totalt. Rikmyr har vanligvis nokså liten torvdybde, men dette varierer, og det er eksempler på rikmyr med flere meter torv. Torva er oftest tett og mye omdannet, og det vil si at det er høyere karbontetthet enn der torva er lausere (ofte nedbørsmyr). Alt i alt er naturtypen blant de myrtypene som er minst viktige som karbonlager, men samtidig er betydningen større enn for de fleste andre naturtyper på fastmark.

Samlet vurdering og anbefaling

Tiltakspakke 1 anbefales. Restaurering av jordvannsmyr er potensielt vanskeligere enn restaurering av nedbørsmyr, og det vil være avgjørende viktig å sikre areal mot ytterligere inngrep siden vi ikke har like stor sikkerhet for at restaurering vil fungere godt.

Kunnskapsgrunnlag for Semi-naturlig strandeng

Mars 2022

Bakgrunnsinformasjon

Semi-naturlig strandeng er engpregede økosystemer i øvre del av fjærebeltet, som er formet gjennom ekstensiv hevd som beite og/eller slått (T33). Disse engene er brukt til jordbruksproduksjon gjennom lang tid, ofte hundrer av år. Semi-naturlig strandeng skiller seg fra semi-naturlig eng ved markant innslag av salttolerante arter og fra strandeng ved sterkt innslag av arter typisk for semi-naturlig mark.

Strandeng omfatter mark med sluttet, engpreget vegetasjon dominert av gras og urter og finnes først og fremst på beskyttede steder med fint substrat. Semi-naturlige strandenger har oppstått som et resultat av rydding av kratt og strandskog og deretter ekstensiv hevd med slått og/eller beite.

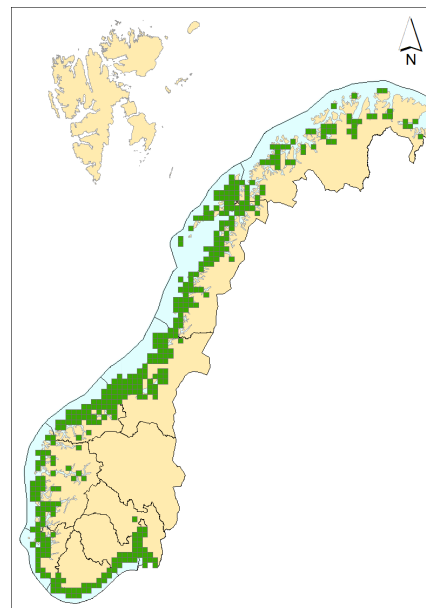
Status

Naturtypen har status sterkt truet (EN) i Norsk rødliste for naturtyper 2018.

Semi-naturlig strandeng er avgrenset til den øvre delen av strannnga (øvre geolittoral og supralittoral), mens de delene av strandenga som ligger i nedre og midtre geolittoral etter NiN 2.0 er definert under hovedtype T12 Strandeng. Å avgrense semi-naturlig strandeng fra naturlig strandeng i felt kan være svært utfordrende. Semi-naturlig strandeng (T33) er presist definert i NiN 2.0, men resultatene fra den praktiske kartleggingen viser at T12 og T33 ikke alltid skiller i felt. T33 i sein gjengroingsfase er også flere steder avgrenset i felt som strandsumpskogsmark V8. I boreonemoral sone forekommer ofte begge strandengtypene (T12 og T33) sammen. Hele strand-engarealet på en gitt lokalitet vil derfor være den mest fornuftige forvaltningsenheten. Strandenger forekommer dessuten ofte i mosaikk med andre naturtyper, og bør også forvaltes sammen med disse.

Det finnes ikke presis arealinformasjon for semi-naturlig strandeng i Norge, og i Rødlista 2018 er det ikke opp-gitt verken areal eller mørketall. På 1980- og 90-tallet ble det gjennomført større kartlegginger av havstrender i Norge. Det ble kartlagt ca. 1400 lokaliteter som helt eller delvis består av strandeng og strandsump, og over halvparten av dem ligger i Nordland. Lokalitetene er ofte avgrenset som landskapsobjekter og inneholder mange naturtyper. Det er derfor ikke mulig å trekke arealet av semi-naturlig strandeng ut fra materialet eller fra annen kartlegging etter DN Håndbok 13. Basert på hvordan strandeng og semi-naturlig strandeng fordeler seg mellom fylker i kartleggingen etter NiN har vi kunnet anslå arealet for de to typene etter tidligere kartleggingsmetodikk. Antakelsene for arealberegningene er angitt i kunnskapsgrunnlaget. Det er vanskelig å anslå hvor mye som gjenstår å kartlegge, men areal kartlagt etter NiN har økt svært mye siden 2017, så vi anslår her at 80 % er kartlagt.

Det er ikke kjent hvor stor andel de norske forekomstene utgjør i Norden eller Europa. Det er ikke gjort forsøk på arealberegninger, men semi-naturlige strandenger forekommer også langs kysten av Sverige, Danmark og Finland. Det finnes store strandengkomplekser i området rundt Vadehavet, med noen områder også i Storbritannia, Finland, Portugal, Spania og Frankrike.



Naturtypens reelle areal	25 km ²
Antall forekomster NiN	1674
Antall forekomster Naturbase	1390

Påvirkningsfaktorer

Artsdatabankens liste over påvirkningsfaktorer er benyttet. Følgende påvirkningsfaktorer er viktige for naturtypen:

	Påvirkningsfaktor	Utdypende beskrivelse	Tidsrom	Omfang	Styrke
Påvirkningsfaktor 1	Klimatiske endringer > temperatur	Et varmere klima vil påskynde gjengroingen i alle semi-naturlige naturtyper der skjøtselen har opphørt, øke innslag av problemarter og fremmede arter og forlenge vekstsesongen. Det biologiske mangfoldet og naturtypearealet vil bli redusert.	Pågående	Hele forekomstarealet påvirkes (> 90%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 2	Påvirkning på habitat > Landbruk > Opphørt/ redusert drift	Opphør av beite og slått fører til gjengroing.	Pågående	Majoriteten av forekomstarealet påvirkes (50-90%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 3	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning på ikke landbruksarealer (terrestrisk) > Utbygging/utvinning	Arealpresset i strandsonen, og særlig langgrunne strender på finmateriale, er særlig stort. Påvirkningsfaktorene er mange, som masseutfylling, vegbygging, industriutbygging, fritidsutbygging osv.	Pågående	Ukjent	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 4	Forurensing > Atmosfærisk	20 % av landarealet i Norge hadde en overskredet tålegrense for nitrogen mellom 2012-2016. Det aller meste av dette arealet ligger langs kysten og da særlig i Sør-Norge og innenfor utbredelsesområdet for semi-naturlig strandeng.	Pågående	Majoriteten av forekomstarealet påvirkes (50-90%)	Ukjent
Påvirkningsfaktor 5*	Fremmede arter > Konkurrenter	Klimaendringer og opphør av tradisjonell drift vil bidra til at innslag av problemarter og fremmede arter øker.	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (<50%)	Ukjent
Påvirkningsfaktor 6*	Forurensing > Terrestrisk > Næringssalter og organiske næringsstoffer	Avrenning av næringsstoffer fra landbruksarealer til semi-naturlige strandengene øker primærproduksjonen og hastigheten på gjengroingen i den semi-naturlige engen. Samtidig begunstiges næringskrevende arter, og dette påvirker konkurransesvake arter negativt.	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 7*	Påvirkning på habitat > Landbruk > Jordbruk > Oppdyrking	Mange høyproduktive strandenger har blitt oppdyrket tidligere, men det antas at dette har opphørt da arealene anses mer marginale for landbruksproduksjon i dag.	Opphørt	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (<50%)	Ukjent
Påvirkningsfaktor 8*	Påvirkning på habitat > Landbruk > Jordbruk > Drenering (grøfting)	Mange høyproduktive strandenger har blitt grønnet tidligere, men det antas at dette har opphørt da arealene anses mer marginale for landbruksproduksjon i dag.	Opphørt	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (<50%)	Ukjent

Påvirkningsfaktor 9*	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning på ikke landbruksarealer (terrestrisk) > Annen påvirkning på habitat > Andre	I områder med boliger eller hytter vil konvertering til plen og tomtestell påvirke de semi-naturlige strandengene negativt, gjennom hypping plenklipping og innføring av fremmede arter.	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (<50%)	Ukjent
-----------------------------	--	--	----------	---	--------

*Påvirkningsfaktoren er ny i forhold til forrige rødlistevurdering.

