

Kartlegging og prioritering av restaureringsareal i Norge – en tilnærming



Oppdragsgiver: Miljødirektoratet

Juni 2025



Dato: 16.06. 2025		Rapportnr: 16-06-25	
Prosjekttittel: Kartlegging og prioritering av restaureringsareal i Norge – en tilnærming			
Oppdragsgiver: Miljødirektoratet			
Prosjektgruppe:			
Naturrestaurering AS		Jonathan E. Colman, Kjetil Flydal, Jørn Olav Løkken, Karen K. Creagh	
NIBIO		Hans Martin Hanslin, Shivesh Karan, Diress Tsegaye	
NIVA		Ann-Elin Synnes, Maeve McGovern, Ragnhild Ryther Grimm Torstensen, Laura Friedrich, Hege Gundersen, Laurence Carvalho	
Faglig kvalitetssikret av:		E-post:	
Prosjektleder: Jonathan E. Colman		E-post: jonathan.colman@naturrestaurering.no	

Dokumentkontroll		Beskrivelse
Versjon 0.2	05.06.2025	Utkast til Miljødirektoratet for tilbakemelding
Ferdigstilt 1.0	16.06.2025	Ferdigstilt versjon

Rapportens referanse: Colman JE, Flydal K, Løkken JO, Creagh KK, Hanslin HM, Karan S, Tsegaye D, Synnes A-E, McGovern M, Ryther Grimm Torstensen R, Friedrich L, Gundersen H, Carvalho L.2025. Kartlegging og prioritering av restaureringsareal i Norge – en tilnærming. Naturrestaurering Rapport 16-06-25.

ISBN 978-82-94220-00-7

Forsidefoto: Kysten i nærheten av Runde, SeaBee, 2022.

SAMMENDRAG

Denne utredningen foreslår tilnærminger for å klargjøre omfanget av arealer med forringede og ødelagte økosystemer, og vurdere hvor naturrestaurering kan gjennomføres med størst nytte for samfunnet. Bakgrunnen for dette arbeidet er at Norge trenger å etablere et nasjonalt system og/eller rammeverk for hvordan man kan oppnå målsetninger om naturrestaurering i tråd med det globale Kunming-Montreal-rammeverket for naturmangfold, også kalt *Naturavtalen*. I vårt arbeid har vi valgt å definere tre sentrale begrep som følger: (1) Forringet natur: Økologisk tilstand er svekket gjennom ulike former for menneskelig påvirkning. Dette betyr at økologiske funksjoner og prosesser kan være svekket, og at opprinnelig eller tradisjonelt kulturbetinget naturmangfold er endret. (2) Naturrestaureringspotensial: Gjelder i prinsippet muligheten for å restaurere all natur som er forringet eller ødelagt. (3) Restaurerbar natur: Gjelder for natur som er forringet og har restaureringspotensial, samtidig som aktive tiltak kan forbedre tilstanden. Utenom disse begrepene vil avklaringer knyttet til hva som er mulig å prioritere av naturrestaurering være vesentlig. Her kommer bl.a. samfunnsøkonomiske og juridiske vurderinger inn i bildet. For mange areal der det er restaureringspotensial kan eiendomsforhold og næringsinteresser medføre at restaurering ikke er mulig.

Vi gjennomgår tilgjengelige kartlag og datagrunnlag innenfor terrestrisk, akvatisk og marint miljø og vurderer GIS-baserte metoder for å identifisere forringelse og ødeleggelse av natur i hele Norge, inkludert kystlinjen ut til 12 nm. Basert på tilsvarende utredningsarbeid, som bl.a. er gjennomført i Nordre Follo og Trondheim kommuner har vi lagt til grunn at forringelsesgrad kan inndeles i 5 nivåer, fra ikke forringet til ødelagt, tilsvarende naturtilstand innenfor areal som i svært liten grad er påvirket av mennesker, til areal som er helt nedbygd. Restaureringspotensial vil som oftest følge samme skala, der natur som har gjennomgått størst forringelse også har størst potensiale for forbedring gjennom restaurering. Unntak fra dette kan f.eks. være hvis opprinnelig natur er totalt omformet eller ødelagt, slik at det ikke er mulig å tilbakeføre tilstanden.

Eksempelkart som legges fram viser at manglende kunnskap om eksisterende naturtyper og graden av forringelse vil være en stor utfordring på nasjonalt nivå hvis man skal oppnå presis identifikasjon av forringelse. Ikke uventet er det funnet at kunnskapsgrunnlaget er størst innenfor urbane områder, og jord- og skogbruksområder, mens det for fjell- og havområder i stor grad mangler kunnskap. Ofte er det slik at kunnskapen er størst for de områdene som er mest forringet og som er mest befolkningsnære. For akvatisk miljø og for marint miljø innen 1 nm fra land er det et eksisterende system for klassifisering av miljøtilstand, med en kartportal kalt Vann-nett, som er tilpasset kravene i Vannforskriften. I prinsippet danner denne en god modell for hvordan man også kan utarbeide en nasjonal kartportal for identifikasjon av forringet natur, restaureringspotensial og restaurerbarhet.

Vi har sett på mulige tilnærminger til vurdering av hvor naturrestaurering kan gjennomføres med størst nytte for samfunnet, og har lagt fram generelle metoder til hvordan dette kan gjøres gjennom oppfølgende utredningsarbeid. Det er nødvendig å benytte erfaringer fra gjennomførte naturrestaureringsprosjekter til å beregne kostnadsomfanget av en nasjonal satsing, og for hva slags typer av forringet natur man kan oppnå størst forbedring gjennom begrensede kostnader. Det er også nødvendig å beregne prissatte og ikke-prissatte gevinster av å restaurere, der etablert metodikk for beregning av økosystemtjenester er sentralt. Samfunnskostnad i form av at enkelte næringer vil tape på at areal skal restaureres bør også inngå i analysen. Det er ikke mulig å konkret beregne eller

analysere nytteverdier for samfunnet uten at man også definerer restaureringsmål som grunnlag for prioriteringer, her kan følgende være premissgivende: (1) Å forbedre bevaringsstatusen for naturmangfold og naturtyper og arter av bevaringsverdi, som for eksempel verneområder, truede eller sårbare naturtyper og arter, men også økologiske strukturer på landskapsnivå og kulturlandskap med stor biologisk verdi. (2) Å forbedre økologiske funksjoner i sentrale økosystemer for å sikre leveransen av økosystemtjenester som klimaregulering, flom- og stormdemping, vannkvalitet eller rekreasjon. (3) Å forbedre tilstanden til natur som er viktig for samisk kultur og næringsutøvelse, og som har særlige verdier knyttet til tradisjonell bruk og identitet. Målene for restaurering bør være basert på økologiske, sosioøkonomiske og kulturelle kriterier, og kan variere mellom ulike regioner eller lokalsamfunn. Det er derfor viktig å involvere relevante interessenter aktivt i prosessen med å fastsette restaureringsmål og målsettinger fra et tidlig stadium. Tilnærmingen bør være slik at den kan oppdateres over tid, for eksempel ved å muliggjøre integrasjon av ny informasjon som kan bidra til mer presise beslutninger.

Veien videre frem mot å klargjøre omfanget av arealer med forringa og ødelagte økosystemer, og for å vurdere hvor naturrestaurering kan gjennomføres med størst nytte for samfunnet innen 2030, vil kreve oppfølgende utredning og utviklingsarbeid. Et heldekkende naturkart med naturtyper etter NiN 3.0. vil gi et godt grunnlag for å predikere naturverdier, og utviklingen av dette bør følges prioritert. Videre vil vi anbefale at omfang og kvalitet på kartfestet data må styrkes, da god kartlegging er et sentralt kunnskapsgrunnlag for å verifisere og videreutvikle modellering av restaurerbar natur. Følgelig er fortsatt nasjonal satsing på kartlegging etter Miljødirektoratets instruks nødvendig, dette gjelder for terrestrisk, marint og akvatisk miljø, der det spesielt er forventet økt satsning på kartlegging NiN-limnisk og NiN-marint i årene som kommer. Metoder for å estimere samlede påvirkningseffekter må etableres og kvalitetssikres gjennom videre utredning. En fleksibel kartløsning med gode muligheter for integrering med kommunenes data og systemer er avgjørende. Dette inkluderer muligheter for å validere, evt. forkaste modellerte data på lokalt nivå. Utover dette er det også alternative tilnærminger for å innhente og styrke kunnskapsgrunnlaget om natur og forringelsesgrad, her kan f.eks. nevnes bruk av lokalkjente og systematisert folkeforskning, f.eks. gjennom apper der man kan melde inn data på tilstand og grad av forringelse for natur.

Gjennom styrking av kunnskapsgrunnlaget i årene som kommer er det vår generelle anbefaling at man på nasjonalt nivå jobber med å utvikle en kartløsning for terrestriske, marine, og akvatiske økosystem som innehar kartlag/informasjon på følgende nivå: (1) Naturenhet (f.eks. avgrenset naturtype), (2) Forringelsesgrad og derav restaureringspotensial for naturenhet (3) Restaurerbarhet for naturenhet. Kartløsningen må også vise om vi har tilstrekkelig kunnskapsgrunnlag innenfor et gitt areal til at identifikasjon er mulig. For nivå 1 og 2 har vi gjennom denne utredningen vist en mulig tilnærming, som må utvikles og forbedres gjennom oppfølgende arbeid. Nivå 3 kan trolig ikke løses gjennom kartlag, men kan innebære utarbeidelse av restaureringsplaner, bl.a. som en integrert del av planarbeid på kommunalt eller fylkeskommunalt nivå. Det er imidlertid vår anbefaling at det settes krav til at slike restaureringsplaner skal linkes opp til den nasjonale portalen, og at det etableres et system for å registrere måloppnåelse i realiserte restaureringsprosjekt, der dette i siste omgang leder til et nytt kartlag til portalen som viser "areal under restaurering". På denne måten vil man i prinsippet kunne opparbeide et komplett system for å identifisere og estimere samlet areal med restaureringspotensial innen ulike økosystem, planlegge og gjennomføre restaurering, og estimere samlet areal som har blitt restaurert innen ulike økosystem. Dette vil da kunne fungere som et verktøy

til å gjennomføre og dokumentere restaurering i tråd med målsetningene i naturavtalen. Det er verdt å merke seg at vi allerede har et lignende system innenfor akvatiske og kystnære marine økosystem, dvs. Vann-nett, som kan videreutvikles og forbedres. Man kan dermed benytte Vann-nett som «modell» i utviklingen av det nye systemet som er spesielt tilpasset naturrestaurering, og som også gjelder terrestrisk miljø og hav fra 1-12 nm utenfor kysten.

Vår utredning er hovedsakelig basert på litteraturgjennomgang og tilgjengelige kartlag og databaser på nasjonalt nivå. Utover dette har vi fått verdifulle innspill til arbeidet fra Miljødirektoratet, og fra eksperter innen fagfeltet som deltok i en workshop underveis i arbeidsprosessen. Innspillene derfra er sammenstilt i et referat som vedlegg til rapporten.

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	8
1.1	Definisjoner	8
2	Nasjonale og internasjonale avtaler og målsetninger	9
3	Datagrunnlag og organisering av arbeidet	11
4	Kunnskapsgrunnlag og usikkerhet ved vurdering av naturens forringelsesgrad	12
4.1	Kunnskapsgrunnlag i form av kartlagte naturtyper i terrestrisk miljø	13
4.2	Datagrunnlag for estimering av forringelse og naturtilstand.....	14
4.3	Sammenheng mellom kunnskapsgrunnlag og presisjon i kart.....	16
4.4	Illustrasjon av kunnskapsgrunnlag i kart	18
5	Identifikasjon av forringede og ødelagte økosystem	22
5.1	Grunnleggende om metode	22
5.2	Forringelse av terrestrisk naturmangfold	23
5.2.1	Identifisering og klassifisering av naturtyper basert på kartmodeller	24
5.2.2	Kartfestet informasjon om grad av forringelse og forringende faktorer	28
5.3	Forringelse av akvatisk naturmangfold	32
5.4	Marint	33
5.4.1	Marine data – identifisering og avgrensning av marine økosystemer	34
5.4.2	Kartfestet informasjon om grad av forringelse og forringende faktorer	39
5.5	Landskapsøkologiske sammenhenger	41
5.5.1	Detaljeringsgrad i kart.....	42
5.5.2	Estimering av forringelsesgrad.....	46
5.6	Eksempel på identifikasjon av forringelse i kart	47
5.6.1	Grunnlag for identifikasjon av forringelse i terrestrisk miljø	47
5.6.2	Grunnlag for identifikasjon av forringelse i marint miljø	50
5.6.3	Eksempelkart for Asker og Tromsø kommune	51
5.7	Bruk av/kobling til naturregnskap.....	56
6	Forringede økosystemers restaurerbarhet	57
6.1	Terrestrisk	58
6.2	Akvatisk.....	59
6.3	Marint	60
6.4	Landskapsøkologiske sammenhenger	62

7	Prioritering av restaureringstiltak basert på samfunnsnytt	63
7.1.1	Hva inngår i begrepet samfunnsnytte	64
7.1.2	Ansvarsfordeling	65
7.2	Prioriteringsmodell	66
7.2.1	Trinn 1: Nasjonalt målsetting og rammeverk for restaurering	66
7.2.2	Trinn 2: Prioritering av restaureringsmål på nasjonalt nivå	67
7.2.3	Trinn 3: Overordnede multikriterieanalyser på nasjonalt og regionalt nivå	69
7.2.4	Trinn 4: Lokal prioritering, justering og valg av alternativer	71
7.3	Etablerte metoder utenfor Norge	73
7.4	Inkludering av kostnader for restaureringstiltak – veien videre	74
8	Konklusjon og videre anbefalinger	76
	Veien videre	77
	Samfunnsnytt av naturrestaurering	79
9	Referanser	81
	Vedlegg 1 - Metode for en grid-basert romlig analyse av kunnskapsgrunnlag	85
	Vedlegg 2 - Referat fra workshop	89

1 Innledning

Behovet for kartlegging og prioritering av restaureringsareal i Norge er basert på politiske beslutninger og internasjonale avtaler om økning i restaureringen av forringet natur. Miljødirektoratet har derav fått i oppdrag fra Klima- og miljødepartementet å «Foreslå en tilnærming for å klargjøre omfanget av arealer med forringa og ødelagte økosystemer, og for å vurdere hvor naturrestaurering kan gjennomføres med størst nytte for samfunnet». Vårt oppdrag for Miljødirektoratet har vært å gi «en tilnærming som innen 2030 vil gjøre det mulig å klargjøre omfanget av arealer med forringede og ødelagte økosystemer i Norge og som vil gjøre det mulig å vurdere hvor naturrestaurering kan gjennomføres med størst nytte for samfunnet. Det kan foreslås flere tilnærminger til løsninger.»

Det har i dette oppdraget vært viktig å sette seg inn i hva som gjelder av nasjonale og internasjonale avtaler knyttet til de definerte målsetningene om restaurering. Dette rammeverket vil være førende for hva slags tilnærminger vi foreslår. I norsk sammenheng pågår utvikling av systemer for naturregnskap ([Etablering av naturregnskap - miljodirektoratet.no](https://www.miljodirektoratet.no/etablering-av-naturregnskap)), og det har vært gjennomført tidligere prosjekt med naturregnskap og identifikasjon av restaureringspotensiale, spesielt på kommunalt nivå (f.eks. Skrindo m.fl. 2023 og Wehn m.fl. 2024). Det har vært viktig å sette seg inn i disse og vurdere om tilsvarende tilnærminger kan benyttes nasjonalt, eventuelt hva som kan forbedres og utvides slik at det gjelder for hele det geografiske omfanget av vårt oppdrag, dvs. Norges landareal og kyst ut til 12 nm. På nasjonalt nivå har vi også hatt relevante metodeutviklingsprosjekter innen tema som økosystemtjenester, naturindeks og økologisk tilstandsvurdering. Siden det har vært et mål å finne tilnærminger til hvordan man kan identifisere og kartfeste forringelsesgrad og nytteverdi ved naturrestaurering har vi arbeidet inngående med å vurdere ulike tilgjengelige kartlag og databaser, og hvordan disse kan inngå.

Vi har hatt en arbeidsdeling innad i prosjektgruppen, med fordeling av tema og problemstillinger avhengig av ekspertise. Inndelingen har på overordnet nivå vært for marine, akvatiske og terrestriske økosystem. I tillegg kommer kartarbeid som et eget ekspertiseområde.

Rapporten er basert på arbeid gjennomført i to faser før og etter en workshop med fageksperter, som ble gjennomført 15. mai 2025. Arbeidet ble organisert slik at vi i den første fasen jobbet med å utrede overordnede tilnærminger som ble lagt fram i workshopen. De innspillene som ble gitt under workshopen ble så integrert i det videre utredningsarbeidet i andre fase. Arbeidet har ført til en anbefalt tilnærming som kan videreutvikles frem mot en funksjonell metode til bruk fra 2030, eller tidligere.

1.1 Definisjoner

Det er ulike sentrale begrep som benyttes gjennom rapporten, og vi har valgt å definere disse som følger (se også Skrindo m.fl. 2023):

Forringet natur: *Økologisk tilstand er svekket gjennom ulike former for menneskelig påvirkning. Dette betyr at økologiske funksjoner og prosesser kan være svekket, og at opprinnelig eller tradisjonelt kulturbetinget naturmangfold er endret.*

Naturrestaureringspotensial: *Gjelder i prinsippet muligheten for å restaurere all natur som er forringet eller ødelagt.*

Restaurerbar natur: Gjelder for natur som er forringet og har restaureringspotensial, samtidig som aktive tiltak kan forbedre tilstanden.

Utenom disse begrepene vil avklaringer knyttet til hva som er mulig å prioritere av naturrestaurering være vesentlig. Her kommer bl.a. samfunnsøkonomiske og juridiske vurderinger inn i bildet. For mange areal der det er restaureringspotensial kan eiendomsforhold og næringsinteresser medføre at restaurering ikke er mulig.

2 Nasjonale og internasjonale avtaler og målsetninger

Som grunnlag for vårt arbeid gir vi her en oppsummering av internasjonale og nasjonale avtaler relatert til målsetninger om å restaurere natur. Det henvises også til miljødirektoratets nettsider for tilsvarende oppdatert gjennomgang ([Naturrestaurering - miljødirektoratet.no](https://miljodirektoratet.no/naturrestaurering)).

Denne utredningen har sitt opphav i Stortingsmelding 35 (2023-2024) - Norsk handlingsplan for naturmangfold - bærekraftig bruk og bevaring av natur. I meldingen fastsetter regjeringen følgende målsetting for oppfølging av mål 2 om naturrestaurering i Naturavtalen: "Innen 2030 er omfanget av forringede og ødelagte arealer i Norge klargjort, innsatsen på naturrestaurering økt og naturrestaurering gjennomføres der man oppnår størst nytte for samfunnet."

Naturavtalen det her henvises til er det globale Kunming-Montreal-rammeverket for naturmangfold ([Naturavtalen - regjeringen.no](https://regjeringen.no/naturavtalen)) som ble vedtatt desember 2022 under de Forente Nasjoner's (FN) konvensjon om biologisk mangfold (CBD). Her er Mål 2: "Sikre at det innen 2030 er iverksatt effektiv restaurering av minst 30 prosent av arealene med forringede økosystemer på land, i elver og innsjøer, langs kysten og i havet, for å forbedre naturmangfold og økosystemfunksjoner og -tjenester samt økologisk tilstand og sammenheng."

Den europeiske union (EU) har delvis inkludert dette målet i EU-lovgivningen med den nye naturrestaureringsforordningen som trådte i kraft i august 2024 (Naturrestaureringsforordningen - regjeringen.no). Her er det overordnede målet å restaurere 20 % av EUs land- og sjøområder innen 2030 og restaurere alle økosystemer som trenger restaurering innen 2050 (The EU #NatureRestoration Law). Siden naturavtalens ordlyd er «iverksatt effektiv restaurering av minst 30 prosent», er det dermed ikke et direkte samsvar med naturrestaureringsforordningen, men målsetningene reflekterer de samme ambisjonene om storskala restaurering av forringet natur. EUs medlemsland er også forpliktet til å levere nasjonale restaureringsplaner innen 1. september 2026, som inkluderer både formål og mål som er pålagt medlemslandene i Article 4-13 i Regulation (EU) 2024/1991 (EU, 2025). De nasjonale restaureringsplanene skal ha et tidsperspektiv fram mot 2050.

FNs tiår for restaurering av økosystemer 2021-2030 har også vært førende for nasjonale prioriteringer om økt satsing på naturrestaurering, der midler bl.a. kanaliseres gjennom Miljødirektoratet og Statsforvalteren ([Naturrestaurering - miljødirektoratet.no](https://miljodirektoratet.no/naturrestaurering)).