Mål og nullalternativ

Målet for naturtypen er å gå ned én rødlistekategori på Norsk rødliste for naturtyper i 2035, noe som tilsvarer sårbar (VU). For å nå målet, må følgende delmål oppfylles:

Mål for naturtypen	Naturtypeegenskap	Målsetting per 2035 (hva må til)	Nullalternativ per 2035
Delmål 1	Reduksjon i totalareal (A1)	Arealtapet de siste 50 år, regnet fra 2035 (1985- 2035) er mindre enn 50 %	≥ 30 % - < 50 % siste 50 år VU
Delmål 2	Reduksjon i totalareal (A2a)	Forventede arealtapet de neste 50 år (2035-2085) være mindre enn 50 %.	≥ 50 % - < 80 % neste 50 år EN
Delmål 3	Reduksjon i totalareal (A2b)	Forventede arealtapet i enhver 50 års-periode som innefatter år 2035 (i intervallet 1986-2084) være mindre enn 50 %.	≥ 50 % - < 80 % i hvilken som helst 50-årstidsperiode som innefatter 2035 EN
Delmål 4	Abiotisk forringelse (C1)	Ikke forverret tilstand av abiotisk forringelse og at mindre enn 80% av arealet er mindre enn 80 % forringet de siste 50 år (1985-2035).	≥ 50 % - < 80 % areal forringet og ≥ 50 % - < 80 % grad av forringelse siste 50 år VU
Delmål 5	Abiotisk forringelse (C2a)	Ikke er sannsynlig med forverret tilstand av abiotisk forringelse og at mindre enn 80% av arealet blir mindre enn 80 % forringet de neste 50 år (2035-2085)	≥ 50 % - < 80 % areal forringet og ≥ 50 % - < 80 % grad av forringelse neste 50 år VU
Delmål 6	Biotisk forringelse (D1)	Forbedret tilstand av biotisk forringelse og at mindre enn 80 % av arealet er forringet og at graden av forringelse er mindre enn 50 % på disse arealene de siste 50 år. Alternativt må forringelsesgraden reduseres til 30-50 % på hele det forringede arealet eller forringelsesgraden være konstant, men det forringede arealet reduseres til 30-50 % av totalarealet.	≥ 80 % areal forringet og ≥ 50 % - < 80 % grad av forringelse siste 50 år EN
Delmål 7	Biotisk forringelse (D2a)	Forbedret tilstand av biotisk forringelse og at mindre enn 80 % av arealet blir forringet i den kommende 50 års-perioden og at graden av forringelse blir mindre enn 50 % på disse arealene de neste 50 år. Alternativt må forringelsesgraden reduseres til 30-50 % på hele det forringede arealet eller forringelsesgraden være konstant, men det forringede arealet reduseres til 30-50 % av totalarealet.	≥ 80 % areal forringet og ≥ 50 % - < 80 % grad av forringelse siste 50 år EN

Kunnskapshull

Det er ikke foreslått prosjekter som vil dekke kunnskapshull for naturtypen, ut over eventuelle prosjekter om kunnskapsinnhenting som er knyttet til tiltak.

Tiltak

For å nå delmålene, vil følgende tiltak bidra i positiv retning. Tiltakene er beskrevet, og nåverdien av tiltakskostnader er beregnet for perioden fra tiltakene antas igangsatt (2019) og fram til 2035.

Tiltak	Navn	Beskrivelse	Påvirkning sfaktor	Varighet av tiltak	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltak 1	Husdyrbeite	Beite vil være viktig for å hindre gjengroing. Skjøtselshåndboka anbefaler et beitetrykk på 1-1,5 storfe (ungdyr) per ha. Storfe beiter generelt mer bredbladete gras og beveger seg også lengre ut i fuktige partier enn sau. Beite med hest, sau eller alpakka har ikke samme positive effekter og kan også ha negative effekter på naturmangfold. Beite med tunge storferaser kan gi store tråkkskader i fuktig strandengvegetasjon og bør unngås. For å oppnå målsetningen for naturtypen (areal, tilstandsreduksjon) bør storfebeite gjennomføres på > 50 % av naturtypens areal både innenfor og utenfor verneområder.	2	Årlig vedlikehold av gjerde (f.eks. tretråds strømgjerde)	kr 21 900 000
Tiltak 2	Slått	Slått, med påfølgende fjerning av biomasse, er viktig for å bedre tilstanden i strandeng, og kan også bidra til å øke arealet av strandeng. Takrør bør slås minst to ganger per sesong, men først etter 1. juli av hensyn til hekkende fugl. Biomassen må fjernes. Det er vanskelig å anslå arealet med behov for slått.	2	To ganger i året, årlig i minst 5 år.	kr 814 700 000
Tiltak 3	Rydding av kratt og trær	Fjerning av kratt og rydding av oppslag av løvtrær kan være nødvendig for å bedre tilstand og kan også bidra til å øke arealet av strandeng. Det er vanskelig å anslå arealet med behov for krattrydding.	2	Engangstiltak dersom arealet følges opp med årlig slått eller beite etterpå.	kr 72 100 000
Tiltak 4	Stans av nedbygging av gjenværende areal	Arealpresset i strandsonen er stort. Ca. 50 % av strandengarealet i Østfold, Agder og Rogaland ligger innenfor verneområder (vernet mot nedbygging). Det er usikkert hvorvidt dette tallet er representativt for resten av naturtypens utbredelse. Videre er det usikkert hvor stor andel av restarealet som har begrensninger på bruk (statlig sikrede friluftsområder osv.). Nullalternativet for delmål 1 (stans av tap av areal) tilsier at < 50 % av arealet vil gå tapt fram mot 2035. Det er derfor høyst usikkert hvor stort areal som bør sikres mot nedbygging.	3	Evt. andel totalt areal som bevares	Trolig svært høye kostnader
Tiltak 5	Bekjempelse av fremmede arter	Bekjempelse av fremmede arter foregår allerede til en viss grad innenfor verneområder (se igangsatte tiltak), men i liten grad utenfor verneområder. Den mest aktuelle arten er rynkerose, men også andre arter kan forekomme. Totalarealet som dekkes av fremmede arter er ukjent, et grovt estimat kan være 5 % av naturtypens reelle areal (1,25 km ² av 25 km ²). Det mest aktuelle tiltaket for fjerning av rynkerose er bruk av ryddesag med påfølgende bruk av plantevernmidler. Tiltakene vil kreve oppfølging over flere år.	5	Flerårig. Størst innsats første år, oppfølging over minimum 5 år.	kr 2 400 000
Tiltak 6	Redusere avrenning	Semi-naturlige strandenger ligger stedvis i nær tilknytting til jordbruksarealer, som både	6	Tiltaket må gjennomføres	Kostnadene er ukjente

	fra landbruk	gjødsles og sprøytes og som gjerne drenerer ned mot den semi-naturlige strandengen. Tiltaket innebærer å etablere et vegetasjonsbelte på 5 m nærmest strandengen som vil bidra med å filtrere og ta opp næringsalter fra det oppdyrkede arealet slik at dette ikke når den semi-naturlige strandengen, den naturlige strandengen eller sjøen.		årlig og bli standard for jordbruksareal i tilknytning til semi-naturlige strandenger.	
Tiltak 7	Stans av anlegging av plen/utplanting av fremmede arter	I områder med boliger eller hytter vil konvertering til plen og tomtestell påvirke de semi-naturlige strandengene negativt, gjennom hypping plenklipping og innføring av fremmede arter. Informasjon til grunneiere om hva semi-naturlig eng er og hvilke arter og økosystemtjenester semi-naturlig strandeng huser vil kunne bidra til stans av plenifisering og utplanting av fremmede arter i eller i tilknytning til semi-naturlig strandeng.	9	Sendes ut til berørte grunneiere hvert tiende år.	kr 210 000
Tiltak 8	Nye-tablering av strandeng	Ved utbygging/omregulering av arealer kan det etableres strandeng i tilknytning til nytt boligområde eller næringsvirksomhet, der dette ville vært den naturlige vegetasjonstypen i området.	3		kr 100 000

Tiltaksanalyse – tiltakspakker

Blant mulige tiltak som er listet ovenfor, er det identifisert fire tiltakspakker. Tiltakspakkene består av aktuelle tiltak som til sammen gjør at målet nås med minst 50 % sikkerhet.

	Tiltak som inngår i pakken				Sannsynlighet for måloppnåelse	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltakspakke 1	Tiltak 1	Tiltak 2	Tiltak 3		85-95%	kr 908 700 000
Tiltakspakke 2	Tiltak 1	Tiltak 3			75-85%	kr 94 000 000
Tiltakspakke 3	Tiltak 1	Tiltak 2			75-85%	kr 836 600 000
Tiltakspakke 4	Tiltak 1	Tiltak 2	Tiltak 3	Tiltak 4	85-95%	kr 908 700 000 + kostnader for tiltak 4

Tilleggseffekter

Strandenger leverer en rekke naturgoder og er artsrike biotoper med en rekke blomstrende urter. Gjengroing av semi-naturlige strandenger fører til et mindre artsmangfold av blomsterarter som pollinerende insekter sanker pollen fra, og gjengroing vil derfor påvirke pollinerende insekter negativt. Av truede arter tilknyttet naturtypen finnes minst 29 karplanter, 24 sopper og 53 insekter. Den prioriterte arten honningblom (*Herminium monorchis*) forekommer i strandenger, sammen med en rekke andre sjeldne karplanter, særlig i de sørøstre delene av landet. Strandenger og strandsumper har viktige funksjoner for fugl, som hekkeområder og trekkområder. Både vår og høst er strandenger viktige beiteområder for vadefugl, ender og gjess, og strandenger er viktige overvintringsområder for flere spurvefugler. Enkelte arter benytter også strandengene som hekkeplass, blant annet vipe (*Vanellus vanellus*) og svarthalespove (*Limosa limosa*). Semi-naturlige økosystemer som hevdes med slått eller beite har store lager av karbon i bakken. Mye av karbonet er lagret i levende og døde røtter til gressartene som er vanlige i semi-naturlige økosystemer, inkludert semi-naturlige strandenger.

Samlet vurdering og anbefaling

Tiltakspakke 2 anbefales. Hevd, først og fremst i form av tilpasset beite med storfe, er sentralt for å forbedre tilstanden for naturtypen, men for å oppnå målsetningen for naturtypen må beite kombineres med annen rydding og slått i lokaliteter med allerede svært redusert tilstand.

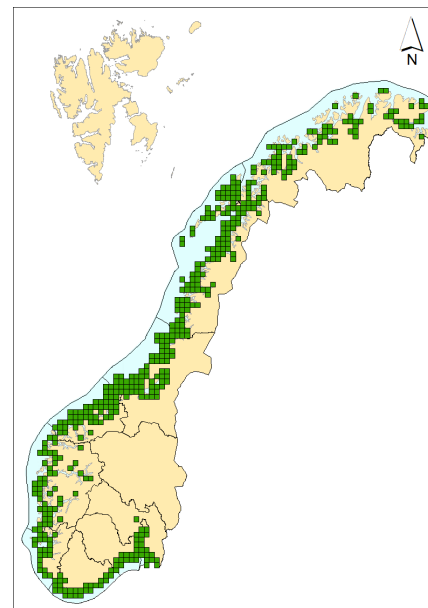
Kunnskapsgrunnlag for Strandeng

Mars 2022

Bakgrunnsinformasjon

Strandeng omfatter mark med sluttet, eng-preget vegetasjon i fjærebeltet, som ikke er preget av saltanriking (T12). Strandeng har et markant innslag av salttolerante arter, men har ikke arter typiske for semi-naturlig mark.

Strandeng finnes først og fremst på steder dominert av grus og småstein eller finmateriale som silt eller leire, der bølgeeksponeringen ikke er sterkere enn at finmateriale blir liggende. Vegetasjonen er dominert av gras og urter. Strandeng oppstår naturlig når nytt land blottlegges for kolonisering av landplanter gjennom landheving, og kan være stabile over tid der det er tilstrekkelig sterkt miljøstress i form av saltinnhold, bølgepåvirkning eller vindslitasje til at området ikke gror igjen med kratt. Strandeng kan være påvirket av hevd som for eksempel beite, men naturtypen er ikke avhengig av hevd. Strandeng i god tilstand har et artsinventar som er typisk for strandeng i gitt region og er lite påvirket av slitasje, næringssig, fremmede arter eller forbygninger for å hindre erosjon.



Naturtypens reelle areal	130 km ²
Antall forekomster NiN	5250
Antall forekomster Naturbase	1392

Status

Naturtypen har status sårbar (VU) i Norsk rødliste for naturtyper 2018.

Strandeng (T12) er presist definert i NiN 2.0, men resultatene fra den praktiske kartleggingen viser at T12 og T33 ikke alltid skiller i felt. Strandeng T12 finnes både i nedre og midtre geolitoral (T12-C1) og i øvre geolitoral og supralitoral (T12-C2), mens semi-naturlig strandeng kun finnes i øvre geolitoral (T33-C1) og supralitoral (T33-C2). I sørlige deler av landet vil det oftest være en gradvis overgang mellom T12-C1 og den hevdbevegende semi-naturlige strandengen T33-C1. I nordre del av landet er T33 mindre vanlig og T12-C1 går da istedenfor gradvis over i T12-C2. Avgrensningen mellom de to rødlistede naturtypene strandeng (T12) og semi-naturlig strandeng (T33) er krevende i felt, og det ser ut til at T12 i praktisk kartlegging ofte er inkludert i avgrensningen av T33 i sørlige deler av Norge. Naturtypekartlegging etter DN håndbok 13 av typen strandeng og strandsump G05 omfatter mer enn den rødlistede naturtypen strandeng, og i praksis er det flere steder også inkludert både strandberg og strandskog i avgrensningen.

Det finnes ikke presis arealinformasjon for strandeng i Norge. På 1980- og 90-tallet ble det gjennomført større kartlegginger av havstrender i Norge. Det ble kartlagt ca. 1400 lokaliteter som helt eller delvis består av strand-eng og strandsump, og over halvparten av dem ligger i Nordland. Lokalitetene er ofte avgrenset som landskapsobjekter og inneholder mange naturtyper. Det er derfor ikke mulig å trekke arealet av strandeng direkte ut fra det materialet eller fra annen kartlegging av strandeng etter DN Håndbok 13. Etter 2018 er det kartlagt strand-eng etter NiN, fordelt på strandeng (T12) og semi-naturlig strandeng (T33). Arealet som er kartlagt etter DN-håndbok 13 er beregnet for de to typene, basert på en rekke antakelser angitt i kunnskapsgrunnlaget, og samlet areal av strandeng er deretter beregnet. Fordi kartleggingsinnsatsen etter 2017 har vært høy, anslår vi at ca. 80 % er kartlagt.

Fjernmåling vil kunne brukes for å finne større forekomster av strandeng, men vil i liten grad kunne skille strandeng fra semi-naturlig strandeng, da dette skillet baserer seg på forskjeller i artsinventar som ikke vil la seg måle med fjernmåling.