Av andre vedtatte planer som har relevans for vårt oppdrag kan nevnes:

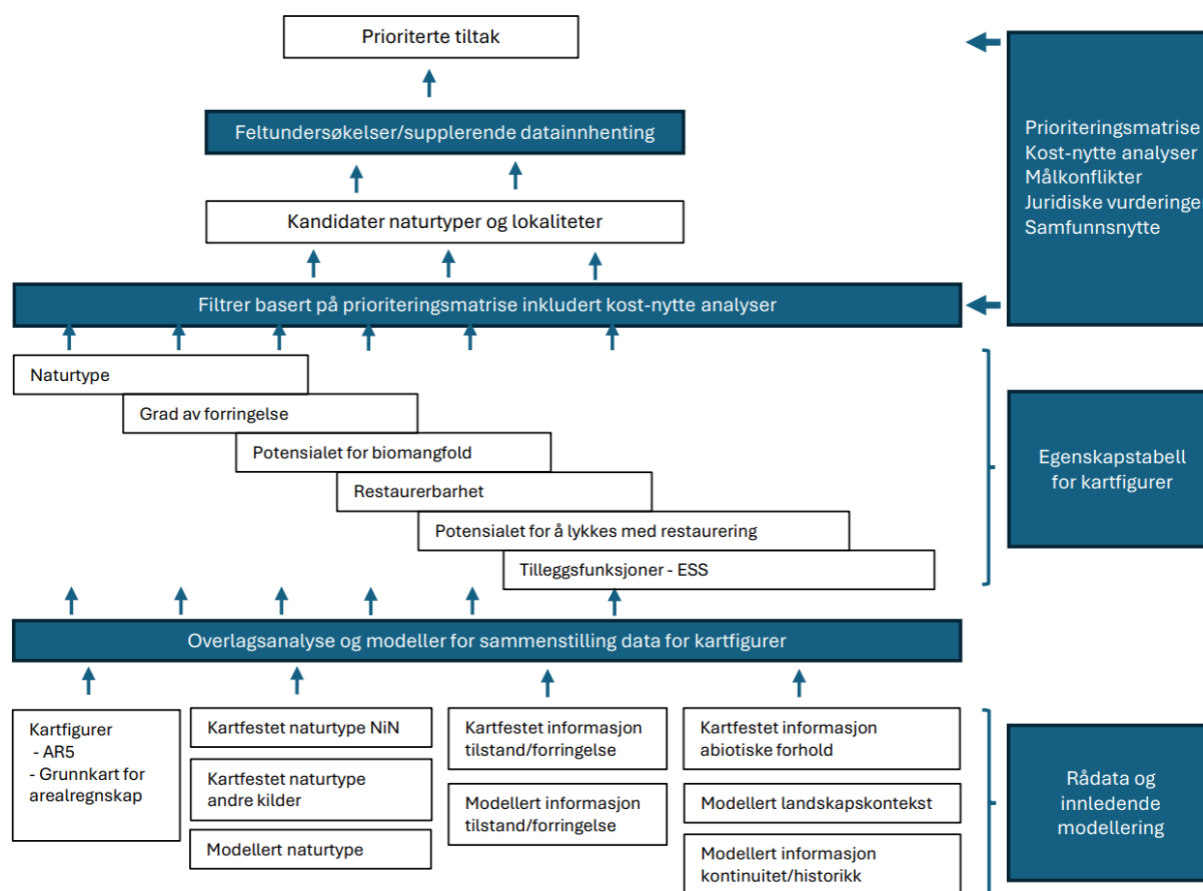
- Stortingsmelding Meld St. 18 (2023-2024) Ein forbetra tilstand for villrein. Her er restaurering av leveområdene for villrein en av flere tilnærminger, og meldingen skal følge opp med tiltaksplaner for de enkelte villreinområdene ([Meld. St. 18 \(2023-2024\) - regjeringen.no](https://regjeringen.no/meld-st-18-2023-2024)).

- Tiltaksplan for ville pollinerende insekter 2021-2028 ([Tiltaksplan for ville pollinerende insekter 2021–2028](#))
- Tiltaksplan for bekjempelse av fremmede og skadelige organismer 2020-2025 ([Bekjempelse av fremmede skadelige organismer - regjeringen.no](#))
- Helhetlig tiltaksplan for en ren og rik Oslofjord med et aktivt friluftsliv (2021-2026) ([Helhetlig tiltaksplan for en ren og rik Oslofjord med et aktivt friluftsliv - regjeringen.no](#))
- Nasjonal strategi for restaurering av vassdrag 2021 – 2030 ([Nasjonal strategi for restaurering av vassdrag 2021-2030](#)).
- Plan for restaurering av våtmark i Norge (2016-2020) utarbeidet av Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet. I 2020 ble planen revidert for å gjelde i fem nye år (2021-2025) ([Plan for restaurering av våtmark i Norge \(2021-2025\) - miljodirektoratet.no](#)).
- Handlingsplaner for utvalgte naturtyper og tilhørende naturmangfold ([Handlingsplaner for utvalgte naturtyper - miljodirektoratet.no](#)).
- Nasjonale forventninger til regional og kommunal planlegging 2023-2027 (Regj. forventning nr 67 om restaurering av naturområder) ([Nasjonale forventninger til regional og kommunal planlegging 2023–2027 - regjeringen.no](#))

Oppsummert skal denne utredningen danne et grunnlag for å kunne svare ut vårt nasjonale behov og forpliktelser iht. Naturavtalen, ved å utvikle et system som kan brukes til å identifisere forringet natur, restaureringspotensial og mulige prioriteringer knyttet til hva som bør restaureres.

3 Datagrunnlag og organisering av arbeidet

Vårt arbeid har vært organisert gjennom ukentlige møter i prosjektgruppen, der arbeidets ulike faser har fulgt prinsippene som angitt i Figur 1. I den første fasen ble mest ressurser satt inn på det nederste nivået, dvs. vurdering av tilgjengelige kart og rådata for å kunne identifisere egenskaper ved naturmangfoldet og forringelsesgraden. Basert på tilbakemeldinger gitt under workshopen og gjennom vårt arbeid i den andre fasen har vi gått mer i dybden på neste trinn, dvs. egenskapstabeller og kart over forringede og ødelagte områder som har potensiale for å bli restaurert, samt vurderinger knyttet til kost-nytte av å restaurere.



Figur 1. Overordnet metodisk tilnærming i prosjektgruppen.

For å illustrere valgte tilnærminger med eksempler i kart, har vi valgt kommunene Asker og Tromsø. Dette er basert på at disse kommunene i kombinasjon innehar et stort mangfold av naturtyper, inkludert hav og kyst. Vi får også med gradienter fra kystsone til høyfjell, og fra urbanisert og jordbrukspåvirket, til inngrepsfri natur. Det er også relevant at et pågående prosjekt med å identifisere restaurerbar natur i Akershus (Akershus Fylkeskommune - Kunnskapsløft om restaurerbar natur) inkluderer Asker kommune, slik at man på sikt vil få mulighet til å sammenligne vår tilnærming med valgt tilnærming i dette prosjektet. Det er gitt en forklaring av metodisk tilnærming for ulike fagtema innenfor hvert av kapitlene 4-7 i rapporten. Kapittel 4 utreder hvordan tilgjengelig kunnskap om naturmangfold og menneskelig påvirkning innenfor Norges areal vil være førende for hvor presis vi

kan være i identifikasjon av forringelse og restaureringspotensial. I kapittel 5 presenteres mulige tilnærminger for identifikasjon av forringelse for naturmangfold inndelt etter terrestrisk miljø, akvatisk miljø, marint miljø og overordnede landskapsøkologiske sammenhenger. Samme inndeling er gjort i kapittel 6, som på overordnet nivå utreder hvordan vi kan identifisere restaurerbarhet. I kapittel 7 går vi gjennom hvordan man kan prioritere naturrestaurering i Norge med en trinnvis tilnærming til vurdere samfunnsnyttene. Kildehenvisninger gjennom rapporten er gitt ved direkte link i tekst for nettsider, mens rapporter og artikler er referert med full tittel i referanselisten.

4 Kunnskapsgrunnlag og usikkerhet ved vurdering av naturens forringelsesgrad

For å kunne identifisere naturens forringelsesgrad og restaureringspotensial møter vi trolig på nasjonalt nivå som hovedutfordring at vi ikke har nok georeferert kunnskap og datagrunnlag til å kunne estimere og kartfeste ulike nivåer av forringelse, eller areal typer med ulike naturverdi/tilstand og restaureringspotensiale. Metoder for å identifisere forringende faktorer og grad av forringelse vil også i stor grad være naturtypespesifikke. Dette leder oss til følgende videre problemstillinger innenfor terrestriske, limniske og marine økosystemer:

- I hvor stor grad har vi oversikt over naturtyper nasjonalt og på hvilket detaljeringsnivå?
- For hvilke areal har vi geografisk presisjonsnivå og datagrunnlag til å kunne estimere ulike nivåer av forringelse (forårsaket av menneskelig påvirkning), eller naturmangfoldsvariasjon med ulikt restaureringspotensiale?
- Hvordan skal vi vurdere om vi har det nødvendige presisjonsnivået?

I dette kapittelet presenteres en tilnærming som svarer ut disse problemstillingene. Generelt er kunnskapsnivået høyere for terrestriske, enn for akvatiske og spesielt marine økosystemer, slik at usikkerheten blir større for sistnevnte ([Naturbase 2025](#), Bögersack m.fl. 2025, [Kartverket.no](#)). Generelt er det mer utfordrende og tidkrevende å gjennomføre kartlegging under havoverflaten sammenlignet med kartlegging på land, samtidig som prioriteringer har vært på kartlegging av terrestriske økosystemer. Det man kanskje har best informasjon om i det marine miljøet er vannforekomster ved kysten som er klassifisert i henhold til vannforskriften, men det er også her varierende datagrunnlag ([Vann-nett.no](#)). Imidlertid, selv om klassifiseringssystemet etter vannforskriften er et godt system for å fange opp noe av påvirkningen på kystnære vannforekomster, fanger det ikke nødvendigvis opp utbredelse og tilstand av enkelte naturtyper, og området fra en nautisk mil utenfor grunnlinjen og ut til 12 nautiske mil er ikke klassifisert i økologisk tilstand (Miljødirektoratet 2025, Veileder for klassifisering av miljøtilstand i kyst- og ferskvann). Referering av veileder for klassifisering av miljøtilstand for kyst- og ferskvann vil heretter refereres til som «klassifiseringsveilederen». Videre er enkelte naturtyper kartlagt gjennom Nasjonalt Program ([Kartlegging av marine naturtyper](#)) eller MAREANO-programmet ([Mareano.no](#)), men det finnes ikke noe heldekkende kart som kan si noe om hovedøkosystemene i det marine miljøet, som for eksempel AR5 eller grunnkart for arealregnskap. Dette er med unntak av noen pilotområder med marine grunnkart i kystsonen ([Marine grunnkart i kystsonen](#)).

Per nå vil ikke et sammenstilt kart med datatilgjengelighet vise så mye mer enn at det er lite informasjon om marine økosystemer, sett bort ifra vannforekomster klassifisert i henhold til vannforskriften.

Vi fokuserer derfor primært på terrestriske økosystem i dette kapitlet, siden dette gir grunnlag for en mer nyansert vurdering av problemstillingene. En sammenstilling av datagrunnlag og hvordan dette kan benyttes for å identifisere forringede økosystemer i marine og akvatiske miljø er gitt i kapittel 5.

4.1 Kunnskapsgrunnlag i form av kartlagte naturtyper i terrestrisk miljø

Det er to system som har vært i bruk for å kartlegge forvaltningsrelevante terrestriske naturtyper i Norge: DN-håndbok 13 (Direktoratet for naturforvaltning, 2006) og Miljødirektoratets instruks (Miljødirektoratet, 2024). DN-håndbok 13 er i dag ikke lenger i bruk, men i områder der det ikke eksisterer kartlegginger etter Miljødirektoratets instruks (MI) vil dette være et supplerende kunnskapsgrunnlag, særlig for å identifisere areal med potensiell forvaltningsinteresse.

Både Skringmo m.fl. (2023) og Wehn m.fl. (2024) benytter seg av naturtypekartlegging utført etter MI for å identifisere forringelse av viktige naturtyper. Dette er naturlig siden slik kartlegging gir arealfestede data på hvor en finner naturtyper som er definert som viktig fra myndighetene: Instruksen omfatter rødlistede naturtyper, naturtyper med sentral økosystemfunksjon og naturtyper med lavt kunnskapsnivå. Datasettet gir informasjon om hvilke areal som er kartlagt, og hvor det er identifisert polygon med naturtyper etter instruksen, innenfor det totale arealet. Videre gir kartleggingen informasjon om hvorvidt de identifiserte naturtypene er forringet, og grad av forringelse. Forringende faktorer er identifisert gjennom tilstandsaksen som ligger til grunn for samlet kvalitetsvurdering, og er vurdert basert på økosystemrelevante variabler. For eksempel vurderes grad av gjengroing i semi-naturlige systemer, og grad av grøfting i våtmarkssystemer.

Siden kun en liten andel av Norges terrestriske areal er kartlagt etter MI, og kun et lite areal innenfor dette igjen er identifisert som viktige naturtyper, er en slik tilnærming lite egnet som eneste verktøy. MI (per 2025) dekker ikke intakt natur som ikke har en tilknyttet forvaltningsverdi, for eksempel livskraftige naturtyper, hverdagsnatur eller grå arealer. Instruksen fanger ikke opp alle naturverdier som er ansett som forvaltningsrelevante: som kjent er myrrestaurering ansett som viktig både for naturmangfold og karbonregnskap, men i henhold til instruksen vil f.eks. ikke fattige jordvannsmyrer kartlegges. Instruksen fanger heller ikke opp forringende faktorer som går på tvers av naturtyper, økosystemer eller som dekker et større område. For eksempel kan det være høyt fremmedartstrykk. Andre begrensninger er at instruksen ikke fanger opp funksjonsområder som strekker seg ut av en naturtype, og ikke sier noe om fragmentering, og/eller sammenheng av naturtyper i landskapet.

Følgelig vil det være behov for flere innfallsvinkler slik at en er i stand til å identifisere natur uavhengig av forvaltningsverdi. Dette er også viktig for å gjøre systemet robust for fremtidige endringer i forvaltningen. For eksempel vil oppdatering av rødlistene ha stor betydning for hva som kartlegges etter MI, og vil også på lang sikt gjøre dataene i tidligere kartlegginger utdatert. På overordnet nivå må en derfor operere med en skalering av detaljeringsgrad. Fra å kunne si om et gitt areal er natur eller ikke, til en høy detaljeringsgrad som vil være tilsvarende det som nå ligger til grunn for ny rødliste for naturtyper.

4.2 Datagrunnlag for estimering av forringelse og naturtilstand

Som forklart i kapittel 4.1 gir registrerte naturtyper etter Miljødirektoratets instruks informasjon om forringelse og naturtilstand i terrestrisk miljø. Utover dette er det nødvendig å legge til grunn informasjon fra mange ulike kartlag og datasett, for å kunne gi en mest mulig heldekkende nasjonal oversikt over kunnskapsgrunnlag for forringelse og naturtilstand. Tabell 1 gir en oversikt over slike tilgjengelige kartlag, med en kortfattet vurdering av hva slags kunnskap hvert enkelt av disse tilfører. Det vises også til lignende oversikter i Skrindo mfl. (2023) og Wehn m.fl. (2024).

Tabell 1. Identifikasjon av natur, naturtilstand og forringelse: Oversikt over kartlag som er tilgjengelige, eller under utvikling og tilgjengelige innenfor et kort tidsrom. Tabellen gir mest komplett oversikt for terrestrisk miljø, men vi har også inkludert kartlag for marint miljø. For akvatisk miljø er det allerede en etablert løsning i vann-nett.

Kartlag	Tematisk rolle	Kommentar
AR5 arealdekke	Identifisere arealressurser	Detaljert oversikt over arealkategorier, som kan brukes som grunnlag for å identifisere hovedøkosystemer
Grunnkart for arealregnskap	Identifisere og avgrense arealkategori /hovedøkosystem	Mer detaljert utgave av AR5, med flere variabler og supplert med AR50 data for å gi nasjonal dekning. Økosysteminformasjon er basert på Eurostat sitt klassifikasjonssystem med 12 hovedklasser. (Grunnkart for arealregnskap - Nibio)
Kalkinnhold i berggrunn	Identifisere potensielt mer artsrike naturtyper	Som del av prosjektet Naturkart (se under) vil Miljødirektoratet og NGU utvikle et nytt kartverk over "realisert kalk", som vil være en spissing mot områder der kalkrik grunn påvirker artsmangfold av planter.
Gjengroing	Identifisere områder under gjengroing	Kartet er særlig relevant for gjengroing i kulturlandskapet
Artskart	Artsdata, fremmede, rødlistede og indikatorarter	Diverse sub-sett kan hentes ut, for eksempel fremmede arter, rødlistede arter, indikatorarter for et gitt økosystem, arter av nasjonal forvaltningsinteresse, Hotspots. En stor mangel ved datasettet er manglende info om nullfunn og usystematisk kartlegging (https://lister.artsdatabanken.no/rodlisteforarter/2021/)
Naturskog V1	Oversikt over hvor en potensielt kan finne naturskog.	Datasettet er modellert og ikke alltid like treffsikkert, men gir en indikator på hvor skogen potensielt har høyere naturverdi. Under utvikling, kvaliteten vil trolig være bedre i 2030.
Forurensset grunn	Viser forringelse i form av kjemisk påvirkning i grunnen	
FKBGrønnstruktur	Gir informasjon om blant annet omfang og høyde på grønnstruktur i bebygde områder. Kan benyttes til å identifisere og kategoriserer grønnstruktur	Relevant for å finne grønnstruktur med høyere kvalitet i bebygde områder.
Verneområder på land	Informasjon om terrestriske verneområder.	

NiN naturtyper på land	Identifisere terrestriske naturtyper med forvaltningsverdi, gir informasjon om avgrensning, naturverdi og kvantifiserer forringelse	Kartlaget gir god informasjon om naturmangfold og forringelse i forvaltningsrelevante naturtyper på land. Må oppdateres for overgang til NiN 3.0. og endring i rødliste m.m. Dette vil potensielt kunne medføre at tidligere kartlagte naturtyper blir delvis utdatert.
DN13 naturtyper	Identifisere naturtyper med forvaltningsrelevans.	Datasettet består av kartlegginger som raskt foreldes, og ikke er i takt med gjeldende forvaltning (For eksempel rødliste for naturtyper). Naturtyper må sjekkes manuelt for å finne informasjon om forringelse.
Skogbruksplan	Kan benyttes til å identifisere gammel skog i hogstklasse 5, og også laget "alder eldste skog"	Naturskogskartet gir trolig bedre informasjon om naturmangfoldsspesifikke forhold, og er også under utvikling.
SR-16 og SatSkog	Kan benyttes til å bestemme potensielle naturtyper i skog m.m.	Nytt kart "skogsmaske" er under utvikling og vil trolig gi bedre oppløsning og detaljgrad
Skogsmaske	Detaljert kart over utbredelse av skog, og skogsrelaterte variabler som bonitet, treslagsdominans m.m.	
Inngrepssvarte naturområder i Norge	Identifiserer areal som ligger i en gitt distanse fra større tekniske inngrep	Kartet kan benyttes til å identifisere areal med svært lite menneskepåvirkning, og kan trolig i en viss grad benyttes til å modellere diffus menneskelig påvirkning.
Hytter (Bygningsregister)	Påvirkning (press)	Kan gi informasjon om diffus menneskelig påvirkning
Friluftsanlegg/tilrettelegging	Blandet	
Drensgrøfter i myr	Gir informasjon om forringelse i våtmark (grøfter)	Kommer bedre utgave i løpet av kort tid, under utvikling.
Naturkart	Identifisering av naturtyper og naturmangfold	Datalaget er under utvikling og vil bestå av identifiserte naturtyper i henhold til NiN 3.0. basert på fjernmålte data og overlagsanalyser.
Ortofoto	Kan benyttes i videre modellering, gamle ortofoto kan brukes til å finne semi-naturlig mark m.m.	Metoder bør etableres for å estimere kontinuitet basert på ortofoto
Satelittdata, sentinell 2	Kan benyttes i videre modellering av for eksempel naturtyper, utbredelse av dominerende fremmedarter, arealendringer m.m.	
Digitale terreng- og overflatemodeller (DTM, DOM)	Kan benyttes i videre modellering av relevante parameter, som for eksempel gjengroing i semi-naturlige systemer	
DN 19 marine naturtyper	Utbredelse av marine naturtyper kartlagt gjennom Nasjonalt Program ihht. DN håndbok 19	Dette kartlaget kan etter hvert byttes ut/suppleres når det finnes informasjon om forvaltningsrelevante marine naturtyper kartlagt iht. instruksjonen.
Vann-nett	Detaljert kart som viser klassifisering av vannforekomster basert på økologisk og kjemisk tilstand ihht. vannforskriften.	Kartet oppdateres fortløpende som det kommer ny informasjon om vannforekomstene.
MAREANO	Tverrfaglig program for kartlegging av havbunnen i norske havområder. Kan benyttes for å finne registreringer av sårbare arter i kyst og havområder i tillegg til ulike press som f.eks observasjon av trålspor, men inneholder	Mye av registreringene er punktdata eller modelleringer. Ideelt sett burde det vært polygoner.