Påvirkningsfaktorer

Artsdatabankens liste over påvirkningsfaktorer er benyttet. Følgende påvirkningsfaktorer er viktige for naturtypen:

	Påvirkningsfaktor	Utdypende beskrivelse	Tidsrom	Omfang	Styrke
Påvirkningsfaktor 1	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning på ikke landbruksarealer (terrestrisk) > Utbygging/utvinning	Arealpresset i strandsonen, og særlig langgrunne strender på finmateriale, er stort. Påvirkningsfaktorene er mange, som masseutfylling, vegbygging, industriutbygging, fritidsutbygging osv.	Pågående	Ukjent	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 2	Forurensing > Atmosfærisk	20 % av landarealet i Norge hadde en overskredet tålegrense for nitrogen mellom 2012-2016. Det aller meste av dette arealet ligger langs kysten, særlig i Sør-Norge.	Pågående	Majoriteten av forekomstarealet påvirkes (50-90%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 3	Fremmede arter > Konkurrenter	Klimaendringer vil bidra til at innslag av problemarter og fremmede arter øker.	Pågående	Ukjent	Ukjent
Påvirkningsfaktor 4	Klimatiske endringer > temperatur	Et varmere klima med økt temperatur i både havvannet og atmosfæren vil føre til en forlengelse av vekstsesongen og trolig raskere tilgroing/suksesjon mot tresatte økosystemer. Økning i havnivå, som innebærer at arealer som i dag er strandeng blir oversvømt er også en negativ påvirkningsfaktor. Økning i temperatur kan gi en økning av fremmede arter og spredning av arter sørfra.	Pågående	Hele forekomstarealet påvirkes (> 90%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 5*	Forurensing > Terrestrisk > Næringsstoffer og organiske næringsstoffer	Avrenning av næringsstoffer fra landbruksarealer i tilknytting til strandengene øker primærproduksjonen og hastigheten på gjengroingen i strandengen. Samtidig begunstiges næringskrevende arter og dette påvirker konkurransesvake arter negativt.	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 6*	Påvirkning på habitat > Landbruk > Jordbruk > Oppdyrking	Mange høyproduktive strandenger har blitt oppdyrket tidligere, men det antas at dette har opphørt da arealene anses mer marginale for landbruksproduksjon i dag.	Opphørt	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (<50%)	Ukjent
Påvirkningsfaktor 7*	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning på ikke landbruksarealer (terrestrisk) > Annen påvirkning på habitat > Andre	I områder med boliger eller hytter vil konvertering til plen og tomtestell påvirke strandengene negativt, gjennom hypping plenklipping og innføring av fremmede arter.	Pågående	Ukjent	Ukjent

Påvirkningsfaktor 8*	Menneskelig forstyrrelse > Rekreasjon/turisme	Slitasje på vegetasjonen i strandenger forekommer i områder som er populære turområder eller badeplasser.	Pågående	Ukjent	Ukjent
-----------------------------	---	---	----------	--------	--------

*Påvirkningsfaktoren er ny i forhold til forrige rødlistevurdering.

Mål og nullalternativ

Målet for naturtypen er å gå ned én rødlistekategori på Norsk rødliste for naturtyper i 2035, noe som tilsvarer nær truet (NT). For å nå målet må følgende delmål oppfylles:

Mål for naturtypen	Naturtypeegenskap	Målsetting per 2035 (hva må til)	Nullalternativ per 2035
Delmål 1	Reduksjon i totalareal (A1)	Forventet arealtapet de siste 50 år, regnet fra 2035 (1985- 2035) er mindre enn 30 %.	≥ 30 % - < 50 % siste 50 år VU
Delmål 2	Reduksjon i totalareal (A2a)	Forventede arealtapet de neste 50 år (2035-2085) vil være mindre enn 30 %.	≥ 30 % - < 50 % siste 50 år VU
Delmål 3	Abiotisk forringelse (C1)	Forbedret tilstand av abiotisk forringelse og at mindre enn 30% av arealet er mer 80 % forringet ELLER at mindre enn 50 % av arealet er mer enn 50 % forringet ELLER at mindre enn 80% av arealet er over 30 % forringet ELLER at over 80% av arealet er mellom 20 og 30 % forringet de siste 50 år (1985-2035).	≥ 50 % - < 80 % areal forringet og ≥ 50 % - < 80 % grad av forringelse siste 50 år VU
Delmål 4	Abiotisk forringelse (C2a)	Forbedret tilstand av abiotisk forringelse og at det forventes at mindre enn 30% av arealet blir mer 80 % forringet ELLER at mindre enn 50 % av arealet blir mer enn 50 % forringet ELLER at mindre enn 80% av arealet blir over 30 % forringet ELLER at over 80% av arealet blir mellom 20 og 30 % forringet de neste 50 år (2035-2085)	≥ 50 % - < 80 % areal forringet og ≥ 50 % - < 80 % grad av forringelse neste 50 år VU
Delmål 5	Abiotisk forringelse (C2a)	Forbedret tilstand av abiotisk forringelse og mindre enn 30% av arealet blir mer 80 % forringet ELLER at mindre enn 50 % av arealet blir mer enn 50 % forringet ELLER at mindre enn 80% av arealet blir over 30 % redusert ELLER at over 80% av arealet blir mellom 20 og 30 % forringet i enhver 50-års-periode som inkluderer 2035 (1986-2084)	≥ 50 % - < 80 % areal forringet og ≥ 50 % - < 80 % grad av forringelse neste 50 år VU
Delmål 6	Biotisk forringelse (D1)	Ikke forverret tilstand av biotisk forringelse (fremmede arter).	

Kunnskapshull

Det er ikke foreslått prosjekter som vil dekke kunnskapshull for naturtypen, ut over eventuelle prosjekter om kunnskapsinnhenting som er knyttet til tiltak.

Tiltak

For å nå delmålene vil følgende tiltak bidra i positiv retning. Tiltakene er beskrevet, og nåverdien av tiltakskostnader er beregnet for perioden fra tiltakene antas igangsatt (2019) og fram til 2035.

Tiltak	Navn	Beskrivelse	Påvirkning sfaktor	Varighet av tiltak	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltak 1	Stans av nedbygging av gjenværende areal	30 % av arealene i strandsonen påvirket av nedbygging, med størst påvirkning i søndre del av Norge. Arealpresset i nordre del av Norge er anslått til å ligge på rundt 25% av	1	Evt. andel totalt areal som bevares	Trolig svært høye kostnader

		strandsonen, inkludert strandenger. Omtrent 25 % av strandengene vernet. Videre er det usikkert hvor stor andel av restarealet som har begrensninger på bruk (statlig sikrede fri-luftsområder osv.). Gitt at vi har 130 km ² strand og allerede har vernet ca. 30 km ² , må ytterligere 30 km ² sikres mot inngrep for å nå målsettingen NT.			
Tiltak 2	Bekjem-pelse av fremmede arter	Den mest aktuelle arten er rynkerose, men også andre arter kan forekomme. Totalarealet som dekkes av fremmede arter er ukjent, et grovt estimat kan være 5 % av naturtypens reelle areal (ca. 6 km ² av 130 km ²). Det mest aktuelle tiltaket for fjerning av rynkerose er bruk av ryddesag med påfølgende bruk av plantevernmidler. Tiltakene vil kreve oppfølging over flere år.	3	Flerårig. Størst innsats første år, oppfølging over minimum 5 år.	kr 11 600 000
Tiltak 3	Redusere avrenning fra landbruk	Strandenger ligger stedvis i nær tilknytting til jordbruksarealer, som både gjødsles og sprøytes og som gjerne drenerer ned mot strandengen. Tiltaket innebærer å etablere vegetasjonsbelte på 5 m nærmest strandengen vil bidra med å filtrere næringssalter fra det oppdyrkede arealet slik at dette ikke når strandengen eller sjøen.	5	Tiltaket må gjennomføres årlig og bli standard for jordbruksareal i tilknytting til strandenger.	Kostnadene er ukjente
Tiltak 4	Stans av anlegging av plen/utplantning av fremmede arter	I områder med boliger eller hytter vil konvertering til plen og tomtestell påvirke strandengene negativt, gjennom hypping plenklipping og innføring av fremmede arter. Informasjon til grunneiere om hva strandeng er og hvilke arter og økosystemtjenester strandeng huser vil kunne bidra til stans av anlegging av plen og utplantning av fremmede arter i og i tilknytting til strandenger.	7	Sendes ut til berørte grunneiere hvert tiende år.	kr 470 000
Tiltak 5	Nye-tablering av strandeng	Ved utbygging/omregulering av arealer kan det etableres strandeng i tilknytting til nytt boligområde eller næringsvirksomhet, der dette ville vært den naturlige vegetasjonstypen i området.	1	Engangstiltak	kr 100 000

Tiltaksanalyse – tiltakspakker

Blant mulige tiltak som er listet ovenfor, er det identifisert to tiltakspakker. Tiltakspakkene består av aktuelle tiltak som til sammen gjør at målet nås med minst 50 % sikkerhet.