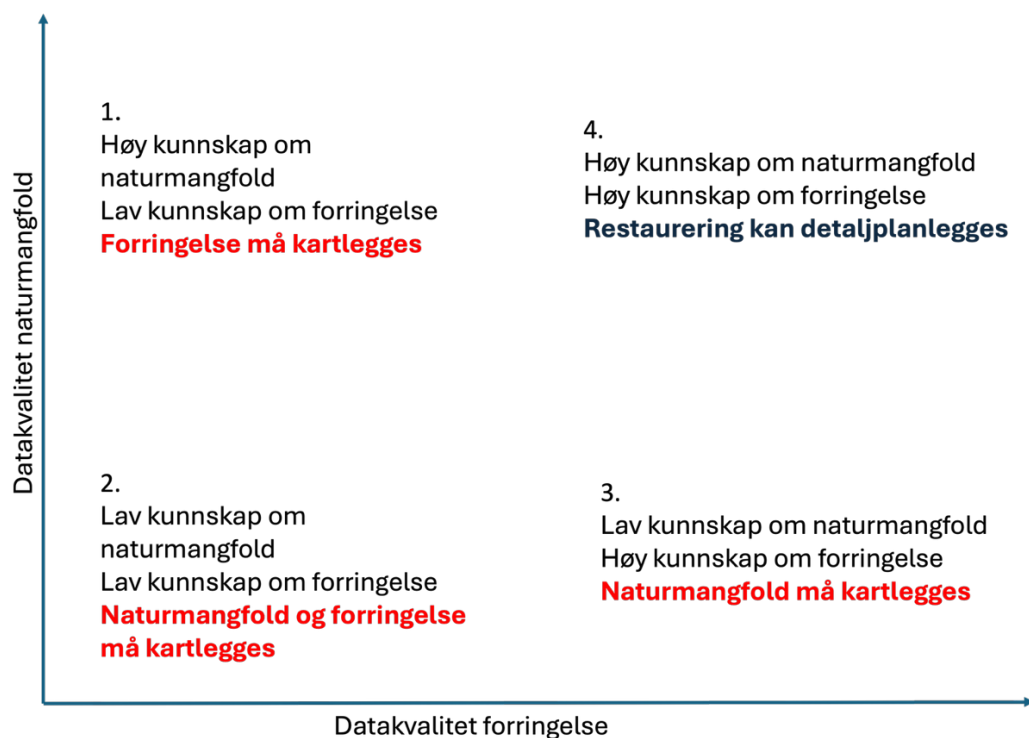
	også dybde data, informasjon om substrat, etc.	
Akvakultur	Gir informasjon om akvakulturlokaliteter	Særlig relevant for områder med utfordringer knyttet til eutrofiering
Petroleumsvirksomhet	Gir informasjon om infrastruktur knyttet til petroleumsvirksomhet	
Tare høstefelt	Press	
Havner	Påvirkning i form av utbygging i strandsonen	
SVO	Gir informasjon om lokalisering av særlig viktige områder i sjø	
Marine verneområder	Informasjon om områder beskyttet av marint vern.	

4.3 Sammenheng mellom kunnskapsgrunnlag og presisjon i kart

Første steg ved kartfesting av forringelse og restaureringspotensiale må være å evaluere datatilgang og datakvalitet for et gitt areal. Vi må identifisere datasett som er relevante, og som sier noe om naturmangfold eller forringelse. Vi må vite hva slags type natur som er forringet, og hva forringelsen består i for å kunne vurdere restaureringspotensial og restaurerbarhet. En modell blir aldri bedre enn dataene som inngår, og vi må derfor ha en formening om hvor godt metoden treffer og hva vi kan si noe om basert på de data som finnes.

En mulig tilnærming. Alle datasett som inngår som grunnlag, gis en score som indikerer datasettets evne til å si noe relevant om naturmangfold og forringelse. I denne rapporten har vi valgt å bruke vår egen «kvalifiserte vurdering» på disse scorene, for å kunne vise prinsippet i metoden. En videreutvikling i årene som kommer kan være at scoren justeres basert på innspill fra en ekspertkomité og at det i den sammenheng også vurderes om nye datasett kan tilføres. Disse scorene kan deretter summeres i et kart med et 1x1 km rutenett, som viser hvor godt datagrunnlaget er for naturmangfold, forringelse, og en samlet vurdering av de to – som dermed utgjør en score for det samlede kunnskapsgrunnlaget vi har i kart ved vurdering av restaureringspotensiale. Den samlede scoren kan beregnes etter samme prinsipp som brukes ved for eksempel verdisetting av naturtyper etter Miljødirektoratets system (MI) eller ved vurdering av fremmede arter.

Datagrunnlags-scoren for forringelse, naturmangfold og restaureringspotensial vil indikere hvilken detaljeringsgrad det er mulig å oppnå ved identifikasjon av forringelsesgrad og restaureringspotensiale i kart, og vil dermed kunne fortelle oss hvor vi er avhengig av å innhente mer kunnskap før vi kan ta videre forvaltningsavgjørelser (Figur 2).



Figur 2. Tilgjengelige data på naturmangfold og forringelse vil være bestemmende for hvilket detaljnivå vi kan oppnå i kart som identifiserer forringelse og naturrestaureringspotensiale. De oppgitte målestokker er kun ment for prinsipiell illustrasjon.

Eksempel kan være at i områder der man kun kan si noe om potensielle/modellerte naturverdier og forringelser – for eksempel der «åpne områder under tregrensa» i AR5 overlapper med grunn med høyt kalkinnhold, men der det mangler registreringer av fremmede arter – vil man bare kunne utarbeide det mest grunnleggende nivået av restaureringskart. Dette vil innebære et enkelt kartlag som viser tilstedeværelse eller fravær av potensielt naturmangfold, potensiell forringelse og potensielt restaurerbare arealer. Kart på dette nivået kan være nyttige for å identifisere områder som bør undersøkes nærmere, eller for å prioritere kartlegging.

Ved middels datakvalitet – for eksempel hvis man har en punktsky med rødlistede arter innenfor et område med potensielle naturverdier – kan man utarbeide et mer detaljert kart. Dette kan være

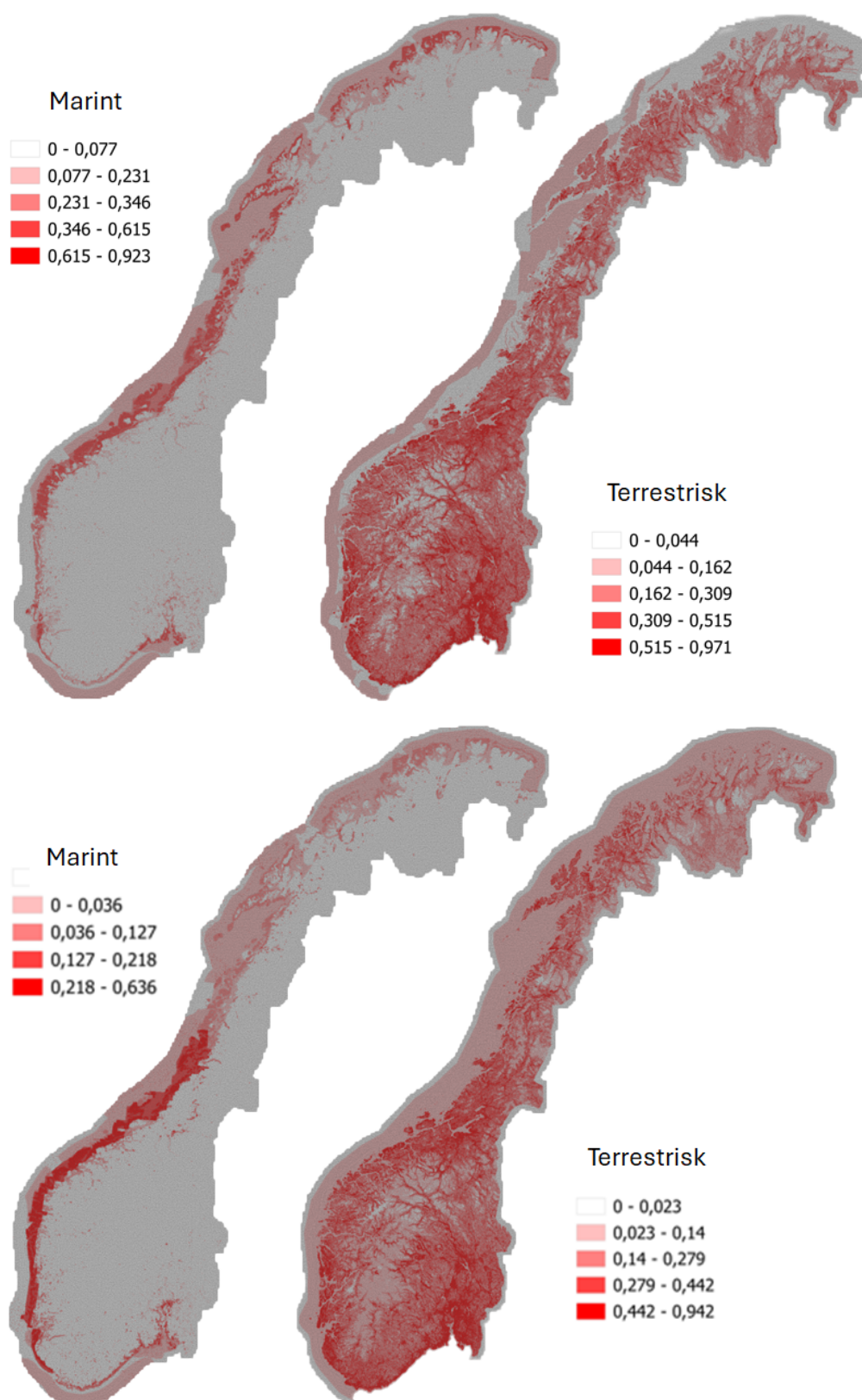
inndelt i nivåene «ikke sannsynlig», «noe sannsynlig» og «svært sannsynlig», som referer til hvor sannsynlig det vurderes å være at man finner areal med potensielle naturverdier. Slike kart kan blant annet brukes til å presisere hvilken type kartlegging som bør utføres, eller kreve manuell gjennomgang av datagrunnlaget. Et eksempel er gamle DN-13-lokaliteter, der man har en viss oversikt over naturmangfold, men må gå inn i naturtypebeskrivelsene for å vurdere om det finnes informasjon om forringelse.

Ved høy datakvalitet kan man lage et kartlag med høyest mulig detaljeringsnivå. Dette innebærer at man kjenner eksakt avgrensning, naturmangfoldverdi og forringende årsaker. Et slikt datagrunnlag er mer eller mindre tilstrekkelig som beslutningsgrunnlag for prioritering og detaljert planlegging av restaureringstiltak, forutsatt at andre samfunnshensyn gjør det mulig å prioritere restaureringen.

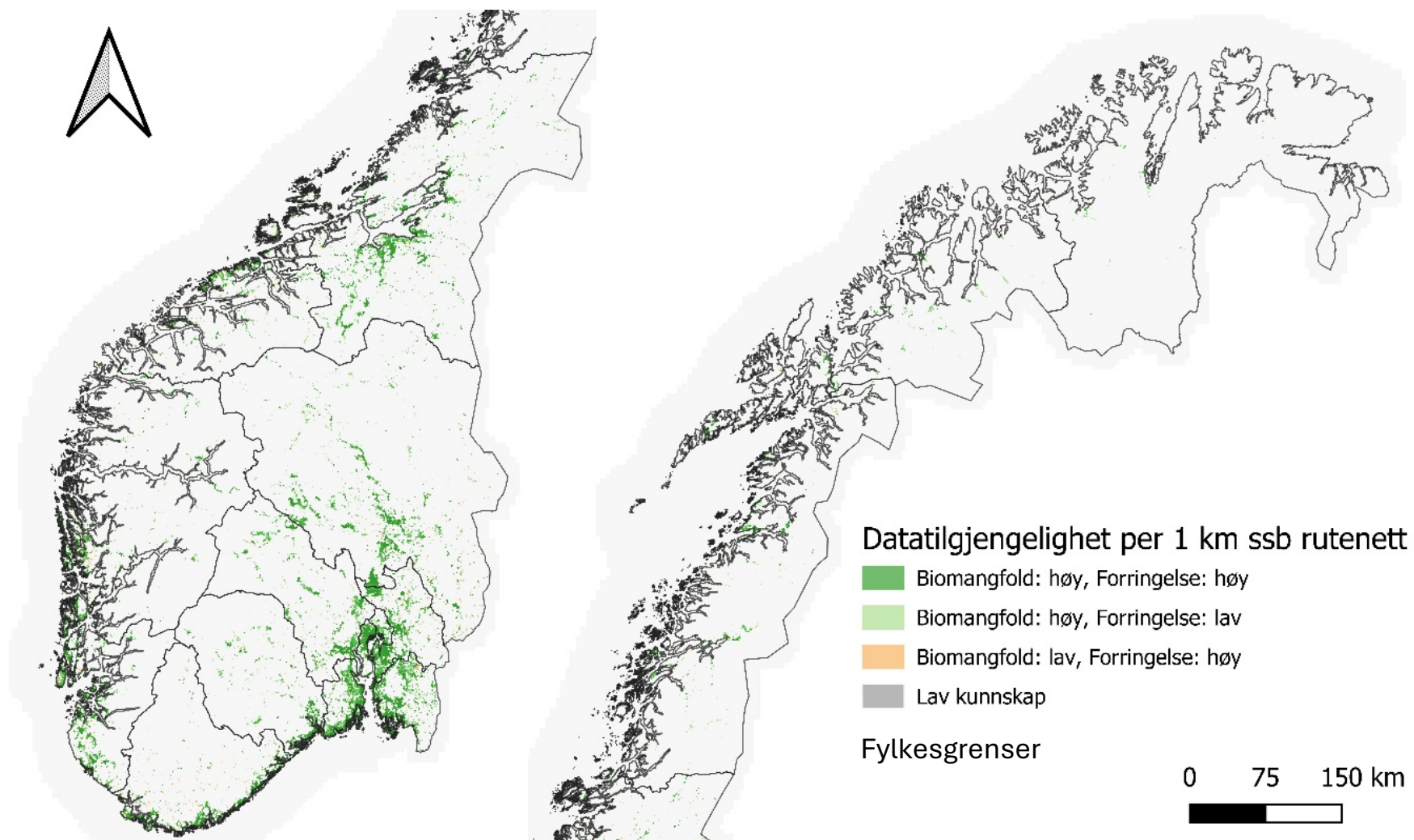
4.4 Illustrasjon av kunnskapsgrunnlag i kart

Basert på tilgjengelige kartlag har vi utviklet en metode for å vurdere kartfestet kunnskapsgrunnlag for naturmangfold og grad av forringelse. De tekniske detaljene er vist i Vedlegg 1. Metoden er illustrert i Figur 3 for både marine og terrestriske (inkludert limniske) arealer med rådata for score av kunnskapsgrunnlaget for hhv. naturmangfold og grad av forringelse. Når vi bruker kriteriene i Figur 2, forenkles figuren til Figur 4 for nasjonalt nivå og Figur 5 for de utvalgte eksempelarealene Asker og Tromsø (for begrunnelse for valg av eksempler se kap. 3).

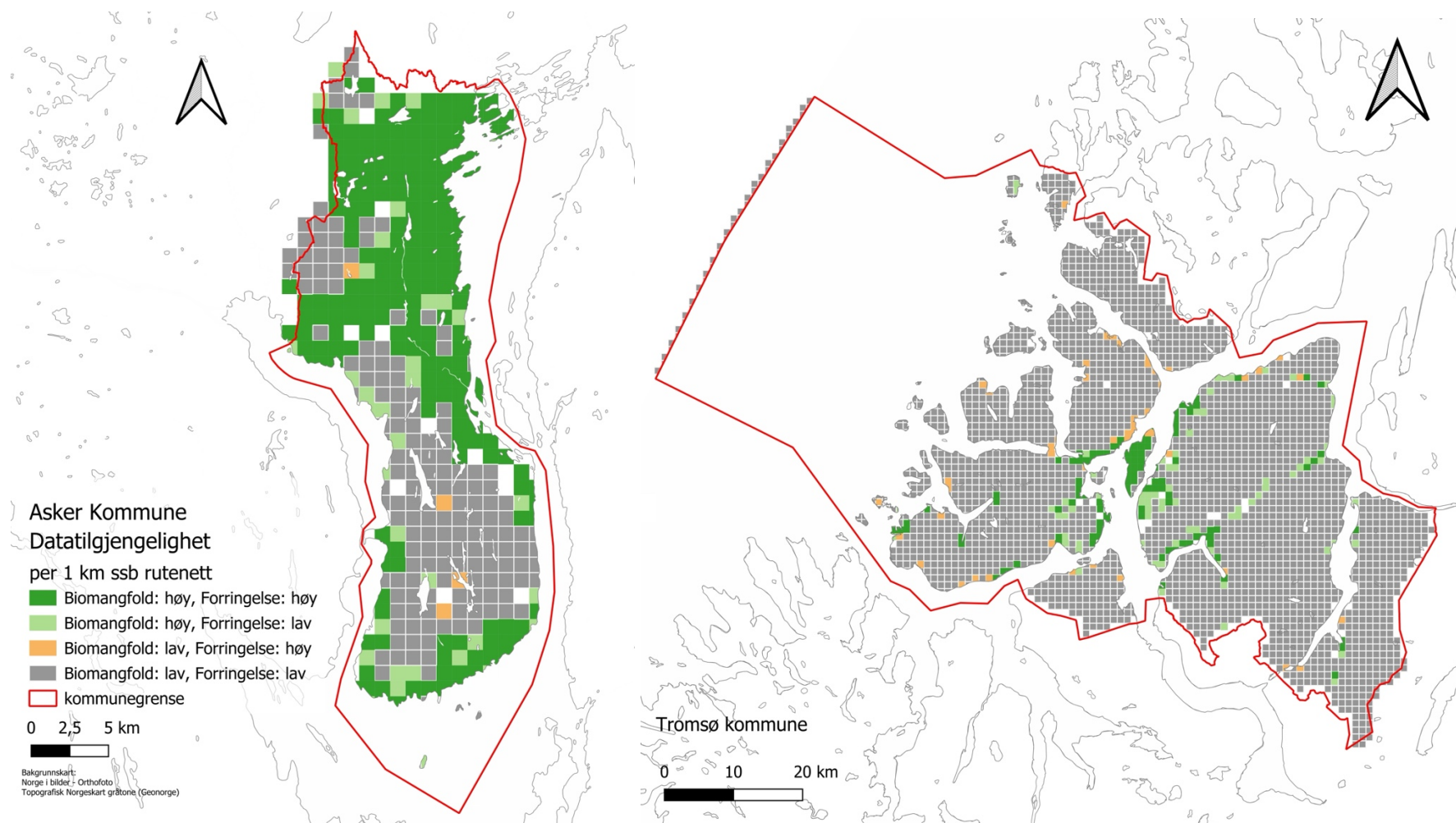
Som forventet er kunnskapsgrunnlaget best for nærkyst og lavland, og nyanser utover dette vil kunne avdekkes ved å zoome inn i kartene til større detaljnivå, der oppløsning er begrenset til 1 x 1 km. Denne type kart vil i forvaltningssammenheng ha nytteverdi fordi de viser hvor vi trenger å utføre mer feltkartlegging (eventuelt fjernmåling) for å kunne identifisere forringelse av natur, og dermed ha mulighet for også å planlegge eventuell restaurering.



Figur 3. Oversikt over kunnskapsgrunnlag for naturmangfold (øverst) og grad av forringelse (nederst) for marine og terrestriske inkl. limniske områder i 1 x 1 km grid på nasjonal skala. Kart er basert på attributtene som er brukt fra de valgte geografiske datasettene (Vedlegg 1). Kunnskapsgrunnlaget er illustrert som en indeks fra 0-1, dvs. at mørkere rød farge indikerer bedre grunnla



Figur 4. Oversikt over kunnskapsgrunnlag for terrestriske og limniske områder på nasjonal skala. En versjon der vi har zoomet inn for Asker og Tromsø kommuner er vist i Figur 5.

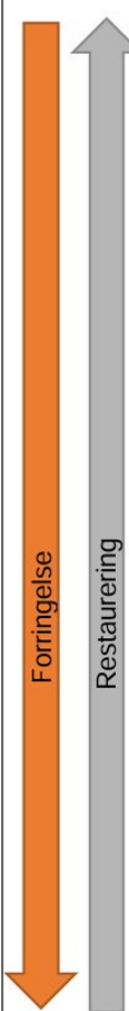


Figur 5. Oversikt over kunnskapsgrunnlaget for eksempelkommunene Asker og Tromsø. Kun terrestrisk er vis

5 Identifikasjon av forringede og ødelagte økosystem

5.1 Grunnleggende om metode

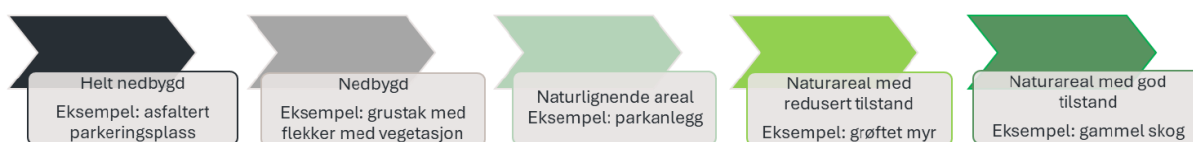
I norsk sammenheng har NINA i sitt arbeid for Nordre Follo kommune med å kartfeste restaurerbar natur (Skrindo m.fl. (2023), gitt en god tilnærming til hvordan grad av forringelse kan defineres og kartfestes. Dette arbeidet bygger i stor grad på Lammerant m.fl. (2013) som foreslo en 4-nivå-modell for forringelse og restaurering av natur ved utvikling av EU sin biodiversitetsstrategi. Ideen bak en slik inndeling er at nivå 1 av forringelse er intakt natur som ikke er aktuell for restaurering, mens de neste nivåene ned til og med nivå 4 (sterkt modifisert natur uten opprinnelig funksjon) kan endres gjennom naturrestaurering og dermed oppnå lavere grad av forringelse. I Figur 6 har vi gjengitt en prinsipiell figur fra Skrindo m.fl. (2013), som viser hvordan grad av forringelse kan deles inn i fire nivåer.



Status		Arealtyper
Nivå 1	Abiotiske forhold er tilfredsstillende. God økologisk tilstand som inkluderer både nøkkelarter, økologiske prosesser og funksjoner, både på lokalitetsnivå og landskapsskala	Naturrestervater samt arealer med prioriterte arter og utvalgte naturtyper (jfr. naturmangfoldloven) Elver og innsjøer med svært god økologisk tilstand (jfr. vannforskriften)
Nivå 2	Abiotiske forhold er tilfredsstillende Noe redusert økologisk tilstand ved noe forstyrret økologiske prosesser eller funksjoner enten/og på lokal og landskapskala. Redusert eller synkende biodiversitet i forhold til N1, men fremdeles noen stabile populasjoner av stedlige arter	Nasjonaleparker, Landskapsvernområder og andre villmarksområder Elver og innsjøer med god økologisk tilstand (jfr. vannforskriften)
Nivå 3	Sterkt modifiserte abiotiske forhold Redusert økologisk tilstand med mange forstyrret økologiske prosesser eller funksjoner enten/og på lokal og landskapskala. Domineres av sterkt endret mark, men har fremdeles noen stedlige arter med stabile populasjoner	Hverdagsnatur, uten spesiell forvaltningsstatus sterkt påvirket av ytre faktorer Kantsoner mot naturområder Inkluderer ikke landbruksområder
Nivå 4	Sterkt modifiserte abiotiske forhold Sterkt redusert økologisk tilstand med sterkt reduserte økologiske prosesser eller funksjoner enten/og på lokal og landskapskala. Domineres av sterkt endret mark, og har nesten ingen tegn på naturlige økosystem eller stedlige arter.	Sterkt endret mark som for eksempel landbruks, veger, urbane områder, innsjøer og elver Ødelagte naturområder

Figur 6. Gjengivelse av Figur 3.13 fra Skrindo m.fl. (2023). Denne er basert på Lammerant m.fl. (2013). Prinsippet er at naturrestaurering kan gi redusert forringelse av natur.

Fire nivåer for forringelse slik de er beskrevet i Skrindo m.fl. (2013) kan fungere godt på nasjonalt nivå, men hvorvidt arealtyper inndelt etter de samme fire nivåene vil fungere er ikke opplagt. Som eksempel er naturreservater lagt til øverste nivå uten restaureringspotensiale i Figur 6, men mange naturreservat har svekket tilstand, f.eks. grunnet fremmedarter, og kan derfor restaureres. På den annen side kan sterkt endret mark innenfor nivå 4 være mulig å restaurere, men ikke ønskelig å prioritere grunnet andre samfunnshensyn. En liknende tilnærming fra utredning av restaurerbar natur for Trondheim kommune er vist i Figur 7.



Figur 7. Gjengivelse av Figur 1-2 fra Wehn m.fl. (2024). Her er det benyttet en 5-delt inndeling i nivåer av forringelse med eksempler på arealtyper.

Skrindo m.fl. (2023) har altså benyttet fire nivåer (og ekskludert vannforekomster, nedbygde områder og jordbruksarealer), mens Wehn m.fl. (2024) har splittet det mest forringede nivået i helt nedbygd og nedbygd, og ender dermed med fem nivåer.

Vi har valgt å legge oss på fem nivåer, tilsvarende Wehn m.fl. for terrestrisk og marint miljø, som samsvarer med systemet under vannforskriftsklassifisering. I praksis skiller dette seg lite fra systemet benyttet i Skrindo m.fl. (2023), men med det femte nivået er det klarere definert at også nedbygde områder og jordbruksarealer anses som tilgjengelige for restaurering.

I vår nasjonale metode skal vi inkludere alt areal terrestrisk, limnisk og marint ut til 12 nm fra land. Siden marine, limniske og terrestriske økosystem i Norge har ulike metoder for kartlegging og overvåking av naturmangfold, der kartlag og databaser som oftest heller ikke er overlappende geografisk, har vi vurdert det som hensiktsmessig med en tilnærming der det utvikles separate metoder til kartfesting av forringelse og restaurerbarhet, og vurdering av nytteverdi ved naturrestaurering for hver av disse. For økologiske prosesser og landskapskonnektivitet kan det imidlertid være overlapp geografisk innenfor en slik tre-deling, der eksempelvis avrenning fra skog- og landbruk påvirker akvatiske og marine miljøer, eller artsgrupper som sjøfugl har terrestriske hekkeområder, men gjør sine næringssøk marint og i enkelte tilfeller også limnisk. Forringelse på dette landskapsøkologiske nivået vurderes derfor som et eget tema.

5.2 Forringelse av terrestrisk naturmangfold

Dette kapittelet omhandler i hovedsak terrestrisk naturmangfold som kan avgrenses til et gitt areal, det vil med andre ord i stor grad dreie seg om naturtyper, og i noe grad funksjonsområde for arter. Mobile og arealkrevende arter, og konektivitet mellom populasjoner av ikke-mobile arter behandles under kapittel 5.5. landskapsøkologisk sammenheng. På et overordnet nivå vil en i terrestriske system ha to typer forringelse: økosystemspesifikk forringelse og generell forringelse. Førstnevnte kan for eksempel være gjengroing av semi-naturlige systemer, eller hogst av skog. Generell forringelse kan være for eksempel forurenset grunn eller fremmede arter. Disse to forringelsene vil ha to ulike innfallsvinkler. For økosystemspesifikk forringelse vil en først søke å identifisere naturtypen (økosystemet) før en identifisere hvorvidt gitt forringelse er til stede, mens for generell forringelse vil

det være viktigere å identifisere forringelsens utbredelse. Dette kapittelet vil derfor ha et todelt fokus, der vi utreder både hvordan en kan identifisere og kartfeste gitte naturtyper, og hvordan man kan identifisere kartfestede forringelser.

5.2.1 Identifisering og klassifisering av naturtyper basert på kartmodeller

Ettersom vurderinger av tilstand og mulige restaureringstiltak i stor grad er spesifikke for naturtyper, så er informasjon om naturtype avgjørende for å gjennomføre en kartbasert tilnærming som har nytteverdi ved senere planlegging og realisering av restaureringsprosjekter. Per nå mangler det heldekkende og tilstrekkelig detaljert informasjon om naturtyper. Vi foreslår derfor en kombinasjon av to metoder: En basert på data fra MI og DN13 kartlegginger av forvaltningsrelevant natur der dette er tilgjengelig, og en mer prediksjonsbasert basert på andre tilgjengelige kartlag og data for resten av landarealet. Et heldekkende kart over naturtyper på minst to nivåer vil være avgjørende for en god tilnærming til prediksjon av restaurerbar natur.

En prediksjonsbasert metode vil bygge på en kombinasjon av tilgjengelige kartlag og modellering av forventet naturtype basert på andre forhold som geologi og artsfunn. I denne sammenheng er AR5 et svært sentralt kartlag som i stor grad plasserer et areal i en hovedøkosystem-kategori, men kan fram mot 2030 byttes ut med Grunnkart for arealregnskap som per testversjon 2 bygger på AR5 men har mer detaljert informasjon og vil være sentralt i kommunenes arbeid. En sammenligning av AR5 og testversjon 2 av grunnkart for arealregnskap er gitt i Tabell 2.

AR5 er delt inn i følgende terrestriske kategorier: Fulldyrka jord, overflatedyrka jord, innmarksbeite, skog, myr, åpen fastmark, bebygd, samferdsel og snøisbre. AR5 kan også i stor grad legges til grunn for en videre utdyping, og da ved å kombinere det med andre kartlag. For eksempel vil en kunne finne potensiell kalkskog ved å kombinere arealer definert som skog i AR5 med arealer som er identifisert med høyt kalkinnhold i kartlaget kalkinnhold i grunn. Treffsikkerhet for forvaltningsrelevante naturtyper kan økes ved å benytte artsdata for rødlistede arter eller habitatspesifikke arter. Hvor presist denne tilnærmingen predikerer naturtype, kan også testes mot data fra MI og DN kartleggingene.

Rødlista for naturtyper opererer med følgende hovedøkosystemer for terrestrisk natur: Fjell og berg, skog, semi-naturlig og våtmark, mens MI har skilt ut fjell fra den første kategorien og bruker følgende grupper (relevant AR5 kategori i parentes): Åpne områder under skoggrensa (åpen fastmark), fjell (åpen fastmark), skog (skog), semi-naturlig mark (innmarksbeite) og våtmark (myr). I det videre arbeidet forholder vi oss til denne oppdelingen i instruksene. Overflatedyrka jord og urbane områder vil eventuelt måtte tilføres i tillegg.

Videre kjenner vi til at Miljødirektoratet nå jobber med å utarbeide et naturkart for både fjell og lavland. Dette er et kart som ved hjelp av fjernmåling og overlagsanalyser vil identifisere og kartfeste naturtyper i henhold til NiN 3.0. Mye av det som beskrives i dette kapittelet vil derfor med stor sannsynlighet dekkas av et slikt kart, og det aktuelle kartlaget vil kunne bli svært sentralt i det videre arbeidet frem mot 2030.

Jordbruksområder

Vi inkluderer her fulldyrka og overflatedyrka jord, bebygd areal og areal som brukes til samferdsel innenfor slike jordbruksområder. Ut ifra definisjonen av overflatedyrka jord i AR5 («Areal ryddet for stein og med jevn overflate der maskinell høsting er mulig») kan en potensielt finne semi-naturlige

naturtyper innenfor denne kategorien, og en bør derfor i det videre arbeidet gjøre en evaluering av hvor en plasserer denne kategorien. Basert på lang felterfaring og diskusjon med flere rutinerne kartleggere ansees sannsynligheten for å finne semi-naturlige naturtyper innenfor denne arealkategorien som så liten at kategorien ikke bør benyttes til å predikere semi-naturlige systemer (Løkken pers.obs.). De ovenfornevnte områdene er oftest presist avgrenset i kartgrunnlaget og vi bruker kategorien svært dårlig (økologisk) tilstand for disse i eksempelkart for to kommuner (Kapittel 6.6.3).

Åpne områder under skoggrensa

Generelt et noe variert samlebegrep for naturtyper som finnes i AR5-kategorien «åpen fastmark», hvor noen kan være lettere å identifisere uten bruk av naturtypedata, som for eksempel åpen grunnlendt mark. Andre typer, slik som fossesprøytsoner, vil trolig være vanskeligere. Samlebegrepet inneholder åpne områder som nakent berg og åpen grunnlendt mark, men en finner også naturtyper tilknyttet spesielle miljøer slik som for eksempel naturtyper tilknyttet fossesprøytsoner. For de fleste naturtyper innenfor denne samlekategorien er det kalkrik berggrunn som ligger til grunn for høyere forvaltningsverdi (kalkrike berg, åpen grunnlendt kalkmark m.m.). For å finne potensielt forvaltningsrelevant natur, kan en for kalkberg og åpen grunnlendt kalkmark trolig identifiseres ved å kombinere åpen arealer i AR5 med svært høyt kalkinnhold (NGU = 5). Disse naturtypene opptrer ofte i mosaikk med hverandre og kan være utfordrende å splitte fra hverandre, og en slik overordnet metode vil mest sannsynlig også få med mye artefakter. Samtidig vil det i praktisk forvaltning være mindre behov for å skille disse naturtypene klart fra hverandre. Fossesprøytsoner og andre mindre naturtyper kan trolig identifiseres ved hjelp av fjernmåling og/eller terrengmodeller.

Fjell

I fjell (utenom våtmark) er det på generell basis to miljøfaktorer som er styrende for hovedandelen av naturtyper, og det er kalkinnhold i grunnen og rabbe-snøleie-gradienten. For å estimere kalkrikhet kan en bruk kalkinnhold i grunnen. For rabbe-snøleiegradienten kan en benytte topographic position index (TPI). Dette er en verdi avledet fra en terrengmodell, forteller hvorvidt et gitt punkt ligger i konkavt landskap (snøleie) eller konvekst landskap (rabbe). Ved hjelp av satellittdata kan en trolig også skille ut ulike naturtyper i blokkmark, basert på samme prinsipp.

Skog

På overordnet nivå er det generelt lett å identifisere områder med skog basert på AR5, og det finnes også en lang rekke datasett som samlet sett gir god informasjon om variasjonen i dette hovedøkosystemet (SR-16, skogbruksplan, naturskogskartet m.m.). Potensielle naturkvaliteter i skog kan i svært stor grad utledes ved å kombinere kartlag som sier noe om alder/naturskogkvalitet (naturskogskart, skogbruksplan, SR-16), kalkinnhold i grunn (NGU kalkinnhold i berggrunn) og treslagsdominans (bartrær (deles i furu og gran), boreale løvtrær og edelløvskog). Ved å kombinere disse tre kartlagene vil en mest sannsynlig kunne danne seg et godt bilde av naturverdiene i skog. Dersom en ønsker et enda høyere detaljeringsnivå kan en, etter samme prinsipp som for fjell, benytte TPI til å gi informasjon om uttørkingsfaregradienten. I skog kan større områder med fremmedarter (Sitka m.fl.) kunne anses som forringelsesfaktor, og det bør vurderes om dette kan inngå som eget datagrunnlag.

Semi-naturlig mark

De grasdominerte semi-naturlige naturtypene (semi-naturlig eng, semi-naturlig strandeng, slåttemark, naturbeitemark, hagemark m.m.) som ikke er tidligere kartlagt, kan være vanskelig å identifisere/avgrense på kart ved hjelp av modellering. Dette gjelder særlig de som er gjengrodd, og følgelig mest aktuelle for restaurering. Som eksempel kan utmarksbeite som per definisjon ikke er dyrket eller gjødslet, likevel få noe gjødsel langs vei eller åkere som ligger høyere i terrenget. Noe informasjon kan hentes fra overvåkingsprogram av semi-naturlig eng (ASO), da alle overvåkede enger også er kartlagt i henhold til MI. Vi er usikre på eventuell tilleggsverdi av artsdata registrert gjennom ASO og hvordan det kan benyttes på en god måte. Den systematiske innsamlingen av disse dataene, kan brukes til å validere tilnærminger for prediksjonsmodellering som benytter seg av for eksempel artsdata. For heisystemene (boreal hei og kystlynghei) er vi usikker på datagrunnlaget, men eksisterende data kan kombineres med kart over potensiell utbredelse for kystlynghei (Velle m.fl. 2023).

Våtmark

For våtmark kan en i stor grad basere seg på metodene utarbeidet i Nordre Follo (Skrindo m.fl. 2023), der en i all hovedsak legger områder identifisert som våtmark i AR5 til grunn. Detaljeringsgraden på åpen myrflate i lavlandet i AR5 er relativt god, mens det er større usikkerhet knyttet til andre typer våtmark (for eksempel myr- og sumpskogsmark) og våtmark i fjellet. Generelt er åpne myrflater i lavlandet blant de lettere økosystemene å utarbeide kart over uten detaljert kartlegging, så fremt de ikke er gjengrodd. For øvrige naturtyper innenfor våtmark kan det være vanskeligere å utfigurere et mer detaljert kartlag, men også her har en stort sett god hjelp av AR5. NINA deler i sin rapport fra Nordre Follo våtmark opp i åpen myrflate som nevnt ovenfor og tresatt våtmark. Dette samsvarer også med Grunnkart for arealregnskap. Tresatt våtmark vil da kunne benyttes til å identifisere blant annet sumpskogsmark. Hvorvidt en greier å skille ut disse våtmarkstypene i skog på en god måte er usikkert.

Urbane områder

Det nye Grøntstrukturkartet gjør det mulig å differensiere vegetasjon i urbane arealer og sammen med AR5 og SR16 gi en oversikt over urban natur (som natur i og rundt by, påvirket av rekreasjon og et sett andre drivere, men ofte skjøttet med tanke på rekreasjon og naturmangfold). Et stort fokus på restaurering/rehabilitering av natur i by, blant annet som del av kommunenes pollinatorstrategier, gjør at vi inkluderer også disse områdene i denne rapporten. Noe natur i by er MI (og DN13) kartlagt, våtmarker kan avgrenses fra AR5, skogegenskaper kan hentes som en kombinasjon av SR16, Grøntstrukturkart og Naturskog, mens påvirkningsfaktorer ofte kan være mer sammensatt enn for annen natur. Historikk som kontinuitet i naturtype vil være en viktig informasjon for å skille mellom rester av opprinnelig natur og nye konstruerte løsninger, men foreløpig er ikke automatiserte metoder ferdig utviklet.

Tabell 2. Oversikt over hovedøkosystemer og areal typer i AR5 og Grunnkart for arealregnskap testversjon 2. Økosystemtypene i grunnkartet er tilpasset Eurostat for rapportering av naturregnskap.

	Areal typer Grunnkart arealregnskap	AR5	Hovedøkosystem (rødlista m.m.)	Eurostat	Kommentar
Terrestrisk	Bebyggd	Bebyggd		Settlements and other artificial areas	
	Samferdsel	Samferdsel		Settlements and other artificial areas	
	Fulldyrka jord	Fulldyrka jord		Cropland	
	Overflatedyrka jord	Overflatedyrka jord	?	?	Denne kategorien bør vurderes nøye i det videre arbeidet da det er uklart hvorvidt den inneholder semi-naturlige naturtyper.
	Åpent og uspesifisert innmarksbeite	Innmarksbeite	Semi-naturlig mark	Grassland	
	Tresatt innmarksbeite	Innmarksbeite	Semi-naturlig mark	Grassland	Kan være hagemark, eller gjengrodd semi-naturlig
	Skog	Skog	Skog	Forest and woodland	
	Snaumark	Åpen fastmark	Åpne områder under tregrensa, fjell	grassland, heathland and shrub, sparsely vegetated ecosystems, coastal beaches, dunes and wetlands	Har satt opp grasslands her for det er vel det åpen grunnlendt mark faller inn under?
	Åpen myr	Våtmark	våtmark	inland wetland	
	Tresatt myr	Våtmark	våtmark, skog	Forest and woodland, inland wetland	Usikker hvor sumpskog plasserer seg
	Snø og isbre	Snø og isbre	Fjell	?	
Limnisk	Elv og bekk	Elv og bekk		Rivers and canals	
	Kanal			Rivers and canals	
	Innsjø og tjern ikke regulert	Innsjø		Lakes and reservoirs	
	Innsjø og tjern regulert	Innsjø		Lakes and reservoirs	
Marint	Hav			Marine ecosystems	

5.2.2 Kartfestet informasjon om grad av forringelse og forringende faktorer

Så fremt en får et velfungerende naturkart før 2030, bør hovedtyngden av arbeidet for terrestrisk naturmangfold frem mot 2030 fokusere på å systematisere og kartlegge forringelse ved å identifisere kartlag eller utarbeide analyser som gir bedre kunnskap om forringede faktor. I dette kapitlet har vi beskrevet relevante kartlag og datasett som kan brukes, samt gitt noen retningslinjer for hvor det trengs mer kunnskap. Flere av de forringende faktorene er økosystem-uavhengige, for eksempel fremmede arter, eller fragmentering. Andre faktorer er mer økosystemspesifikke, som gjengroing i det semi-naturlige landskapet og grøfting av myr. For naturtyper kartlagt etter MI vil en i stor grad ha tilgang til god informasjon om forringende faktor og grad av forringelse. For resterende arealer må en basere seg på kartlagt eller modellert forekomst av forringende faktorer som grøfting av myr og skog, forekomst av invasive arter, forurensing inkludert eutrofiering, lyd og lysforurensing, og landskapsfragmentering. Vi bør også kunne skille mellom direkte og indirekte effekter basert på om forringende faktor forekommer inne i kartfigur eller utenfor. Metoder for å estimere samlet påvirkning på kartfigurer bør utvikles for å øke kvaliteten på prediksjon av restaurerbar natur. En overordnet sammenstilling av forringende faktorer pr hovedøkosystem gitt i Tabell 3, og ulike forringende faktorer er drøftet nærmere nedenfor.