	Tiltak som inngår i pakken			Sannsynlighet for måloppnåelse	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltakspakke 1	Tiltak 1	Tiltak 3		75-85%	Trolig svært høye kostnader
Tiltakspakke 2	Tiltak 1	Tiltak 2	Tiltak 3	75-85%	kr 11 600 000 + kostnader for tiltak 1 og 3

Tilleggseffekter

Det er en kjent rødlistet art knyttet til strandeng; ormetunge (*Ophioglossum vulgatum*, VU). Trolig er også mange av de nordlige artene som er angitt i kunnskapsgrunnlaget for semi-naturlig strandeng knyttet til strandeng. Strandenger er artsrike biotoper, men med en overvekt av siv, starr og gress og

en mindre andel blomsterplanter og har trolig en begrenset funksjon for økosystemtjenesten pollinering. Strandenger er godt beite for gås og reduserer beiteskader på dyrket mark. Strandenger er gjerne dominert av starr, siv og gress, som har mye av sin biomasse i bakken. Strandenger kan derfor være viktige for karbonlagring, men det er ikke gjort forsøk på å kvantifisere dette. Strandengene bidrar til å fjerne nitrat fra grunnen gjennom denitrifikasjon. Siden økt nitrogenkonsentrasjon i havet er et økende problem, bidrar de intakte littoralsystemene til å redusere dette problemet.

Samlet vurdering og anbefaling

Tiltakspakke 1 anbefales. Hindre eller redusere utbygging, anlegging av plen, fremmede arter og avrenning fra landbruksarealer er tiltak som kan gjennomføres på lokalitetsnivå (til forskjell fra å redusere klimaendringer og atmosfærisk nitrogennedfall) og som samlet gi en mulig positiv effekt på naturtypens grad av truetet.

Kunnskapsgrunnlag for Sørlig sukkertareskog

Mars 2022

Bakgrunnsinformasjon

Sørlig sukkertareskog (M1-3) finnes i Nordsjøen og Skagerak. Sukkertare (*Saccharina latissima*) er en brunalge i ordenen Laminales som utgjør en gruppe makroalger, der de fleste er flerårige og som er våre største vekster under vann. Sukkertare er en egen naturtype som vokser normalt i tette assosiasjoner (>10 individer pr m²) og kan forme store og vidstrakte sukkertareskoger. Sukkertare er festet til fast underlag som fjell og stein med et rotlignende festeorgan (hapter). Tetthet og størrelse på sukkertareskog er bestemt av substratets utstrekning, samt tilstrekkelig lys for fotosyntese. Den vokser neddykket og finnes fra nederst i fjæra (tidevannssonen) til dyp under 20 m.

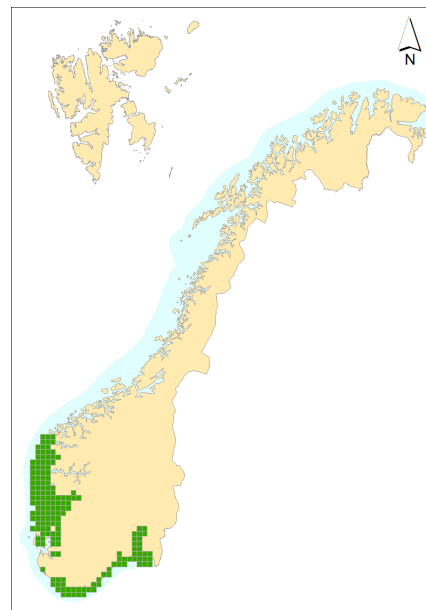
Sukkertare er beskrevet å ha en livslengde på ca. tre år. De danner områder med sporer (sorus) i bladet utpå høsten som slipper millioner av sporer i løpet av høsten og vinteren. Disse blir til kjønnete, haploide gametofytter som smelter sammen til en ny tare (sporofytt) som vokser opp utover våren. Flere undersøkelser tyder på at sukkertare har en raskere og mer effektiv spredningsevne enn andre tarearter, noe som har betydning for vurdering av tiltak. De voksne tarene danner nytt blad hver vår, og om våren vokser både de nye og de gamle sukkertarene meget raskt, målt til rundt to cm pr dag. Utover sommeren avtar den somatiske veksten, mens fotosynteseaktiviteten produserer sukker som er energi for sporedannelse og ny vekst i den mørke årstiden. Sukkertareskoger er blant våre mest produktive økosystemer og kan ha en biomasse og også en årlig produksjon på godt over 10 kg våtvekt pr m². Sukkertare som naturtype kan danne tette skoger som er persistente (gjennom hele året og over lang tid). En god tilstand for naturtypen er der sukkertare står i tette assosiasjoner fra rett ned fra fjæra og ned til nedre voksegrense, som kan variere med lysforhold.

Status

Naturtypen har status sterkt truet (EN) i Norsk rødliste for naturtyper 2018.

Naturtypen kan avgrensnes til beskyttet kyst (ihht. bølgeeksponeringsmodell swm<100000) i infralittoral sone som er fra rett ned for tidevannssonen og i eufotisk sone (0-40 m dyp), men i realiteten kun der det er lys nok for denne arten. I Skagerrak er lysforholdene reduserte, og dybdeutbredelsen varierer langs kysten, men sjelden dypere enn 20 m. Geografisk utbredelse er langs hele norskekysten. Siden disse tareskogene er redusert i utstrekning, og siden kystovervåkingen finner at forekomstene og deres tilstand er varierende, er det vanskelig å beskrive den virkelige forekomst til enhver tid, men den største overlevelsen finner man der vannbevegelsen er størst.

Det er 1609 forekomster av sukkertare registrert i Artskart totalt for hele Norge, noe som er veldig tilfeldig og sparsomt, og ikke representativt for hva som faktisk finnes. Heller ikke Naturbase inneholder gode data på sukkertareforekomster i Norge. I stedet er NIVAs modell for sukkertare fra Blått karbonprosjektet blitt brukt for beregninger av forekomster, da modellen anses som mer pålitelig enn Naturbase. Sukkertaremodellen dekker hele norskekysten med en oppløsning på 25 x 25 m. Arealet for sørlig sukkertareskog er modellert til 443 km².



Naturtypens reelle areal	443 km ²
Antall forekomster Blått karbonprosjekt (NIVA)	5250
Antall forekomster Artskart	1609

Fjernmåling ved bruk av droner kan brukes til å kartlegge den grunne delen (ned til ca. 10 m) av utbredelsen. Satellittbilder er i dag for grove til å skille arter fra hverandre, de skiller kun vegetasjon fra sandbunn og stein.

Påvirkningsfaktorer

Artsdatabankens liste over påvirkningsfaktorer er benyttet. Følgende påvirkningsfaktorer er viktige for naturtypen:

	Påvirkningsfaktor	Utdypende beskrivelse	Tidsrom	Omfang	Styrke
Påvirkningsfaktor 1	Klimatiske endringer > Temperatur	En generell økning i sjøtemperatur.	Pågående	Hele forekomstarealet påvirkes (> 90 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 2*	Forurensing > Atmosfærisk > Utslipp av klimagasser (CO ₂), indirekte effekter	CO ₂ -innholdet i atmosfæren fører til økt innhold av CO ₂ i vannmassene.	Pågående	Hele forekomstarealet påvirkes (> 90 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 3	Forurensing > I vann > Næringssalter og organiske næringsstoffer	Tilførsler av næringssalter med kyststrømmen, fra elver/avrenning landbruk og fra andre regionale og lokale kilder som befolkning.	Pågående	Hele forekomstarealet påvirkes (> 90 %)	Rask reduksjon (> 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 4*	Klimatiske endringer > nedbør	Endringer i avrenning som følge av klimændringer og endringer i organiske levende og døde partikler i vannmassene fører til mørkere vann og redusert lys, og dermed fotosyntese.	Pågående	Hele forekomstarealet påvirkes (> 90 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 5*	Påvirkning fra stedegne arter > Konkurrenter	Begroing av mosdyr (Bryozoa), hydroider og trådformete alger på sukkertarens blad, samt begroing av konkurrerende alger på bunnen hindrer lystilgang for fotosyntese og fører til at bladet brekker opp. Begroing på bunnen vil hindre nytt nedslag og rekruttering av sukkertaren som trenger fast fjell eller stein for å feste seg. Begroingen akkumulerer slam som er ytterligere negativt for rekruttering av tare.	Pågående	Hele forekomstarealet påvirkes (> 90 %)	Rask reduksjon (> 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 6*	Forurensing > I vann > Andre	Et lag med sediment (nedslamming) av bunnen vil hindre rekruttering av sukkertare. Slikt slam har lett for å sedimentere innimellom trådalger og kan også være klebrig pga. organisk materiale og mikroorganismer.	Pågående	Hele forekomstarealet påvirkes (> 90 %)	Rask reduksjon (> 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 7*	Påvirkning fra stedegne arter > Andre	Overfiske av topp-predator (som torsk) fører til framvekst av mindre predatorer (små fisk og krabber) som beiter på mindre herbivore invertebrater. Redusert beiting favoriserer de trådformete algene som er de mest attraktive for de små herbivore og omnivore invertebratene (snegl, amfipoder, isopoder).	Pågående	Ukjent	Ukjent

Påvirkningsfaktor 8*	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning i marine miljø > Marin akvakultur	Fiskeoppdrett er utbredt og har store utslipp av organisk partikulært materiale og nærings-salter.	Pågående	Majoriteten av forekomstarealet påvirkes (50-90%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)
Påvirkningsfaktor 9*	Påvirkning fra stedegne arter > Påvirker habitatet	Beiting av kråkebollen <i>Gracilechinus acutus</i> er kun observert sporadisk i Nordsjøen.	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (<50%)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20% over 10 år)

*Påvirkningsfaktoren er ny i forhold til forrige rødlistevurdering.

Mål og nullalternativ

Målet for naturtypen er å gå ned én rødlistekategori på Norsk rødliste for naturtyper i 2035, noe som tilsvarer sårbar (VU). For å nå målet må følgende delmål oppfylles:

Mål for naturtypen	Naturtypeeigen-skap	Målsetting per 2035 (hva må til)	Nullalternativ per 2035
Delmål 1	Totalareal	< 30 % arealtap i perioden 1995-2035	> 30 % arealtap i perioden 1995-2035
Delmål 2	Tilstandsreduksjon	Degradering < 30 % av arealet	> 30 % av arealet degradert

Kunnskapshull

Prosjekter som vil dekke kunnskapshull hos naturtypen:

Prosjekt	Navn	Kategori	Beskrivelse	Innhold
Prosjekt 1	Teste tiltakspakke 1 (Skagerrak) og 2 (Nordsjøen)	Kunnskap om virkning (og spesielt samvirking) av de ulike tiltakene	Det er manglende kunnskap om virkning og samvirking av tiltakene på naturtypen. Hvis økosystemet har vippt over i en redusert tilstand, kan det kreve stor innsats å vippe det tilbake til naturtilstand. Dette betyr at man må redusere påvirkning til meget lavt nivå for å få bort trådalger og få sukkertare tilbake.	Det vil kreve en stor innsats med godt designerte undersøkelser og eksperimenter under kontrollerte forhold i lab (mesocosm) og felt, og gjerne med mulighet for å manipulere med påvirkningsfaktorene. Det må søkes etter områder med ulike grader av påvirkningsfaktorer for å teste effekter. Dette ansees for komplisert, men overvåking viser variasjon i påvirkning innen regioner som kan være retningslinjer for design av undersøkelser.
Prosjekt 2	Studere samvirking av påvirkningsfaktorer	Påvirkning sfaktorer	Det er sannsynlig at flere enn to påvirkningsfaktorer virker forsterkende og bidrar til reduksjon av naturtypen, men dette er dårlig kjent. Bortsett fra påvirkningsfaktor 9 som er fatal der kråkebollene forekommer, er det mulig at de andre faktorene eller flere av disse kan virke forsterkende negativt på naturtypen.	Å påvise synergieffekter fra flere enn to (og kanskje langt flere enn to) er vanskelig i ett eksperiment, men ved flere eksperimenter der noen faktorer kan testes enkeltvis og sammen, vil dette sammen med nye modeller og teknikker kunne avdekke slike forhold. Det er vanskelig å komme med konkrete forslag.

Tiltak

For å nå delmålene vil følgende tiltak bidra i positiv retning. Tiltakene er beskrevet, og nåverdien av tiltakskostnader er beregnet for perioden fra tiltakene antas igangsatt (2019) og fram til 2035.

Tiltak	Navn	Beskrivelse	Påvirkning sfaktor	Varighet av tiltak	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltak 1	Redusere utslipp fra kommunalt avløp og avløp i spredt bebyggelse	Rense kommunalt avløpsvann, redusere mengden (og rensing) overvann, forbud mot tømming av septik	3, 5		Kostnadene er ukjente
Tiltak 2	Redusere avrenning fra jordbruket	Tilskudd til miljøtiltak i jordbruket (SMIL), opprettholde vegetasjon som motvirker avrenning og reduserer bekke- og elveløpserosjon, endre praksis med høstpløying, etablere fangdammer	3, 4, 5, 6		Kostnadene er ukjente
Tiltak 3	Redusere utslipp fra fiskeoppdrett	Nye havgående og spesielt lukkede oppdrettsformer har blitt foreslått som tiltak for å begrense flere problemer, og vil også være et tiltak for å redusere utslipp fra fisken.	3, 6, 8		Kostnadene er ukjente
Tiltak 4	Ivareta høytrofiske fiskepopulasjoner	Vern av arter (f.eks. kysttorsk, steinbit og krabber) gjennom fiskerestriksjoner (inkludert fritids- og kommersiell fiske) og opprettelse av marine verneområder	5, 7, 9		Kostnadene er ukjente
Tiltak 5	Transplantering/utplantning av tareplanter	Transplantere eller så ut (grønn grus) sukkertareplanter i påvirkede områder			Kostnadene er ukjente

Tiltaksanalyse – tiltakspakker

Blant mulige tiltak som er listet ovenfor, er det identifisert to tiltakspakker. Tiltakspakkene består av aktuelle tiltak som til sammen gjør at målet nås med minst 50 % sikkerhet.

	Tiltak som inngår i pakken				Sannsynlighet for måloppnåelse	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltakspakke 1 (Skagerrak)	Tiltak 1	Tiltak 2	Tiltak 4		85-95%	Kostnadene er ukjente
Tiltakspakke 2 (Nordsjøen)	Tiltak 1	Tiltak 2	Tiltak 3	Tiltak 4	85-95%	Kostnadene er ukjente

Tilleggseffekter

Sukkertare er undersøkt for assosiert makrofauna og fisk. De fleste artene er vanlige i slike vegetasjonstyper, og det er ikke identifisert noen trua arter. I sukkertareskoger er det funnet tettheter av makrofauna på mellom 25 000 og 110 000 individer pr. m², og med slike tettheter vil det være en stor innsats å identifisere arter i et stort antall innsamlete prøver. I det materialet som foreligger, er det funnet over 60 arter makrofauna (børstemark, små krepsdyr, bløtdyr, pigghuder mm.). Man kan beregne hvor mye CO₂ en sukkertareskog kan binde pr. arealenhet, men man vet ikke hvor mye biomasse som transporteres ned på store dyp og lagres der. Det som transporteres ut fra tareskogen kan enten bli remineralisert eller langtidslagret i dypet.

Samlet vurdering og anbefaling

Tiltakspakke 1 og 2 anbefales. To tiltakspakker er foreslått fordi de dekker to geografiske regioner, med noe ulike behov for tiltak. Helhetlig tiltaksplan for Oslofjorden gir en svært omfattende begrunnelse for hvorfor det må gjøres tiltak og at dette bør skje raskt.

Kunnskapsgrunnlag for Terrengdekkende myr

Mars 2022

Bakgrunnsinformasjon

Terrengdekkende myr er dominert av nedbørsmyr, som dekker landskapet som et teppe. Torva er grunn og sterkt omdannet fra topp til bunn i torvsøylen. Partier med jordvannsmyr inngår vanlig i erosjonskanaler, forsenkninger og langs kanten av fastmarksøyer.

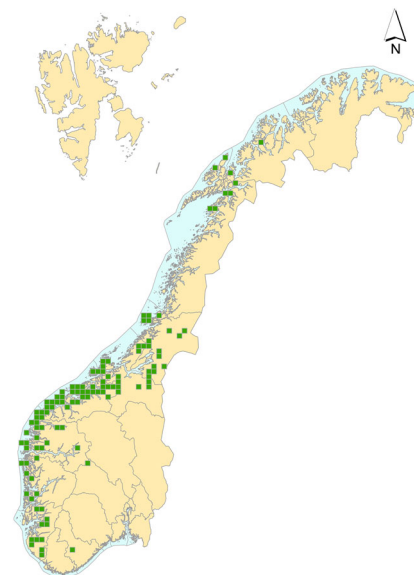
Terrengdekkende myr (3TO-TE) forekommer i oseaniske områder og dekker terrenget som et teppe (også kalt teppemyr). Overflatetorva er i hovedsak ombrogen (får all mineralnæring fra nedbøren) og dominert av nedbørsmyrvegetasjon. Torva er ofte tynn og sterkt omdannet. Vatnet renner lett av, og torva på terrengdekkende myr tørker jevnlig ut slik at luft kommer til. Dette bidrar til at organisk materiale brytes ned, slik at torva blir sterkt omdannet. Myrtypen finnes ofte i veksling med atlantisk høgmyr, bakkemyr og planmyr, uten skarpe grenser mellom typene.

Myr defineres som et landområde med fuktighetskrevede vegetasjon som danner torv, og i myr er hydrologi (vannhusholdning) og høyt vannivå helt dominerende viktig. Hydrologien må være helt intakt for å si at det er "god økologisk tilstand" på myr. Dette betyr at det ikke forekommer inngrep som forstyrrer vannhusholdningen på myra. Høyt vannivå hindrer fullstendig nedbrytning av organisk materiale gjennom bl.a. lite tilgjengelig oksygen, og er derfor sentralt for torvakkumulering. De mest fundamentale økologiske faktorene på myr er den eller de som er avgjørende for om torv bygges opp. Torvmoser er uten sammenligning den viktigste planteslekta på myr i boreale områder, og dette gjelder både dekning, bidrag til torvakkumulering, og utvikling av myrene over tid. På et overordnet nivå er det klima, topografi og mineraljordas beskaffenhet som avgjør hvor det dannes myr. Disse faktorene kontrollerer i stor grad hydrologien i et område gjennom å påvirke mønstre i nedbør, temperatur og avrenning av vann.

Status

Naturtypen har status sårbar (VU) i Norsk rødliste for naturtyper 2018.

Under rødlistevurderingen i 2018 ble arealet estimert ut fra kjent antall lokaliteter i Myrbase, samt evaluering av areal og antall avdekt gjennom naturtypekartlegging. Naturtypen er ikke systematisk kartlagt, og spesielt er det kunnskapshull i Nord-Norge (jf. utbredelseskart), og det er usikkert hvor langt nord typen forekommer. De nordligste terrengdekkende myrene som er godt beskrevet ligger på Andøya i Nordland. Kjent areal ble satt til 150 km², med et mørketall på 10, men arealet ligger antakelig nærmere 450 km². Per november 2021 utgjør registrerte lokaliteter med terrengdekkende myr om lag 287 km², men mange lokaliteter inneholder også atlantisk høgmyr og det reelle arealet av terrengdekkende myr er derfor mye mindre enn det som er oppgitt. Dessuten utgjør lokaliteten på Andøya over 1/3 av det registrerte arealet. Avgrensingen av denne er grov og omfatter svært mye areal som er andre myrtyper eller fastmark. Også arealet av terrengdekkende myr i Myrbase er omtrentlig, både fordi arealet ikke er nøyaktig angitt og fordi lokalitetene ofte inneholder flere myrtyper. Derfor er det også vanskelig å angi hvor stort areal som overlapper mellom DNhb-13-lokalitetene og Myrbase-



Naturtypens reelle areal	450 (150-1500) km ²
Antall forekomster NiN	91
Antall forekomster Naturbase	96
Myrbase NTNU Vitenskapsmuseet	144

lokalitetene. Det reelle arealet for det som er registrert som terrengdekkende myr i Norge er trolig under 200 km² (ca. 40 % av potensielt areal).

Terrengdekkende myr innenfor de nordiske landene er kjent bare fra Norge. Vi kan anta med stor grad av sikkerhet at forekomsten i Norge utgjør nærmere 100 % av forekomsten i Norden. Terrengdekkende myr er vanlig i Irland og nordvest i Storbritannia, og finnes også i Bretagne i Frankrike, samt nordvest i Spania. Norges andel utgjør klart mindre enn 50 %, men utover det er det svært vanskelig å gi et mer nøyaktig estimat. Viktigere enn Norges andel av europeisk forekomst er at vi antakelig er det eneste landet i Europa med forekomst av intakt, og lite påvirkte Terrengdekkende myr.

Vi vet for lite om utbredelse og økologiske forhold på myrer i Nord-Norge. Det er blant annet uklart hvor langt nord det finnes terrengdekkende myr, og andre typer kystnedbørsmyr tilsvarende som i Sør-Norge. Det bør gjennomføres undersøkelser i Nord-Norge for å se hvor og når nedbørsmyrene i denne regionen har oppstått og hvordan de har utviklet seg, og vi vil da kunne avgjøre om de er av samme type som i Sør-Norge. Det vil være en stor utfordring å kartlegge typen ved hjelp av fjernmåling. Det vil være mulig å identifisere velutvikla forekomster av typen ved hjelp av tolking av flyfoto i 3D med støtte fra LiDAR-data, men dette er tidkrevende. Det vil dessuten være svært vanskelig å avgrense typen, både mot andre myrtyper og mot fastmark (f.eks. lynghei) da det er gradvise overganger. For å identifisere typen kun ut fra fjernmåling, vil det kreves teknikker som kan måle torvdybde, det vil si en form for georadar. Så langt vi kjenner er dette mulig å gjøre i dag, men det er metodiske utfordringer, og vil være svært ressurskrevende.

Påvirkningsfaktorer

Artsdatabankens liste over påvirkningsfaktorer er benyttet. Følgende påvirkningsfaktorer er viktige for naturtypen:

	Påvirkningsfaktor	Utdypende beskrivelse	Tidsrom	Omfang	Styrke
Påvirkningsfaktor 1	Påvirkning på habitat > Landbruk > Jordbruk	Oppdyrking	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 2	Påvirkning på habitat > Landbruk > Jordbruk	Drenering (grøfting)	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 3	Påvirkning på habitat > Landbruk > Jordbruk	Torvbryting	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 4	Påvirkning på habitat > Landbruk > Skogbruk/avvirkning	Gjødsling	Pågående	Ubetydelig/ingen nedgang	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 5	Påvirkning på habitat > Landbruk > Skogbruk/avvirkning	Skogsbilveger og kjørespor etter skogsmaskiner (den direkte effekten av inngrepet)	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 6	Påvirkning på habitat > Landbruk > Skogreising/treplantasjer	Skogplanting	Opphørt (kan inntreffe igjen)	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 7	Påvirkning på habitat > Landbruk >	Grøfting og grøfterens (f.eks. myr og sumpskog)	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)

	Skogreising/treplantasjer				
Påvirkningsfaktor 8	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning på ikke landbruksarealer (terrestrisk) > Utbygging/utvinning	Infrastruktur (veier, broer, flyplasser mm.)	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 9	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning på ikke landbruksarealer (terrestrisk) > Utbygging/utvinning	Industri/næringsutbygging	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 10	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning på ikke landbruksarealer (terrestrisk) > Utbygging/utvinning	Boligbebyggelse/boligutbygging	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 11	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning på ikke landbruksarealer (terrestrisk) > Utbygging/utvinning	Kraftledninger	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)
Påvirkningsfaktor 12	Påvirkning på habitat > Habitatpåvirkning på ikke landbruksarealer (terrestrisk) > Utbygging/utvinning	Vindkraftutbygging	Pågående	Minoriteten av forekomstarealet påvirkes (< 50 %)	Langsom, men signifikant, reduksjon (< 20 % over 10 år)