Klimatiske endringer

Om klimatiske endringer anses relevant bør vurderes nærmere. Siden påvirkningen er global, er restaurering ved å endre påvirkningen den største utfordringen. Her vil det derfor være mest aktuelt med restaurering i form av «avbøtende tiltak» F.eks. tiltak mot tiltagende erosjon eller fremmedarter som spres raskere når klima endres. Det vil trolig også bli behov for å restaurere natur som tåler et annet klima, for eksempel ved å restaurere tilplantet granskog til edelløvskog (se for eksempel Olsen m.fl. 2020). Dette kan bidra til sammenhengende og mer robust natur.

Direkte menneskelig påvirkning

Kategorien omfatter all påvirkning som griper direkte inn i natur, slik som nedbygging, drenering, arealendring m.m. Noen hovedkategorier av direkte påvirkning er omtalt under.

Grøfting av myr

For grøfting av myr foreligger det et modellert kart fra Miljødirektoratet over alle grøfter i våtmark i Norge. For å identifisere forringet våtmark, både åpen jordvannsmyr og tresatt våtmark kan dette kartlaget benyttes. Dette er modellerte data og kartlaget har en del artefakter, der det overestimerer utbredelsen av grøfting. Dette er typisk i hellende myrer der naturlige vannveier blir ganske rette. På oppdrag for Miljødirektoratet utvikles det nå et forbedret kart over grøfter.

Opphør/endring av skjøtsel er en av hovedtruslene mot semi-naturlige naturtyper

Videre har endring til et mer intensivt landbruk, med maskiner og kunstgjødsel også vært en sentral trussel mot disse natursystemene. For semi-naturlige enger kan en benytte seg av kartlag som «Jordbruksarealer – som kan være ute av drift» og «gjengroing», begge utarbeidet av NIBIO. For et bedre estimat av gjengroing kan en i disse arealene utvikle et nytt datalag der en evaluerer og gradere gjengroing basert på differansen mellom terreng- og overflatemodeller og/eller i kombinasjon med fjernmåling (For eksempel endringer i NDVI). En bør også her inkludere fremmedartspåvirkning, og også se på muligheter for å estimere gjødselpåvirkning.

Skogbruk

Skogbruket er den største forringende faktoren innenfor skogsmiljø og her har vi gode kartlag (f.eks. Hogstklasser i skogbruksplan, tid siden hogst og estimerer skogalder fra SR-16 mm.), men i produksjonsskog er forringelsen også en del av brukssyklusen. Om det er hensiktsmessig å identifisere forringelse basert på skogbruk vil kunne ha sammenheng med kost-nytte vurderinger (kapittel 7). Trolig kan en også hente mye relevant informasjon i det kommende skogmaske-kartet.

Forurensning

Datalaget forurenset grunn kan benyttes. På generell basis kan en anta at det er lite overlapp mellom utbredelsen av forurenset grunn og intakt natur og direkte påvirkede arealer vil være små. Indirekte effekter som avrenning til nærliggende naturområder kan være en faktor å undersøke. Mer diffus forurensning som overflateavrenning av næringsstoffer og plantevernmidler fra landbruk, samt nedfall av lokal- og langtransportert nitrogen fra husdyrbesetninger og – gjødsel kan ha store effekter både i kantsoner og i næringsfattige naturtyper, men er vanskelig å kartfeste.

Økende forståelse av hvordan lyd og lys på avveier påvirker biologisk mangfold negativt, kan også inkluderes i vurderinger av samlede effekter på biologisk mangfold. Statens vegvesen har datagrunnlag som kan brukes til å modellere og kartfeste estimerte verdier for nærhet til vei (f.eks. <https://www.vegvesen.no/fag/fokusomrader/klima-miljo-og-omgivelser/lysforurensning/interaktiv-rapport-om-lysforurensning-fra-veier/>). Data for lysforurensning rundt bebygde områder finnes, men tilgang og kvalitet er foreløpig ikke undersøkt. En mulig kilde som kan vurderes nærmere: [Light pollution map](#). Modellerte støykart for veinettet er også tilgjengelige for de største byområdene hos Miljødirektoratet, og kan med fordel utvikles videre til mer presis heldekkende informasjon om støy fra transport og industri til bruk i arealanalyser og – planlegging.

Fremmede arter

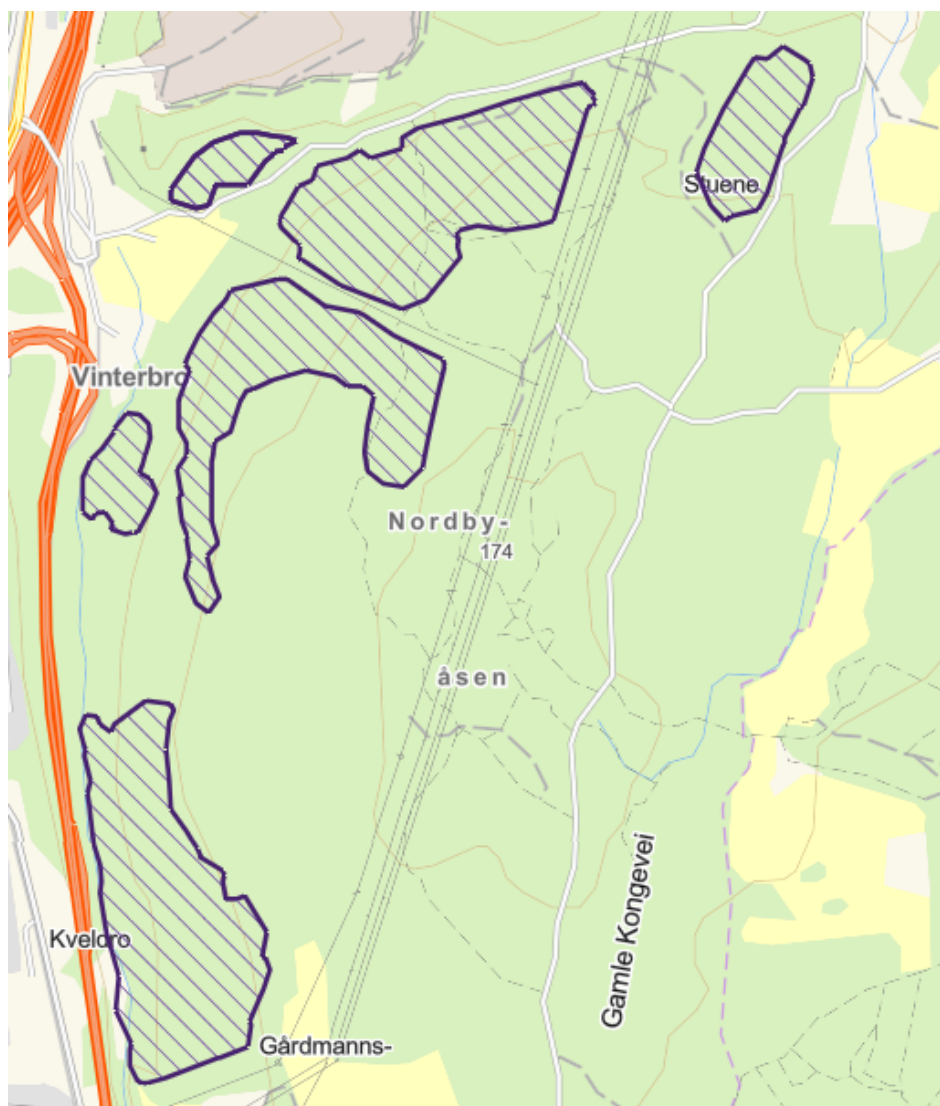
Forringelse av fremmede arter kan hentes fra artskart, da hovedsakelig karplanter i kategoriene H1 og SE. En stor mangel med et slik data-uttrekk er at en ikke har kunnskap om nullfunn og omfang. En kan ikke basert på dette datasettet si at mangel på funn av fremmede arter betyr at de ikke finnes, eller hvor stor påvirkning de har. Tilsvarende har en ikke oversikt over hvor det er gjort tiltak. Dekningsgrad er stort sett god nær infrastruktur, og stort sett i naturområdet som er av interesse for botanikere eller forvaltning. I restaureringssammenheng kan en se nærmere på overlapp i funksjonsområder for rødlistede arter og rødlista naturtyper og fremmedarter av nasjonal forvaltningsinteresse, og hvor lenge det har vært registrert forekomst av de invasive artene med en antakelse om at bestandsstørrelse og frøbank øker med tid. Å se på samlede effekter der det er registrert flere invasive arter bør også være en del av metodeutviklingen. Videre bør det utvikles økosystem-spesifikke subsetter av invasive arter for vurdering av effekter. Dette kan være arter som er kjente trusler for et gitt økosystem. For eksempel fremmede treslag i skog, eller gravbergknapp i åpen grunnlendt kalkmark. Videre i arbeidet mot 2023, bør en også se på muligheten for å kunne bruke fjernmåling til å identifisere områder med sterk dominans av relevante fremmede arter. Det bør også undersøkes hvorvidt for eksempel hotspot-kart over fremmede arter (Olsen m.fl., 2017) eller lignende kart kan gi et bedre bilde av fremmedartspåvirkningen i et gitt areal.

Diffus menneskelig påvirkning

Menneskelig aktivitet som etablering, tilrettelegging og bruk av ulik infrastruktur i natur som bebyggelse, veier, stinett har flere effekter på biologisk mangfold. Nærhet til denne infrastrukturen er ofte en god indikator på påvirkning. Data kan hentes fra ulike kilder som kart over inngrepsfri natur og den mer detaljerte infrastrukturindeksen. NINA har innsynsløsning for dette, omtalt som *arealbruksintensitetsindeks*, Nilsen m.fl. (2024), og metoden er beskrevet av Erikstad m.fl. (2013). Det vil også kunne være en mulighet å kombinere en slik tilnærming med å benytte seg av kartlag som sier noe mer om menneskers ferdselsvaner, slik som Strava heatmap. Dette er et sammenstilt datalag som gir et overordnet bilde over hvor brukere av appen Strava ferdes mest. Selv med slik datasett vil det generelt være utfordrende å kvantifisere og arealfeste denne type påvirkning godt.

Fragmentering av viktige naturtyper

I områder som er kartlagt etter MI vil en kunne vurdere fragmentering av viktige naturtyper. For eksempel kan en i et skogsområde vurdere tetthet og distanse mellom viktige naturtyper og egenskapene til områdene imellom (Figur 8). Denne informasjonen kan en bruke til å identifisere overordnede områder med høy tetthet av viktig natur, slik at en kan identifisere områder som kan avsettes til restaurering av sammenhenger. For eksempel i skog kan en identifisere områder med høy tetthet av tilknyttede naturtyper (For eksempel gammel skog), der en kan iverksette passive tiltak som fri utvikling, inkludering i verneområder, eller mer aktive restaureringstiltak som plukkhogst, veteranisering av trær, eller naturvernbrenning.



Figur 8. Kart som viser et skogsområde med flere registreringer av gammel granskog med liggende død ved adskilt av skogområder uten registrert forvaltningsverdi. Her kan en tenke seg at en ved tiltak kan styrke koblingene mellom disse områdene.

Tabell 3. Viktige variabler for å utlede forvaltnings viktig natur der en ikke har kartleggingsdata, og de viktigste forringelsesfaktorer per hovedøkosystem.

Hovedøkosystem	Viktigste variabler sammen med AR5	Viktigste forringende faktorer
Åpne arealer under skoggrensa	kalkinnhold i grunn, nærhet til vassdrag	fremmede arter, diffus og direkte menneskelig påvirkning
Fjell	kalkinnhold i grunn, terrengbeskaffenhet (TPI)	Diffus og direkte menneskelig påvirkning, fragmentering
Skog	kalkinnhold i grunn, treslagsdominans, skogsalder og gammelskogpreg	Direkte og diffus menneskelig påvirkning, fragmentering, fremmede arter
Semi-naturlig mark	ASO, kart over utbredelse av kystlynghei	opphør av drift og skjøtsel, fremmede arter
Våtmark	tresetting, nærhet til vann (vassdrag, innsjøer og hav)	direkte menneskelig påvirkning, fragmentering, fremmede arter i noen typer våtmark.

5.3 Forringelse av akvatisk naturmangfold

Identifikasjon av forringede eller ødelagte ferskvannsøkosystemer avhenger av datatilgjengelighet. Vann-Nett er Norges nasjonale database og kartverktøy for vannforvaltning, utviklet i samarbeid mellom Miljødirektoratet og Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE). Det spiller en sentral rolle i gjennomføringen av EUs vanndirektiv i Norge, og gir per i dag informasjon om økologisk tilstand for 3 500 vannforekomster i landet.

I Vann-Nett klassifiseres den økologiske tilstanden til vannforekomster i henhold til EUs vanndirektiv (Water Framework Directive, WFD), som Norge implementerer gjennom vannforskriften. Klassifiseringen er basert på en kombinasjon av biologiske, hydromorfologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementer. Økologisk tilstand deles inn i fem klasser: svært god, god, moderat, dårlig og svært dårlig. Vannforekomster som har dårligere enn god tilstand regnes som forringet. Men der disse dataene ikke er tilgjengelige, er habitatkvalitet den nest viktigste variabelen å vurdere, da næringskonsentrasjoner, kjemisk forurensning (inkludert EU-prioritetsstoffer og spesifikke forurensninger i vassdrag) og organisk forurensning (TOC) er knyttet til biologisk mangfold og økosystemhelse.

Når både biologisk mangfold og habitatkvalitetsdata ikke er tilgjengelige, kan kartlegging av stressfaktorer gi informasjon om hvor økosystemer sannsynligvis er forringet og trenger restaurering. For innsjøer og elver er en hovedstressfaktor tilførsel av næringsstoffer, organisk og kjemisk forurensning fra nedbørsfeltet. Mens punktkilder til forurensning kan identifiseres fra menneskeskapte infrastrukturer, er diffuse tilførsler fra nedbørsfeltet vanskeligere å kartlegge. Disse inputene kan evalueres ved bruk av arealdekkeklasser og befolkningstetthet. For eksempel, i Norge er WFD-referansesteder klassifisert som vannforekomster med nedbørfelt med <5% landbruksarealbruk og <5 personer/km eller fravær av større bosetninger. Næringsbelastning kan estimeres ved bruk av en modelleringsmetode, slik som TEOTIL, som brukt i Miljødirektoratet vurdering av vann følsomme for eutrofiering (Thrane et al 2025). I tillegg kan en rekke nedbørfelt- og innsjøegenskaper påvirke følsomheten til ferskvann for denne næringsbelastningen. En innsjøsensitivitetsindeks, beskrevet av Politi et al., 2024 som bruker nedbørfelt kjennetegn, inkludert fysiske, kjemiske og sosiale variabler kan brukes for å bestemme følsomheten til en vannforekomst for eutrofiering.

For elver, i tillegg til Nærings- og kjemisk tilførsler fra nedbørsfeltet, er hovedstressfaktorer endringer i hydrologi og morfologi på grunn av menneskeskapte infrastrukturer (f.eks. dammer og barrierer) eller uttak. Disse kan identifiseres ved hjelp av avløpsdata (se etter endringer i vannføring) og kart over barrierer (AMBER citizen science data og kjente lokasjoner av magasiner identifisert i shape-filer levert av NVE).

Naturtyper (f.eks. Limnisk NiN) kan potensielt brukes til å prioritere biologiske mangfolds-hotspots. Nyere arbeid har identifisert rødliste-naturtyper for norske ferskvannsøkosystemer. Rødlistevurderingen fra 2018, basert på faktorer som arealtap og nedbrytning de siste 50 årene på grunn av menneskelige aktiviteter, indikerer at elver er klassifisert som Nær truet (NT), mens fire innsjøtyper og en bunntype er vurdert som kritisk truet (EN), sårbar (VU) eller nær truet (NT). Disse inkluderer vanntypene grunn limnisk fastbunn (EN), grunn limnisk sedimentbunn (VU), dyp limnisk sedimentbunn (NT) og helofytt-ferskvannssump (VU), samt bunntypen grunn limnisk fastbunn (EN) (Uglen et al., 2018). Imidlertid begrenser utilstrekkelig kartlegging og begrensede data dagens bruk av naturtyper for kartlegging av ferskvannskilder i Norge, selv om fremgang på dette området

forventes i løpet av de neste årene. Alternativt kan geologiske kart brukes til å få en grov forståelse av naturtyper, for eksempel med kalksjøer, som er vurdert Sårbar (V) kan være identifisert med prediksjonsmodellering (Bakkestuen et al., 2022) basert på geologiske karter.

5.4 Marint

Dette kapittelet omhandler en fremgangsmåte for å identifisere forringede økosystemer i det marine miljø. Skrindo m.fl. (2023) avgrenser sitt oppdrag i hovedsak til terrestriske økosystemer med følgende begrunnelse: "Vannforekomster som faller inn under Vannforskriften, blir klassifisert ut fra økologisk tilstand, de viktigste påvirkningsfaktorer er identifisert og tiltak kan iverksettes for å bedre tilstanden der det er behov. Dette inkluderes derfor ikke i dette oppdraget". Som nevnt i kapittel 4 fanger vannforekomster ikke nødvendigvis opp utbredelse og tilstand av enkelte naturtyper, og området fra 1 nautisk mil utenfor grunnlinjen og ut til 12 nautiske mil er ikke klassifisert til økologisk tilstand. For kjemisk tilstand gjelder riktignok vannforskriften riktignok ut til 12 nm fra grunnlinja (Klassifiseringsveilederen). Vi vil derfor gi en tilnærming til hvordan man kan kombinere vannforskriftens tilstandsklassifisering med andre tilgjengelige datakilder for å identifisere potensielle forringede marine økosystemer.

Skrindo m.fl. (2023) har blant annet tatt utgangspunkt i naturtyper som er kartlagt etter Miljødirektoratets instruks, som både gir en oversikt over naturtypens areal, men også kvalitet. I motsetning til på land, har det ikke vært en kartleggingsinstruks tilgjengelig for marine naturtyper. Det ble imidlertid gjort et arbeid med å identifisere forvaltningsrelevante naturtyper basert på stortingsmelding 14 (2015-1016), som la føringer for hvor man skulle prioritere kartlegging først, basert på viktigheten av naturtypen. Med utgangspunkt i dette ble det lagt fram et forslag om 30 forvaltningsrelevante naturtyper (Bekkby m.fl. 2021). Det har i et videre arbeid blitt jobbet med å utarbeide en kartleggingsinstruks for disse naturtypene, og instruks for kartlegging av marine naturtyper skal publiseres i 2026 som en del av NIN 3.0 ([Miljødirektoratet.no](https://miljodirektoratet.no)). Som et supplement til listen over forvaltningsrelevante naturtyper, har det også blitt vurdert hvilke naturtyper som er særlig viktig med tanke på fiskeri- og havbruksnæringen (Marquez m.fl. 2024), som på et senere tidspunkt kan inkluderes i instruks.

En mulig ideell fremgangsmåte for å identifisere forringede økosystemer er å benytte informasjon fra tilstandsklassifiseringen for økologisk tilstand etter vannforskriften sammen med kartlagte forvaltningsrelevante naturtyper etter instruks med tilhørende kvalitetsvurdering, men slik data for naturtyper finnes ikke ennå. Som nevnt i kapittel 4 finnes det heller ikke noe heldekkende kart for det marine miljø, slik som for eksempel AR5 i det terrestriske miljø. Dette er med unntak av noen pilotområder hvor det har blitt utarbeidet marine grunnkart i kystsonen ([Kartverket.no](https://kartverket.no)).

På nasjonalt nivå må det, per i dag, derfor tas utgangspunkt i andre data som kan si noe om økosystemers utbredelse, for eksempel naturtyper kartlagt gjennom Nasjonalt Program etter DN-håndbok 19 ([Miljødirektoratet.no](https://miljodirektoratet.no)) eller data fra MAREANO-programmet ([Mareano.no](https://mareano.no)). I forbindelse med en pilot for marint naturregnskap i Lofoten (Bögelsack m.fl. 2025) ble det gjort en grundig gjennomgang for å systematisere hvilke kartdata som kan benyttes for å oppnå et heldekkende kart over utbredelsen av marine naturtyper for kyst- og havområder. I tillegg til dette fremgår det også av rapporten en vurdering av hvilke data som kan bidra til å identifisere belastning, tilstand og tilhørende

økosystemtjenester for disse økosystemene. Vi har tatt utgangspunkt i kartlagene som ble presentert i Bögelsack m.fl. (2025) for å få en oversikt over kunnskapsgrunnlaget for marine økosystemer.

På lik linje som for terrestriske økosystemer, vil dette kapittelet i stor grad omhandle økosystemer/naturtyper som kan avgrenses til et gitt areal, enten det er en hel vannforekomst eller enkelte naturtyper. For å kunne avgjøre om økosystemet er forringet, må man også her samle inn informasjon for å identifisere økosystemene, for så å identifisere hvorvidt en forringelse er til stede.

5.4.1 Marine data – identifisering og avgrensning av marine økosystemer

Ideelt sett er det ønskelig å identifisere forringet og ødelagt natur i marine system i 5 nivåer, som forklart i Kapittel 5.1. Men dette vil avhenge av hvor vi har nok data til å kunne si noe mer spesifikt om graden av forringelse. I flere tilfeller, vil det kun være mulig å si om økosystemet er forringet eller ikke basert på fysiske påvirkninger, uten å kunne si noe om graden av forringelse. Dette gjelder spesielt havområdene, ettersom disse ikke er dekket av vannforskriften og har begrenset datamateriell. Det vil også avhenge av om man snakker om spesifikke naturtyper eller om man snakker om vannforekomster som helhet. Selv om det finnes informasjon om økologisk og kjemisk tilstand i vannforekomster omfattet av vannforskriften, er det lite informasjon knyttet til tilstanden for hvert enkelt økosystem/naturtype.

Ettersom datagrunnlaget i kystnære områder generelt er bedre enn havområdene, i tillegg til at kystvannsforekomster er omfattet av vannforskriften og økologisk tilstand, vil det være naturlig å benytte en avgrensning mellom «kyst» og «hav». Kyst vil da være definert som det området som er omfattet av vannforskriften og økologisk tilstand, dvs. 1 nautisk mil utenfor grunnlinjen. Hav vil være det resterende arealet ut til 12 nautiske mil.

Kyst

Kysten er delt inn i vannforekomster, med et system for å identifisere økologisk og kjemisk tilstand i vannforekomsten (Klassifiseringsveilederen). Den økologiske tilstanden er delt opp i fem nivåer fra «svært dårlig» til «svært god tilstand», mens den kjemiske tilstanden er delt opp i to nivåer, «dårlig» eller «god» tilstand. Vannforekomster kan i teorien anses som et økosystem i seg selv, som kan vurderes som et restaureringsobjekt. Det pågår for eksempel mye arbeid knyttet til forbedring av tilstanden i Oslofjorden (KLD, 2021). Tilstanden til vannforekomsten kan dermed være et eget mål på om hvorvidt vannforekomsten må settes i en bedre tilstand. For å kartfeste de ulike vannforekomstene kan data fra vann-nett ([Vann-nett](#)) benyttes, med tilhørende informasjon om vannforekomstens tilstand. Det er viktig å påpeke at noen vannforekomster er klassifisert på et begrenset datagrunnlag, og at noen har fått betegnelsen "moderat økologisk tilstand" utelukkende basert på nivåene av vannregionspesifikke stoffer (Klassifiseringsveilederen). Det vil derfor være nødvendig å filtrere dataene slik at de gir et representativt bilde av tilstanden for det aktuelle formålet. Én tilnærming kan være å velge vannforekomster som er klassifisert med «høy presisjon» for økologiske data, som innebærer at vurderingen er basert på biologiske data ([Geonorge](#)), og samtidig skille mellom biologiske og kjemiske kvalitetselementer.

I tillegg til klassifisering på vannforekomstnivå er det også innad i vannforekomstene registrert marine naturtyper som i all hovedsak er kartlagt gjennom DN håndbok 19 (Direktoratet for naturforvaltning 2007). Disse inkluderer ålegrasenger, større tareforekomster, tidevannsstrømmer, fjorder med naturlig lavt oksygeninnhold, poller og litoralbasseng, bløtbunnsområder, skjellsand, østersforekomster og koraller. For noen av disse naturtypene foreligger det også en verdissetting etter

håndboken, men den geografiske utbredelsen ligger ikke i Vann-Nett, der registreres bare visse kvalitetselement, som for eksempel tilstanden til ålegras (Klassifiseringsveilederen). Verdisettingen i DN håndbok 19 sier heller ingenting om dagens tilstand og kan derfor ikke benyttes til å vurdere i hvilken grad områdene er forringet. Utbredelsen av de marine naturtypene fra DN håndbok 19 er registrert i naturbase ([Naturbase 2025](#)), og kan hentes ut som kartlag herfra. I tillegg til dette foreligger det informasjon om rødlistede arter (både i vann-nett og naturbase) som kan være nyttig for å avdekke potensielle områder for restaurering. En oppsummering av naturtypene som inngår i DN håndbok 19 samt grunnlaget for verdisettingen for de ulike naturtypene er gitt nedenfor. Informasjonen er hentet fra DN-Håndbok 19 (Direktoratet for naturforvaltning 2007).

Ålegraseng

Datamaterialet som eksisterer for registrerte ålegrasenger fra DN-håndbok 19 metodikken baserer seg stort sett på feltkartlegginger gjort under Nasjonalt program for kartlegging av arter (marint) (Bekkby m.fl. 2013), utført av NIVA og Havforskningsinstituttet i perioden 2009-2018. Enkelte av de registrerte dataene som er tilgjengelige i Naturbase er derfor noen år gamle. Ålegrasengene er også verdivurdert i form av størrelse, hvor store enger (>100 daa) er oppgitt som «svært viktige» (A lokaliteter), mens mindre enger er oppgitt som «lokalt viktige» (B lokaliteter). I Norge er vanlig ålegras (*Zostera marina*) mest utbredt, men dvergålegras (*Z. noltii*) og havgras (*Ruppia* spp.) forekommer også.

Større tareforekomster

I DN håndbok 19 skiller datasettet «Større tareforekomster» mellom områder som kun inneholder stortare, og områder hvor det vokser blandete tarearter. Naturtypen er ansett som middels godt kartlagt. De registrerte tareforekomstene er verdivurdert basert på størrelse, hvor store forekomster (> 500 daa) er ansett som «svært viktige» (A lokaliteter) (bortsett fra i Skagerrak hvor alle forekomster er svært viktige), mens mindre arealer (~100 daa) er ansett som «viktige» (B lokaliteter). Dette gjelder også for områder der tareskogen er nedbeitet av kråkebolle. Det meste av datagrunnlaget for tareskog som er tilgjengelig i naturbase er basert på modelleringer, som gjør at det er stor usikkerhet i den predikerte utbredelsen. Kun artene stortare (*Laminaria hyperborea*) og sukkertare (*Saccharina latissima*) inngår i disse modellene.

Tidevannsstrømmer

Kartleggingsstatus for naturtypen tidevannsstrømmer er generelt god for DN håndbok 19, men det finnes lite informasjon om biomangfold knyttet til naturtypen. Tidevannsstrømmer skyldes høydeforskjellen mellom flo og fjære, og de sterkeste strømmene oppstår der man har trange sund eller passasjer inn til poller eller større fjordområder. I naturbase er tidevannsstrømmer kartlagt som de tre utformingene: trange sund, fjordmunninger og terskelområder. I tillegg til datasettet fra DN håndbok 19 som er basert på identifisering fra fysiske forhold sett fra sjøkart, samt lokale ressurspersoner, finnes det også kart over tidevannsforskjeller basert på vannstanddata bestående av tidsserier fra bl.a. Meteorologisk institutt, samt data og informasjon basert på analyser av disse.

Fjorder med naturlig lavt oksygeninnhold

Kartleggingsstatus på fjorder med naturlig lavt oksygeninnhold er generelt ansett som god. Naturtypen er karakteristisk for Norge, men begrenset i resten av verden. I fjorder med naturlig lavt oksygeninnhold finnes ikke bunndyr som graver, som gjør at sedimentet her er uberørt, og sedimentkjerner fra disse områdene kan gi informasjon om naturforhold langt tilbake i tid. Det er viktig å skille mellom fjorder der dette forekommer naturlig, og i fjorder der lavt oksygeninnhold er et

resultat fra eutrofiering. Naturtypen oppdages somregel under resipientundersøkelser eller igjennom forskningsmiljøer.

Poller

Naturtypen poller er godt kartlagt, men det biologiske mangfoldet er stedvis middels kartlagt. I DN håndbok 19 er naturtypen verdisatt til A og B lokaliteter basert på størrelse og påvirkning av menneskelig aktivitet, hvor poller større enn ~200 daa og/eller tilstedeværelse av spesielle arter som også ikke er påvirket av menneskelig aktivitet vurderes som A lokaliteter (Svært viktige) og poller som er lite påvirket eller upåvirket av menneskelig aktivitet vurderes som B lokaliteter (viktige). Naturtypen er registrert gjennom Norsk fjordkatalog, DN-rapport 1999-2, og gjennom sjøkart. I tillegg kan gamle stedsnavn indikere tilstedeværelse av poller.

Littoralbasseng

Littoralbasseng er en dårlig kartlagt naturtype. Forekomster av littoralbasseng er vurdert til «svært viktige» dersom de er over >10 m² og upåvirket av menneskelig aktivitet. For å registrere naturtypen kan det benyttes flyfoto, men også lokalkunnskap og befaringer er viktig for å kunne verifisere naturtypen.

Israndavsetninger

Naturtypen israndavsetninger er en godt kartlagt naturtype, hvor verdivurderingen er basert på størrelsen på moreneryggen samt kontrast til omliggende miljø. Disse vil være av typen «svært viktige» mens mindre avsetninger anses som «viktige». Registreringer av naturtypen er gjort basert på kvartærgeologiske kart på land, batymetriske data, vitenskapelige publikasjoner og NGU rapporter.

Bløtbunnsområder i strandsonen

Bløtbunnsområder i strandsonen er godt kartlagt, hvor større forekomster >500 daa anses som «svært viktige», og strandflater >200 daa anses som «viktige». Naturtypen er knyttet til fugl, og større forekomster kan være viktige næringsområder for fugler i trekk eller overvintrende fugl. Naturtypen kan registreres ved bruk av sjøkart og gode flyfoto, samt at den kan modelleres ved tilgang på detaljerte høydedata.

Løstliggende kalkalger

Løstliggende kalkalger er dårlig kartlagt, og er også verdivurdert basert på størrelse av forekomst. Større forekomster av løstliggende kalkalger (mergelbunn) samt alle forekomster av «ekte» mergelarter (sjelden) anses som «svært viktige». Enkeltnett og mindre forekomster anses som «viktige». Naturtypen registreres og oppdages ofte gjennom informasjon fra lokalkunnskap, som en tilfeldighet ved andre undersøkelser, eller gjennom dykkerklubber/fiskere eller tilsvarende. Feltkartlegging kan være svært kostbart, noe som sannsynligvis gjenspeiles i at denne naturtypen er dårlig kartlagt.

Skjellsandforekomster

Kartleggingsstatus for naturtypen skjellsandforekomster anses som god – middels i DN håndbok 19. Større, sammenhengende forekomster (>100 daa) av ren skjellsand på grunt vann ned til 10 m, med spredt begroing av alger, anses som «svært viktige». Andre større forekomster (>100 daa) regnes som «viktige», og i Skagerrak regnes alle forekomster over >20 daa som også som viktige. Naturtypen kan registreres ved flyfoto, gjennom intervjuer, videomateriale og den kan også modelleres.

Østersforekomster

Østersforekomster er ikke ifølge DN håndbok 19 en naturtype i seg selv, men anses for å være et nøkkelområde for spesielle arter og bestander. Kartleggingsstatus for østersforekomster er middels. Poller og terskelfjorder med god forekomst (0,5 – 4 ind/m²) av østers med god aldersspredning og tydelig gjentatt rekruttering, samt gamle, levende individer (>12 cm skallbredde) anses som «svært viktige». Denne verdivurderingen gjelder kun for forekomster i Skagerrak og Nordsjøen (til 62° N). For samme økoregion vil større forekomster (>100 daa) med god forekomst (0,5 – 4 ind/m²), samt poller og fjorder som gir god rekruttering under dagens klimaforhold anses som «viktige». For økoregion Norskehavet (62-70° N) vil poller og bukter med flere levende årsklasser av østers anses som «viktige».

Større kamskjellforekomster

Slik som for østersforekomster anses også større kamskjellforekomster som et nøkkelområde for spesielle arter og bestander. Det er artene kamskjell (*Pecten maximus*) og haneskjell (*Chlamys islandica*) som danner disse viktige habitatene, og kartleggingsstatus er dårlig. Større områder opp mot 100 km² dominert av sandbunn med høy tetthet av kamskjell, samt større arealer (10-50 km²) med sand, stein og grusbunn med høy tetthet av haneskjell anses som «svært viktige». Områder med større arealer (10-50 km²) av sandbunn dominert av kamskjell anses som «viktige». Informasjon om større forekomster av kamskjell og haneskjell er ofte basert på lokalkunnskap, eller at områder vurderes av eksperter ved bruk av tilgjengelig informasjon om topografi og bunnforhold.

Hav

For å avgrense området fra kyst og ut til 12 nautiske mil i kart kan man ta utgangspunkt i det området som strekker seg fra 1 nautisk mil utenfor grunnlinjen og benytte *marin grunnlinje (12 nautiske mil utenfor kystlinja)* som grense i hav i dette prosjektet. For å identifisere økosystemer i havområder har vi i stor grad tatt utgangspunkt i MAREANO-data samt rødlistede arter fra Artsdatabanken. Gjennom MAREANO prosjektet ble deler av havbunnen kartlagt, og det ble registrert dybde, bunnforhold, biologisk mangfold, naturtyper og forurensning i sedimentene langs norske kyst- og havområder (MAREANO, 2023). Naturtypene som ble registrert i havområdene var de sårbare habitatene blomkållkorallskog, sjøfjærbunn, bløtbunnskorallskog, svampspikelbunn, umbellula, hardbunnskorallskog, svampskog, og glasssvampsamfunn. Disse sårbare biotopene kan gi et utgangspunkt til hvor viktig natur befinner seg i havområdene, og hvor man kan legge fokus på fremtidig restaurering.

I tillegg finnes det registreringer av rødlistearter som kan indikere hvor det vil være viktig å prioritere restaurering. Ettersom flere av disse artene vil være mobile arter er det viktig å se registreringene i sammenheng med hva som inngår som viktige habitater for de ulike artene, som gyteområder og oppvekstområder. Det finnes også flere sessile arter som har rødlistestatus, blant annet øyekorall (*Lophelia pertusa*) som er ansett som den viktigste revbyggende dypvannskorallen i norske farvann ([Artsdatabanken 2021](#)). For å ivareta et intakt økosystem også i dypere områder i havet er det spesielt viktig å ta vare på disse nøkkelartene.

I tabell 4 er det sammenstilt relevante kartlag som kan si noe om økosystemers utbredelse, både for kyst- og havøkosystemer. Presisjonsnivået er basert på om dataene som foreligger er gjort fra fysiske registreringer og observasjoner, eller er modellert, og i hvilken grad det finnes registreringer av naturtypen. Det understrekes at selv om presisjonsnivået er satt til «høy» er det likevel stort sett

mangel på gode data til utarbeidelse av kart, ettersom flere av registreringene er flere år gamle og/eller kun er observert én gang og inngår ikke i lengre tidsserier.

Tabell 4. Aktuelle datasett ved identifikasjon av marin natur

Datasett	Kartlag	Område	Tematisk Rolle	Datagrunnlag	Presisjons nivå data
DN håndbok 19	Ålegras	Kyst	Naturverdi	Observasjon/registreringer	Høy-Middels
	Større tareskogforekomster	Kyst	Naturverdi	Modellering/registreringer	Middels
	Poller	Kyst	Naturverdi	Norsk fjordkatalog/DN rapport 1999-2/sjøkart/Gamle stedsnavn	Høy
	Sterke tidevannsstrømmer	Kyst	Naturverdi	Sjøkart/lokale ressurspersoner	Høy
	Littoralbasseng	Kyst	Naturverdi	Observasjon/registreringer	Dårlig
	Fjorder med lavt oksygeninnhold i bunnvannet	Kyst	Naturverdi	Resipientundersøkelser/forskningsmiljøer	Høy
	Bløtbunnsområder i strandsonen	Kyst	Naturverdi	Sjøkart/Flyfoto	Høy
	Skjellsand	Kyst	Naturverdi	Registreringer/modellering	Høy-Middels
	Østersforekomster	Kyst	Naturverdi	Registreringer	Middels
	Større kamskjellforekomster/haneskjellforekomster	Kyst	Naturverdi	Registreringer	Dårlig
	Israndavsetninger	Kyst	Naturverdi	NGU rapporter/forskningsmiljøer/registreringer	Høy
Vann-nett	Tilstandsklassifisering av vannforekomster	Kyst	Miljøvariabel, Naturverdi, Påvirkning	Registreringer, observasjoner, fysiske prøver	Høy
MAREANO	Hardbunnskorallskog	Hav	Naturverdi	Modellering	Middels
	Svampspikelbunn	Hav	Naturverdi	Modellering	Middels
	Sjøfjærbunn	Hav	Naturverdi	Modellering	Middels
	Hardbunns-svampsamfunn	Hav	Naturverdi	Modellering	Middels
	Bløtbunnskorallskog	Hav	Naturverdi	Observasjonsdata	Høy
	Dypvann sjøfjær	Hav	Naturverdi	Modellering	Middels
	Glassvampebestander	Hav	Naturverdi	Modellering	Middels
	Korallrev	Hav	Naturverdi	Observasjon/Dokumentert	Høy
	Blomkållkorallskog	Hav	Naturverdi	Observasjonsdata	Høy

	Isidella lofotensis	Hav	Naturverdi	Observasjonsdata	Høy
	Paragorgia arborea	Hav	Naturverdi	Observasjonsdata	Høy
	Paramuricea placomus	Hav	Naturverdi	Observasjonsdata	Høy
	Primnoa resedaeformis	Hav	Naturverdi	Observasjonsdata	Høy
	Radicipes	Hav	Naturverdi	Observasjonsdata	Høy
	Grab, biomasse, individer, arter	Hav	Naturverdi	Fysiske prøver	Høy
	Bomtrål, biomasse, individer, arter	Hav	Naturverdi	Fysiske prøver	Høy
	Slede, biomasse, individer, arter	Hav	Naturverdi	Fysiske prøver	Høy
Artsdata-banken	Rødlistearter	Hav/ Kyst	Naturverdi	Registreringer	Høy

5.4.2 Kartfestet informasjon om grad av forringelse og forringende faktorer

I forrige kapittel ble det lagt fram en framgangsmåte for å identifisere marine økosystemer, inndelt i enten vannforekomster eller i mindre økosystemer innad i vannforekomstene. I tillegg ble det presentert en framgangsmåte for å identifisere økosystemer i havområder. I dette kapittelet vil vi forsøke å identifisere hvilken informasjon som kan si noe om forringelsen til disse økosystemene. Overordnet for vannforekomster inndelt i sammenheng med vannforskriften kan man definere fem nivåer av forringelse, etter tilstandsklassifiseringen for økologisk tilstand (Klassifiseringsveilederen). Da det enda ikke er publisert en kartleggingsinstruks for marine naturtyper som deler naturtypene inn i kvalitet, vil det for naturtyper/økosystemer kun være mulig å si om de er «forringet» eller «ikke-forringet». En framgangsmåte for hvordan dette kan blir identifisert følger under.

Kystøkosystemer

Som nevnt i kapittelet over, er kysten oppdelt i vannforekomster med tilhørende informasjon om økologisk tilstand etter vannforskriften. Dersom tilstanden er dårligere enn “god”, kan den anses som forringet ([Vannforskriften](#)). Dersom målet med restaureringen er å oppnå minst “god” tilstand i vannforekomsten i henhold til vannforskriften, kan inndeling av vannforekomster og deres tilstand være en tilstrekkelig måte å identifisere forringede økosystemer for kysten, og på bakgrunn av dette prioritere hvor restaurering bør gjennomføres.