Mål og nullalternativ

Målet for naturtypen er å gå ned én rødlistekategori på Norsk rødliste for naturtyper i 2035, noe som tilsvarer nær truet (NT). For å nå målet må følgende delmål oppfylles:

Mål for naturtypen	Naturtypeegenskap	Målsetting per 2035 (hva må til)	Nullalternativ per 2035
Delmål 1	Andelen av totalareal forringet	Andelen av totalarealet som er forringet må være <50 % samtidig som graden av forringelse ikke øker.	Kunnskapen er mangelfull, men forringelsen av areal forventes ikke å avta framover (delvis på grunn av endringsgjeld), og andelen forringet vil være over 50 % også i 2035. Man kan heller ikke se bort fra at graden av abiotisk forringelse kan øke til >80 % i 2035 og naturtypen bli kritisk truet.
Delmål 2	Graden av forringelse	Graden av forringelse må være <50 % samtidig som andelen totalareal som er forringet ikke øker.	Kunnskapen er mangelfull, men graden av forringelse forventes ikke å avta framover, og vil være over 50 % også i 2035. Man kan heller ikke se bort fra at den vil øke til >80 % i 2035 og naturtypen bli kritisk truet.
Delmål 3	Reduksjon i totalareal	Reduksjonen i totalareal må være <30 % de siste 50 år, de neste 50 år eller i en 50 årsperiode	Kunnskapen er mangelfull, men reduksjonen i totalareal forventes ikke å avta framover, og vil være over 30 % også i 2035.

		som omfatter både for- tid, nåtid og fremtid.	
--	--	--	--

Kunnskapshull

Det er ikke foreslått prosjekter som vil dekke kunnskapshull for naturtypen, ut over eventuelle prosjekter om kunnskapsinnhenting som er knyttet til tiltak.

Tiltak

For å nå delmålene vil følgende tiltak bidra i positiv retning. Tiltakene er beskrevet, og nåverdien av tiltakskostnader er beregnet for perioden fra tiltakene antas å bli satt i gang (2019) og fram til 2035.

Tiltak	Navn	Beskrivelse	Påvirkningsfaktor	Varighet av tiltak	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltak 1	Hydrologisk restaurering	For å oppnå en forbedring av rødlistevurdering til NT i 2035 må enten andelen areal som er forringet gå fra 50-80 % til 30-50 % samtidig som graden av abiotisk forringelse ikke øker, eller graden av abiotisk forringelse må reduseres tilsvarende uten at andelen areal som er forringet øker. Vi anslår at dette vil kreve restaureringstiltak på minimum 20 % av arealet med terrengdekkende myr noe som ut fra arealestimatet på 450 km ² tilsvarer 90 km ² .	1 og 3	5,3 km ² restaureres per år	kr 24 200 000
Tiltak 2	Sikring av intakte lokaliteter og lokaliteter med liten grad av forringelse	For å oppnå en forbedring av rødlistevurdering til VU i 2035 må vi unngå at areal som per i dag er intakt, eller i svært liten grad er forringet (tilsvarende "ubetydelig grøftingsinngrep" etter Miljødirektoratets kartleggingsinstruks for naturtyper), utsettes for inngrep som gir forverret tilstand. Dette gjelder oppdyrking, torvtekt, nedbygging eller drenering kan finne sted. Anslått areal som inngår i tiltaket er ca. 170 km ² .	1, 2, 3, 4, 5, 7, 8, 9, 10, 11 og 12	Engangstiltak.	Trolig svært høye kostnader
Tiltak 3	Utvidelse av eksisterende verneområder	Eksisterende verneområder med verneformål myr har ofte lite hensiktsmessig avgrensning, der deler av myrkompleks og myrmasiv er holdt utenfor vernet. Dette skyldes ofte at grensene ble trukket slik at inngrep ble ekskludert fra verneområdet, eller at de følger eiendomsgrenser. Gamle og nye inngrep utenfor verneområdet kan i slike tilfeller få direkte følger for tilstanden for myra inne i verneområdet. For å oppnå effektivt vern må grenser for etablerte verneområder revideres for å sikre at hele myrkomplekset inkluderes, og med en buffer-sone på f.eks. 50 m for å unngå at myrkanten faller utenfor. Anslått areal som inngår i tiltaket er ca. 170 km ² .	1, 2, 3, 4, 5, 7, 8, 9, 10, 11 og 12	Engangstiltak.	Trolig svært høye kostnader
Tiltak 4	Kunnskapsinnhenting	Det er et stort behov for kartlegging og undersøkelser av terrengdekkende myr og andre oseaniske myrtyper i Nord-Norge. Disse kan være vanskelig å skille fra hverandre, og overgangstyper er vanlig. Det er også behov for detaljerte undersøkelser av myrer med høgmyrlignende trekk	1, 2, 3, 4, 5, 7, 8, 9, 10, 11 og 12	Engangstiltak	Trolig midtels til høye kostnader

		for å kunne gi et bedre grunnlag for klassifisering og verdivurdering. Gjennomføringen av en slik kartlegging i Nord-Norge (samt en mer systematisk kartlegging i Sør-Norge) er nødvendig for å få mer presis og full-stendig kunnskap om areal, utbredelse og tilstand hos naturtypen. Flybildetolking er en mulighet, og basert på erfaringer fra typisk høgmyr kan et anslag på kostnad være 2-3 millioner kroner. Anslått areal som inngår i tiltaket er ca. 230 000 000 daa.			
--	--	---	--	--	--

Tiltaksanalyse – tiltakspakker

Blant mulige tiltak som er listet ovenfor, er det identifisert to tiltakspakker. Tiltakspakkene består av aktuelle tiltak som til sammen gjør at målet nås med minst 50% sikkerhet.

	Tiltak som inngår i pakken		Sannsynlighet for måloppnåelse	Nåverdi av tiltakskostnad
Tiltakspakke 1	Tiltak 1	Tiltak 2	85-95%	kr 24 200 000 + kostnader for tiltak 2
Tiltakspakke 2	Tiltak 1		75-85%	kr 24 200 000

Tilleggseffekter

Terrengdekkende myr er resultatet av gunstige forhold for torvakkumulering, utvikling og vekst hos myr over flere tusen år. Typen er viktig for opptak og langsiktig lagring av karbon. Inngrep i hydrologien på myr og torvmark gir store klimagassutslipp, og for Norge dreier det seg anslagsvis om utslipp tilsvarende ca. 10 % av våre årlige utslipp. Myr er den hovednaturtypen som lagrer mest karbon per areal (høyest "karbontetthet"), og myr i Norge lagrer totalt et sted mellom 1 og 2 Gt totalt. Terrengdekkende myr har vanligvis grunn torv, og er derfor ikke den myrtypen som lagrer mest karbon per areal, men typen er likevel viktig da den kan dekke store arealer. Blant de andre naturgodene fra terrengdekkende myr er særlig regulering av vannkvalitet potensielt viktig, men også det at de ofte står igjen som "øyer" av natur i et landskap som ellers er preget av inngrep og menneskelig aktivitet. Det kan gi grunnlag for dyreliv (fugl og annen fauna) som ellers ville ha forsvunnet fra et område. Typen har generelt få insektpollinerte planter, men lokalitetene kan ha mye tuevegetasjon der røsslyng er en vanlig art, og den kan være viktig for humler og bier.

Samlet vurdering og anbefaling

Tiltakspakke 1 anbefales. Restaurering av terrengdekkende myr vil være helt nødvendig for å oppnå målsettingen. For å unngå at de positive effektene av restaurering utlignes av nye inngrep i lokaliteter med liten eller ingen forringelse bør sikring av areal også gjennomføres.

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 Ims 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: 978-82-426-4924-9

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