En vannforekomst rommer, som nevnt, flere mindre økosystemer som for eksempel ålegrasenger, tangsamfunn, tareskog og annet. Riktignok kan oppnåelse av bedre tilstand i en vannforekomst som har vært dårlig bidra til at naturtypene innad i vannforekomsten forbedres. En reduksjon i tilførsel av næringssalter kan for eksempel føre til at vekstforhold til økosystemer som ålegras og tareskog forbedres. Likevel kan disse økosystemene være utsatt for andre typer påvirkninger som ikke fanges opp av tilstandsvurderingen etter vannforskriften. Eksempler på dette kan være utbygging i strandsonen eller tråleaktivitet (både fiske- og taretråling). Oppsummert kan en vannforekomst i moderat eller dårligere tilstand indikere at økosystemene innad i vannforekomsten, så vel som vannforekomsten som helhet, er forringet. Dette sammen med kartlagt informasjon om fysiske påvirkninger, kan gi en oversikt over hvor de forringede økosystemene befinner seg.

En sammenstilling av det kartdatagrunnlaget som foreligger i dag vil ikke fange opp påvirkninger som for eksempel kråkebollebeiting på tareskog eller for eksempel utbredelse av opportunistiske fintrådige alger (lurv). Kråkebollebeiting på tareskog har vært et stort problem i Nord-Norge i mange år, og utbredelsen av lurv er blant annet en trussel mot tareskogen i Sør-Norge så vel som en økende trussel for marine naturtyper langs norskekysten (NBFN 2025, Stortinget 2024). Det vil derfor være nødvendig å supplere kartet med eventuelle lokale kartlag hvor dette er kartfestet eller ved fremtidig kartlegginger ved hjelp av for eksempel dronekartlegging eller etter kommende kartleggingsinstruks for marine naturtyper, se kapittel 9.

Hav

Havområdene fra 1 nautisk mil utenfor grunnlinjen og ut til 12 nautiske mil vil ikke falle inn under vannforskriftens virkeområde for økologisk tilstand. Her vil det derfor ikke foreligge informasjon om forringelse basert på den økologiske tilstandsvurderingen etter vannforskriften. I dette tilfellet vil framgangsmåten være å sammenstille tilgjengelig informasjon om marine økosystemer og deretter vurdere informasjonen som kan si noe om forringelsen av disse, i form av fysiske påvirkninger. Det kan for eksempel være påvirkninger som petroleumsvirksomhet, vindkraft, fisketråling, etc (Bögelsack m.fl.2025).

Felles for kyst- og havøkosystemer er datalag som dekker forekomst av fremmede arter. Forekomst av fremmede arter, over en viss dekning, er foreslått som en variabel for økologisk kvalitet i den kommende instruks for kartlegging av marine naturtyper (Bekkby m.fl. 2022). En foreløpig oversikt over aktuelle datasett ved identifikasjon av forringelse er gitt i Tabell 5.

Framgangsmåten presentert i et kart vil identifisere områder som viser hvor vi kan finne ulike typer press i det marine miljøet som indikerer forringelse (vannforekomster i moderat tilstand eller for eksempel områder med taretråling eller forekomst av fremmede arter). Der hvor disse områdene overlapper med kartlaget som viser utbredelse av økosystemer/naturtyper vil det være en indikasjon på at økosystemet er forringet. For eksempel et område med kartlagt tareskog som overlapper med tråleområder for tare, eller en vannforekomst i dårlig tilstand som overlapper med en ålegraseng. I tillegg kan vannforekomstens dårlige tilstand indikere at vannforekomsten som helhet er forringet.

Det må understrekes at denne framgangsmåten per nå er basert på et tynt datagrunnlag, og det er derfor svært viktig å gjennomføre ytterligere kartlegging og undersøkelser av tilstand før restaurering vurderes videre. Det er også viktig å notere seg at naturtyper som befinner seg i vannforekomster klassifisert til «god» eller «svært god» økologisk tilstand fremdeles kan være forringet av andre faktorer enn de som er vurdert, eller omvendt - at naturtyper som overlapper med pressområder allikevel kan være upåvirket. Metoden kan likevel gi et utgangspunkt til hvor og hvilke naturtyper som kan undersøkes videre for potensiell restaurering.

Tabell 5. Datasett for identifikasjon av forringelse i marint miljø

Eier av datasett	Kartlag	Område	Tematisk Rolle	Datagrunnlag	Presisjonsnivå data
Vann-nett	Vannforekomster	Kyst	Press	Økologisk og kjemisk tilstand	Høy
Fiskeridirektoratet	Tare - høstefelt	Kyst/ Hav	Press	Høstefelt med tillatelse innen gitte tidsperioder	Høy
MAREANO data	Trålspor	Kyst/ Hav	Press	Observasjons-data	Høy
Fiskeridirektoratet	Akvakulturlokaliteter	Kyst	Press	Lokaliteter	Høy
Sokkeldirektoratet	Petroleumsvirksomhet	Hav	Press	Lokaliteter	Høy
NVE	Havvind	Hav	Press	Lokaliteter	Høy
NGU	Mikroplast	Hav/ Kyst	Press	Fysiske prøver	Høy
Kartverket	Havner	Kyst	Press	Lokaliteter	Høy
Artsdatabanken	Fremmedarter	Kyst/ Hav	Press	Registreringer	Høy

5.5 Landskapsøkologiske sammenhenger

Som utgangspunkt vil grønn infrastruktur i form av landskapsøkologiske sammenhenger med betydning på artsnivå være vanskelig å avgrense grunnet artsspesifikke forskjeller i hva som er viktigste funksjonsområder og korridorer i landskapet. Siden dette også er mangelfullt kartlagt eller forstått for mange arter er vi nødt til å avgrense oss til landskapsøkologiske verdier for forvaltningsrelevante arter der det er et godt kunnskapsgrunnlag, eventuelt for mer overordnede naturtyper som generelt gir sammenheng i habitat og leveområde for mange arter.

I Wehn m.fl. (2024) er restaurering av landskapsøkologiske sammenhenger i Trondheim kommune vurdert. Det er gjort en identifisering av slike basert på hensynssoner i kommuneplanens arealdel og for «Nidelvkorridoren» dvs. vassdraget og den vassdragsnære naturen, som er kartlagt etter M-2209. Utover dette konkluderes det med at kunnskapsgrunnlaget må økes for at landskapsøkologiske sammenhenger skal identifiseres. De oppsummerer med at vurdering av fragmentering og konektivitet bør gjøres basert på romlige analyser, men har ikke gått videre inn på hvordan.

I Skrindo m.fl. (2023), som vurderte restaurerbare områder i Nordre Follo kommune, undersøkte man muligheten for å restaurere grønn infrastruktur gjennom å identifisere flaskehalsen i vandringskorridorer for vilt, pollinerende insekter i kulturlandskapet og skoglevende insekter. De støttet seg på et pilotprosjekt fra samme kommune, der grønn infrastruktur var modellert (Stange m.fl. 2019). Det ble imidlertid vurdert at resultatene var for usikre til at det kunne analyseres videre å inngå som restaurerbare areal. De identifiserte imidlertid et potensial for å restaurere kantsoner langs vassdrag og i åkerlandskapet, noe som også vil være relevant på nasjonalt nivå som del av de landskapsøkologiske sammenhengene.

Selv om landskapsøkologiske sammenhenger ikke er avgrenset som eget kartlag ved identifikasjon av forringelse og restaurerbarhet i Skrindo m.fl. så vil områdene med potensial for restaurering som er avsatt i kart i stor grad også fange opp landskapsøkologisk sammenheng på større skala. Dette kan dreie seg om at restaureringstiltak i forringede enkeltareal bidrar til å redusere fragmenteringen av areal i god tilstand (se Figur 7 i foregående kapittel). Et interessant perspektiv kan også være at landskapsøkologi har et todelt restaureringspotensial: (1) Det vi vanligvis tenker på nemlig menneskeskapte barrierer og fragmentering. (2) Samtidig har vi delvis et TAP av naturlig fragmentering som skaper kanthabitat for spesialister. Vi har for eksempel blitt gode til å begrense skogbrann.

For det nasjonale nivået vil muligheten for å fastsette og vurdere landskapsøkologiske sammenhenger være mer krevende enn det som ble funnet i hhv. Trondheim og Nordre Follo, siden kunnskapsnivået begrenser. Men det finnes enkelte metode-arbeider og mulige tilnærminger som vi vurderer nærmere.

5.5.1 Detaljeringsgrad i kart

Som forklart i kapittel 4 vil det være varierende grunnlag for å kunne identifisere forringelse og naturmangfoldsvariasjon, avhengig av hvor vi befinner oss i Norge. Hvis datagrunnlaget er tynt vil vi kun oppnå en grovinndeling i færre nivåer, eventuelt om en del areal også vil defineres med "ukjent" nivå av forringelse, eller ukjent naturmangfold.

Det har senere år vært foretatt relevant forskning og utredning på hvordan vi identifiserer og jobber med ivaretagelse og restaurering på landskapsøkologisk nivå. I det videre presenter vi tre ulike tilnærminger til hvordan vi kan kartfeste dette.

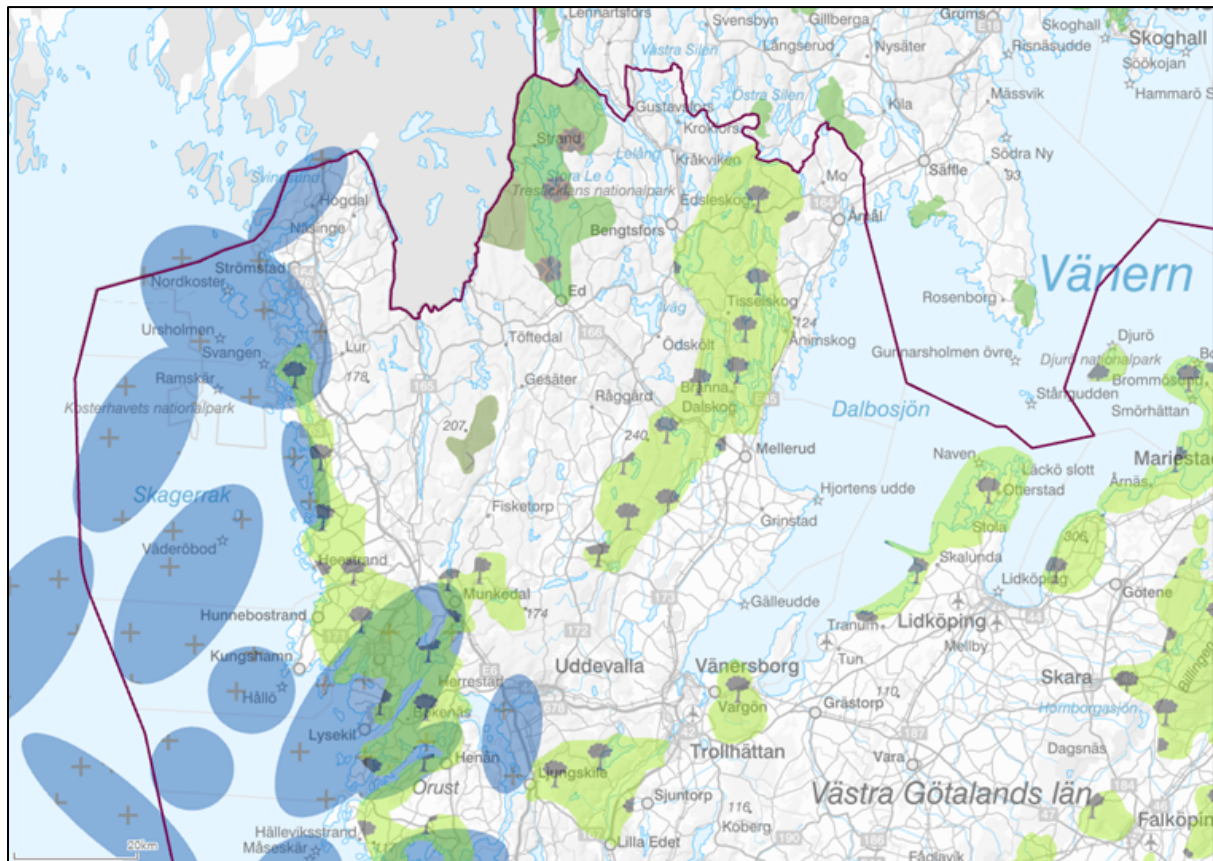
Tilnærming 1 Forskningsbasert modellering av habitatkonnektivitet

NINA har de siste årene jobbet med å utvikle nasjonale kart over grønn infrastruktur (Panzacchi m.fl. 2024, se også [arealbruksintensitetsindeks](#) beskrevet på s.30). De har valgt å fokusere på elg, solitære bier, edelløvsskog og edelløvsskogsarter, samt 9 andre treslag. For disse har det vært et godt datagrunnlag som modellene kan baseres på, i tillegg er det vurdert at man fanger opp viktig grønn infrastruktur for en rekke andre arter med forvaltningsrelevans gjennom dette utvalget. Fire ulike kartprodukt er utviklet i prosjektet. Innenfor 100 m piksler er det estimert hhv. habitatkvalitet/foretrukne habitat og barrierer/habitatpermeabilitet. På landskapsnivå er det i tillegg estimert leveområdets funksjonalitet og forflytningsruter/korridorer. Det er også i et parallelt prosjekt hos NINA kalt Renewable reindeer (Panzacchi m.fl. 2022), utviklet et lignende system som er avgrenset til villreinområdene våre. Det foreligger modellerte kart fra prosjektene som er tilgjengelige gjennom en kartportal kalt Green Plan ([Map Portal](#)). På den aktuelle kartportalen omtales bruksverdien av konnektivitetskartene slik: «Disse kartene er relevante når man for eksempel skal identifisere områder som skal prioriteres for bevaring, restaurering eller avbøtende tiltak, ved planlegging av endringer i arealbruk eller utbygging, eller når man skal vurdere effekten av den samlede belastningen av menneskelig aktivitet, inkludert klimaendringer.» Siden kart er begrenset til villrein, elg, solitære bier, edelløvsskog og 14 ulike treslag (inkludert tre fremmedarter), vil de ikke være relevante over hele Norges areal. I praksis fanger kartene for villrein og elg relativt godt opp konnektivitet i hhv. villreinområder og i boreale skogområder, mens edelløvsskogskartene fanger opp konnektivitet i boreonemoral sone. Dette gir i sum en dekningsgrad av konnektivitet over mye av Sør-Norge, der det vil være overføringsverdi til habitatkonnektivitet også for andre arter, f.eks fuglevilt tilknyttet

edelløvsskog. Habitatkonnektivitetskartene fra Green Plan vil imidlertid primært være relevante eller dekkende for de deler av Norge der vi finner villreinområder eller velegnet habitat for elg, solitære bier eller edelløvsskog. Dette ekskluderer f.eks. en del av Vestlandet, og store deler av Trøndelag og Nord-Norge ovenfor tregrensen. En annen begrensning ved habitatkonnektivitetskartene kan være at de er modellerte for store områder der det ikke har foregått artsdatainnsamling eller habitatkartlegging i felt. Det er derfor uvisst hvor presise disse kartene er i praksis, og om skalaen i kartene vil være relevante for å identifisere forringelse, og restaurerbarhet. Vår foreløpige vurdering er at NINAs Green Plan har et potensiale for å bli implementert som del av det nasjonale systemet for å identifisere naturforringelse og restaureringspotensial innen 2030. Det bør avklares med NINA om kartlag/data er gode nok og kan klargjøres for å inngå i dette nasjonale systemet, og eventuelt hva som ligger inne av planer for å forbedre eller utvide metodene for habitatkonnektivitetskart i årene fram mot 2030. Det kan nevnes at Miljødirektoratet nå har satt ut et oppdrag om å utvikle en metode for vurdering av konnektivitet, særlig med tanke på kommunalt nivå. Her inngår også hvordan data om konnektivitet kan brukes i kommunale naturregnskap og i arealplanlegging. Oppdraget er tildelt NINA og skal leveres innen 31.12.25. Resultatene herfra vil ha betydning for hvordan konnektivitet skal framstilles for bruk på kommunenivå. 2030.

Tilnærming 2 Habitatkonnektivitet identifisert basert på eksisterende kartkilder

Fremstad m.fl. (2018), har gjort en grundig utredning av hvordan man kan identifisere viktige landskapsøkologiske sammenhenger som grunnlag for bevaring og restaurering i Norge. De gjennomgår også hvordan dette utføres i andre land og henviser spesielt til tilnærmingen gjort i Sverige som overførbart til norsk sammenheng ([Grön infrastruktur](#)). I Sverige er det gjort et arbeid med å utarbeide handlingsplaner for grønn infrastruktur via Länsstyrelsen, og det er utviklet kart som kan benyttes til å identifisere viktige sammenhenger i grønn infrastruktur på stor skala (Figur 9). Kartet fra Länsstyrelsen angir sammenheng i verdifulle områder av hovednaturtyper på stor skala, og er demed best egnet til å planlegge storskala tiltak innenfor restaurering av landskapsøkologisk sammenheng.



Figur 9. Skjermdump fra Länsstyrelserna i Sverige sin nettside med nasjonale kartlag over verdiområder av grønn infrastruktur, her vist for hhv. hav/kyst og skogområder. Kilde: [Nationella kartsikt med värdeatrakter](#).

Framstad m.fl. (2018) gir i sin utredning anbefalinger om hvordan man kan gå frem for å identifisere grønn infrastruktur i Norge. De har i slik sammenheng definert 5 nøkkelementer som må identifiseres for å avgrense områder og kunne gå videre med bevarings- eller restaureringstiltak (direkte sitat):

Robuste kjerneområder (habitatflekker): Områder med egnet habitat og ressurser, store og «velformete» nok til å ha levedyktige bestander, med nok interiørareal uten vesentlige kanteffekter.

Tett nettverk av mindre kjerneområder: Grupperinger av mindre områder med egnet habitat og ressurser, men med korte avstander og gode muligheter for forflytning mellom områdene. Områdene fungerer samlet som ett funksjonelt leveområde eller individene utgjør en felles bestand.

Korridorer eller forflytningsområder: Arealer som ikke er store nok eller robuste nok til å egne seg som varige leveområder, men som kan være egnet til kortere opphold og forflytning.

Matriks eller bakgrunnslandskap: Omgivende areal som ikke er spesielt egnet som leveområde eller til forflytning. De vil by på mer motstand og høyere dødelighet ved forflytning enn kjerneområder og korridorer.

Barrierer: Arealer eller landskapselementer som fører til tydelige begrensninger i arters forflytning mellom kjerneområder.

Videre har Framstad m.fl. inndelt i 6 hovednaturtyper der det beskrives viktigste former for menneskelig påvirkning, hva som kjennetegner nøkkelementer for grønn infrastruktur. Vi har gitt en forenklet sammenstilling av dette i Tabell 6.

Tabell 6. Grønn infrastruktur i ulike hovednaturtyper. Basert på Framstad m.fl. (2018).

Hoved-naturtype	Påvirkning	Kjerneområder	Korridorer	Matriks og barrierer	Datakilder
Skog	Skogsdrift, nedbygging, fragmentering	Naturskog, gammelskog, rikere skogtyper, sumpskog	Hogstklasse 4 og eldre, kantsoner langs vassdrag, våtmark og kulturmark	Mer hogstpåvirket skog, inkludert areal med ulike inngrep	NiN 1:5000 eller 1:20000 (skalaavh.) Verneområder, naturtyper Skogbrukskart, gammelskogs-kart, AR5
Fjell/tundra	Teknisk infrastruktur for transport, energi, turisme og hyttebygging	Produktive/arts-rike områder i lavalpin sone. Større inngrepsfrie areal	Lavalpine forbindelser	Skog, vann, teknisk infrastruktur	NiN 1:5000 eller 1:20000 (skalaavh.) AR5. N50, AR50
Myr/våtmark	Grøfting, torvuttak, oppdyrking, nedbygging, vannkraft	Intakt myr/ myrkompleks, delta og våtmark	Alt av intakte sammenhenger	Se påvirkning	NiN 1:5000 eller 1:20000 (skalaavh.) Database elvedelta N50 Høydedata AR50
Fersk-vann	Vannkraft, regulering, infrastruktur, flom- og jordbruks-tiltak, urbanisering	Intakt, artsrikt, høyproduktivt, gyte- oppvekst-vandrings-habitat	Intakte sammenhengende vassdrag, og gradient vassdrag/ kantsoner	Terrestrisk natur og modifisering av vassdrags-sammenheng	Vann-Nett NVE Atlas - vassdragstiltak Verdisatte naturtyper
Semi-naturlige naturtyper	Gjengroing, opphør av skjøtsel, nedbygging	God tilstand og >1 hektar	Restområder, «vadesteiner» (<500 m fra kjerneomr.), funksjonelle kantsoner	Sterkt menneske-påvirket (urban/ landbruk)	NiN 1:5000 NIBIO FKB Grønnstruktur AR5
Byer og tett-steder	«Grå areal»	Restnatur>1 hektar	Mindre naturelementer, areal og linjer	Alt som er fullstendig nedbygget	Generelt godt kartlagt. NIBIO FKB Grønnstruktur AR5

Det er implisitt utfra informasjonen som er gitt tabellen at man ved å identifisere kjerneområder og korridorer mellom disse, samt matriks/barrierer som bryter opp slike korridorer har et grunnlag for å identifisere områder der det er restaureringspotensiale. Ved å styrke landskapsøkologisk sammenheng i korridorene, eller ved å restaurere habitatkvaliteter innenfor matriks og barrierer, vil sammenhengene mellom kjerneområder styrkes. På denne måten unngår man isolerte populasjoner,

og man kan oppnå store nok leveområder til av populasjoner av arter får stabil forekomst over tid. En utfordring med metoden vil imidlertid være at den forenkler på større skala, dvs. at kjerneområde og matriks for mange arter og deres habitat ikke nødvendigvis fanges opp.

Tilnærming 3. Habitatkonnektivitet identifisert basert på kartfestede, nasjonalt prioriterte områder

I denne tilnærmingen ligger en forutsetning om at internasjonalt avtaleverket innenfor Bern-konvensjonen, og Ramsar-konvensjonen, og mer spesifikt lovverk og nasjonale prioriteringer, som f.eks. forskrift om prioriterte arter, over tid har gitt grunnlag for at vi har avsatt de viktigste områdene for habitatkonnektivitet i kart i form av verneområder, eller hensynsområder. I praksis finnes flere tilgjengelige kartlag som kan benyttes for å avgrense areal som er spesielt viktige i denne sammenheng, der spesielt Ramsarområder og andre naturvernområder som ivaretar viktige habitat/leveområder, og villreinområder er aktuelle eksempler. Generelt er slike områder verdisatt til stor og meget stor verdi iht. metodekriterier for kartlegging og konsekvensvurdering (M-1941), og kartdata er lett tilgjengelig. Der areal ligger nært tilknyttet hverandre i landskapet (f.eks. nærliggende villreinområder, eller nærliggende skogvernområder, vil det kunne legges til grunn at de har et potensiale for landskapsøkologisk sammenheng hvis de er separert av samme hovednaturtype (villrein-fjell, skogvern-skog).

For denne type tilnærming kan vi også ta utgangspunkt i kartlagene over forringelse og restaurerbarhet som utarbeides for naturmangfoldet på mindre skala, og f.eks. sette opp en modell som identifiserer hvilke forringede og restaurerbare areal som i størst grad binder sammen areal der naturmangfoldet er i god tilstand, og derav styrker sammenhengen mellom disse.

5.5.2 Estimering av forringelsesgrad

For tilnærming 1 slik denne er beskrevet i foregående kapittel (5.4.1), ligger det inne som del av metodikken å identifisere forringelse av landskapsøkologisk sammenheng. For tilnærming 2 og 3 er det forklart hva slags prinsipper som kan legges til grunn for å identifisere landskapsøkologiske sammenhenger i kart, og hva slags areal innenfor eller mellom disse der det er hensiktsmessig å styrke sammenheng gjennom restaureringstiltak. Som forklart over er det spesielt korridorer med en nedsatt funksjon mellom kjerneområder med høy funksjon, der man kan oppnå store forbedringer på landskapsøkologisk nivå, men det er også aktuelt å gjøre tiltak i areal med potensiale for å binde sammen kjerneområder, men der inngrepssituasjonen har skapt absolutte barrierer.

Forringelsesgrad innenfor kjerneområder eller korridorer, eller mellom disse (matriks, barrieredannende areal) er systematisert i Tabell 7, med forslag til vektning av forringelsesgrad avhengig av påvirkningsfaktor, og med henvisning til aktuelle kartlag.

Tabell 7. Forringelsesfaktorer på landskapsøkologisk nivå, rangert fra 1 (ingen) - (5) sterk grad av forringelse. Aktuelle kartlag kan anvendes for å identifisere forringelsesgrad i kart innenfor avgrensede landskapsøkologiske områder. Grunnkart bygger på data fra AR5/SSB arealbruk (ABI også relevant).

Forringelsesfaktorer	Eks.	Kart/data
Infrastruktur og ferdsel innenfor arealet (fragmentering)	Vei og jernbane (5), bygninger (4) Skuterløyper, skiløyper og stier (2)	AR5, N50
Infrastruktur, næring og ferdsel som separer arealet fra andre (isolering)	Infrastruktur generelt, nedbygging og urbanisering (4-5) Jordbruk, skogbruk, enkeltbygg, små veier (3) Skuterløyper, skiløyper og stier (2)	AR5, N50, Skogkart
Næringsbasert menneskelig påvirkning i arealet	Jakt, fiske, høsting, beiting (2)	Vanskelig tilgjengelig
Überørt	Ingen menneskelig påvirkning i arealet (1)	INON (inngrepsfrie naturområder i Norge) Trenger info om (fravær av) faktorer som hogst, kjørespor, snøscootertrafikk etc.

5.6 Eksempel på identifikasjon av forringelse i kart

Vi presenterer her kart med identifikasjon av forringet natur innenfor to utvalgte kommuner, hhv. Tromsø og Asker. I sum innehar disse kommunene mye av aktuelle naturtyper i Norge for terrestriske, akvatiske og marine miljø. Det er også varierende kunnskapsgrunnlag for arealer innenfor disse kommunene. Kart for kommunene vil bli illustrert separat for landbaserte og marine miljøer.

Eksempelkartene (s. 52-55) er basert på fem kategorier av tilstand for økosystemet avhengig av forringelse: Svært god (1), god (2), moderat (3), dårlig (4) og svært dårlig (5). Disse kartene er basert på en enkel overlagsmodellering og vil følgelig ha svakheter når det gjelder presisjon i identifikasjonen. Metoden presentert her bruker kun et fåtall variabler, og er ment som en illustrasjon av metoden, og et startpunkt for videreutvikling. Det er flere variabler både tilknyttet prediksjon av økosystemtilstand og forringelse som er inkludert, men også flere som ikke er med grunnet begrensninger innenfor prosjektets tidsramme.

Her kan særlig trekkes frem fremmede arter for de terrestriske økosystemene. Grunnlagsdata for fremmede arter er krevende å jobbe med da en ikke har tilgang på informasjon om nullfunn eller mengdeangivelse i utbredelse. I tillegg bør en utarbeide økosystemspesifikke sub-sett, da det er stor forskjell på hvordan ulike fremmedarter påvirker de ulike økosystemene. Samtidig anser vi, basert på kjennskap til de ulike områdene at tilnærmingen vi har valgt treffer relativt godt. Med en videreutvikling av kriteriesettene, samt en statistisk tilnærming til avgrensning av nivåer, er det vår vurdering at denne type kart kan bli treffsikre nok for arealstatistikk innen 2030, og dermed kunne danne grunnlag for å prioritere og starte planlegging av naturrestaurering på stor skala. Her følger en gjennomgang av hva som ligger til grunn for våre kart, med noen betraktninger om begrensninger og hvordan en kan øke treffsikkerheten. Kartene for terrestrisk og marint miljø hver for seg er presentert i Figur 10-13 til slutt i kapittelet.

5.6.1 Grunnlag for identifikasjon av forringelse i terrestrisk miljø

Vi har brukt grunnkart for arealregnskap som grunnlag og delt inn i hovedøkosystem (se Tabell 3). For å skille åpne områder under tregrensa fra fjell forsøkte vi å bruke bioklimatisk sone, men dette

datalaget var for grovkornet til å dele på en overbevisende måte. Vi har derfor av praktiske hensyn ansett at all snaumark i Asker er under skoggrensa, mens all snaumark i Tromsø er fjell. Dette kan i fremtiden deles mer presist ved bruk av for eksempel skogsmaske som er under utvikling fra NIBIO. Når det blir tilgjengelig vil naturkart lavland være et bedre grunnlag for å dele inn i naturtyper, og gir dermed også mulighet for å utvikle enda mer økosystemspesifikke kriteriesett for forringelse.

På overordnet nivå kan alle prediksjonene forbedres og utvikles, dette diskuteres under hvert hovedøkosystem. For hovedøkosystem der vi kun kan estimere om et areal er forringet eller ikke, har vi valgt å sette ikke-forringet som svært god (1), mens der det finnes forringelse er det satt til moderat (3). Dette gjelder for eksempel våtmark der vi kun har kunnskap om en myr er grøftet eller ikke.

Åpne områder under skoggrensa

Dette er en kategori som inneholder til dels svært forskjellige naturtyper, og slik sett ikke velegnet for generaliserte kriterier. I Asker er de fleste slike områder åpen grunnlendt mark, og nakent berg på kalkrik grunn. Disse er i stor grad naturtypekartlagt. For ikke-kartlagte områder har vi kun en svært overordnet prediksjon av forringelse: Åpen grunnlendt mark er svært sårbar for fremmede arter, så vi har derfor valgt å sette slike arealer til svært god der det ikke finnes fremmede arter, mens der det er fremmede arter er det satt til moderat. Vi anser at det her er to hovedutfordringer: Å utarbeide et mer spesifikt kriterium for fremmedartspåvirkning, samt å utvikle et godt kriterium for diffus menneskelig påvirkning, særlig ferdsel som forårsaker slitasje.

Fjell

Som et forslag for å estimere diffus menneskelig påvirkning har vi her benyttet oss av kartlaget inngrepsfrie naturområder i Norge. Vi har satt områder i de to høyeste klassene (villmarkspreget og sone 1; alt over 3 km fra inngrep) til svært god, sone 2 (1-3 km fra inngrep) til god, og øvrig fjellnatur til moderat. Inngrepsfrie naturområder i Norge er et svært grovt modellert datasett, men tilnærmingen gir slik vi ser det et relativt estimat på diffus menneskelig påvirkning i fjellet. En lignende tilnærming kan trolig benyttes for andre økosystem, der en utarbeider et estimat på ferdsel basert på avstand til infrastruktur, turstier o.l.

Skog

For å identifisere tilstand i skog har vi ansett at høy naturskogsnærhet vil være ideal-tilstanden i skog. Vi har vurdert litt ulike tilnærminger her, men har landet på at naturskogskartet er det mest representative. Disse kartene baserer seg på modellering og en vil derfor potensielt få både falske positive og negative resultater. Vi anser likevel dette kartlaget som det mest sentrale for å identifisere områder hvor det er høyest sannsynlighet for å finne naturskog (ut over faktisk naturtypekartlagte areal), og modellen som ligger til grunn er også under utvikling.

Hvilket kartlag i naturskogskartet som er best egnet er trolig enten naturskogssannsynlighet eller naturskogsnærhet. Vi valgte å benytte oss av sistnevnte for vårt eksempelkart. Gitt at kartet er en modell vil det ikke være slik at en kan operere på piksel-nivå. Vi har derfor forsøkt å generalisere kartet ved å angi en viss mengde piksel innenfor hvert enkelt polygon. Vi har basert på visuell inspeksjon av eksempelkartene valgt å sette følgende grenser for å avgrense forringelse innenfor hvert enkelt polygon med skog:

- Svært god: Over 25% av polygonets areal består av piksel i de to høyeste klassene av naturskogs nærhet (6 og 7)
- God: Over 25% av polygonets areal består av piksel med naturskogs nærhet 3 eller mer.
- Moderat: polygonet inneholder piksel med naturskogs nærhet
- Dårlig: Ingen piksel med naturskogs nærhet i polygonet

Veien videre vil være å evaluere og videreutvikle denne tilnærmingen, samt vurdere inkludere flere kriterier. Det vil være viktig å evaluere hvorvidt naturskogs nærhet er et godt kartlag å basere seg på, samt å vurdere om dette skal suppleres med andre kilder. Blant annet vil det være relevant å ta høyde for innslag av fremmede bartrær og andre fremmede arter, fragmentering fra blant annet skogsbilveier m.m. Så vidt vi kjenner til er naturskogskartet under videreutvikling, og vil trolig kunne bli enda mer presist på å identifisere naturskogs nærhet fremt til 2030.

Semi-naturlig mark

Her har vi valgt å forholde oss til kategorien innmarksbeite, og med kart over gjengroing fra NIBIO. Der innmarksbeite uten gjengroing er svært god, og innmarksbeite med gjengroing er moderat. Forhåpentligvis kan naturkart lavland gi en noe bedre presisjon på avgrensning av faktiske semi-naturlige naturtyper, da kategorien innmarksbeite ofte er upresis (mye av arealene er sterkt gjødselpåvirket etc.). Videre er kartlaget gjengroing svært grovt, og ble i all hovedsak utviklet for å vise gjengroing av kulturlandskapet i tregrensa (seterlandskapet/boreal hei), og følgelig ikke egnet for å identifisere generell gjengroing i semi-naturlig mark. For et bedre estimat av gjengroing kan en i disse arealene utvikle et nytt datalag der en evaluerer og graderer gjengroing basert på differansen mellom terreng- og overflatemodeller og/eller i kombinasjon med fjernmåling (For eksempel endringer i NDVI). En slik analyse må ta høyde for at noen semi-naturlige systemer er tresatt, slik som hagemark. Videre bør en også i disse økosystemene inkludere mål på fremmedartspåvirkning, intensivt drift/gjødselpåvirkning og utbygging.

Våtmark

For våtmark er metoden foreløpig begrenset av to ting: Vi har ikke behandlet grøfter i skogsmark (for eksempel sumpskog), og detaljgraden i kartlaget «grøfter i myr» fra Miljødirektoratet. Vi har kun utarbeidet kriterium for våtmark med (moderat) og uten (svært god) grøfter. Gjeldende kartlag grøfter i myr har en del artefakter og overestimerer trolig andelen grøfter. Vi er kjent med at det i løpet av 2025 vil utvikles et nytt heldekkende kart over grøfter i myr. Uten å vite noe om detaljgraden i dette er vårt forslag til gradering av tilstand i myr følgende:

- Svært god: Ingen grøfter og lite ferdsel
- God: Ingen grøfter og moderat til høy ferdsel
- Moderat: Med grøfter av nylig opprinnelse
- Dårlig: Med grøfter og begynnende gjengroing
- Svært dårlig: Med grøfter og skogsatt (forutsatt at området ikke er for eksempel sumpskog)

Også for våtmark vil det være flere påvirkningsfaktorer som må vurderes. Dette er blant annet direkte menneskelig påvirkning som hogst i sumpskog, diffus menneskelig påvirkning som ferdsel i åpne myrflater og fremmedartsinnslag i noen typer våtmark (for eksempel korneller i sumpskog) m.m.

Urbane områder

Urban natur er sammensatt av flere hovedtyper økosystemer, men er ofte små og fragmenterte og blir ofte filtrert bort i kartproduksjon. Vi bruker grønnsstrukturkart for å differensiere nedbygd areal i AR5. For urbane områder går det viktigste skillet mellom opprinnelig natur og konstruerte systemer, samtidig med at forvaltningsrelevant natur fanges opp av NiN og DN kartlegging. Foreløpig er det ikke løsninger for å estimere kontinuitet basert på flyfoto og fjernmåling, ei heller hvilke systemendringer som vil være kritiske for brudd på kontinuitet. Derfor foreslår vi å bruke trehøyde som en proxy på kontinuitet, til en har bedre data. Per nå klarer en ikke å skille ikke-kartlagte semi-naturlige grasarealer fra konstruerte. Forekomst av invasive arter bør også inkluderes når en har et mer spesifikt kriterium for fremmedartspåvirkning som nevnt over.

- Svært god: Ikke relevant. Fanges opp av direkte kartlegging
- God: Ikke relevant. Fanges opp av direkte kartlegging
- Moderat: Skogområder med midlere trehøyde > 10 m
- Dårlig: Resterende areal

5.6.2 Grunnlag for identifikasjon av forringelse i marint miljø

For marine økosystemer ble det i stor grad sammenstilt informasjon om økosystemer og påvirkninger som oppgitt i kapittel 5. Imidlertid er ikke alle disse til stede i de utvalgte kommunene. Dersom en kartlagt forringelse overlapper med et økosystem/naturtype kan man anta at det vil foreligge en forringelse av økosystemet/naturtypen. Siden det per i dag ikke foreligger mye informasjon om den spesifikke tilstanden til de ulike økosystemene i flere nivåer, har vi valgt to nivåer, enten «forringet» eller «ikke-forringet». For Asker kommune har vi valgt å inkludere alle vannforekomstene som grenser til kommunen, og vi har kun valgt å fokusere på kyst da det ikke vil gi mening å trekke en linje ut til 12 nautiske mil basert på kommunegrensene til kommunen. For Tromsø illustrerer vi fremgangsmåten både for kystnære områder og havområder.

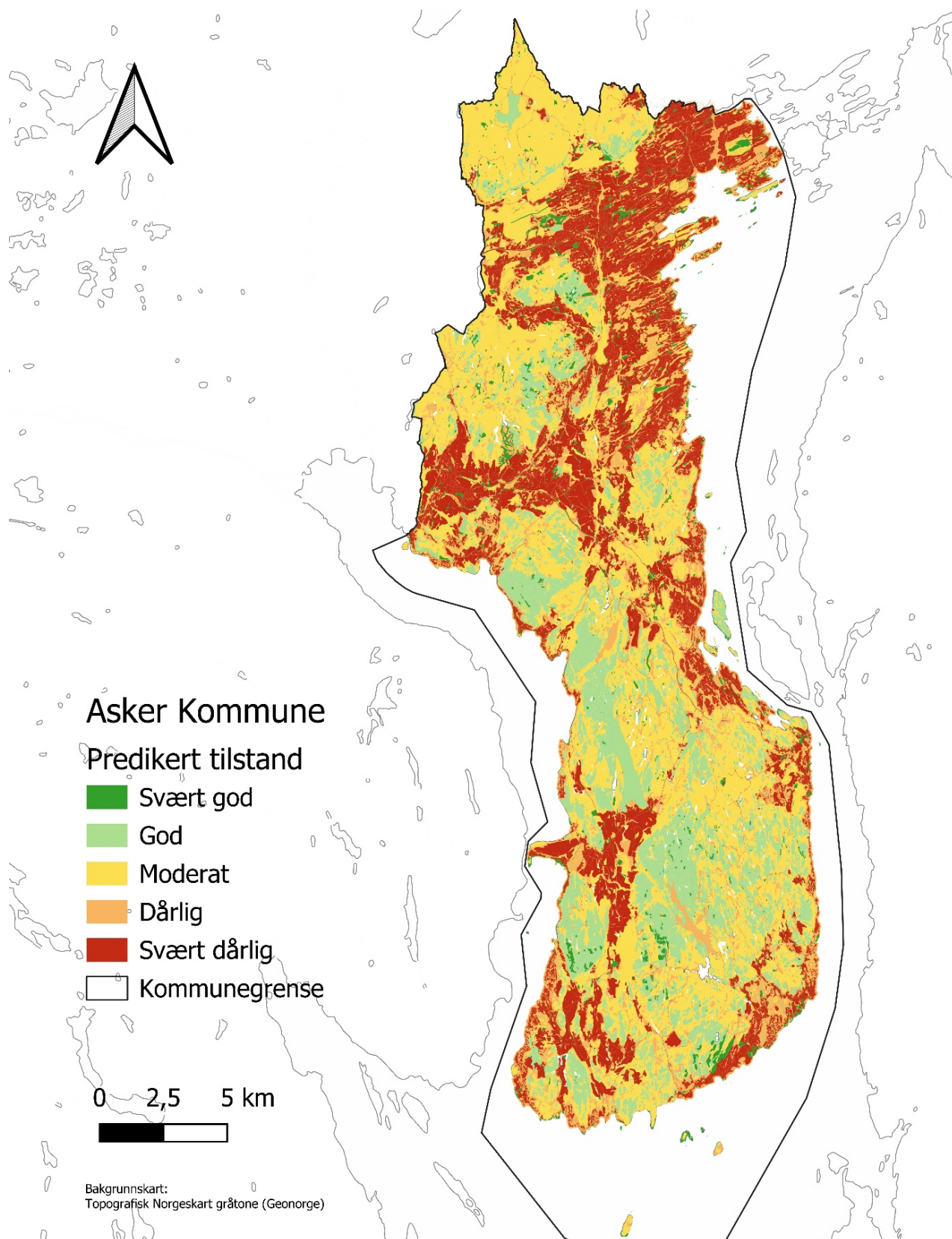
For data som er hentet fra MAREANO, var det ikke mulig å hente ut data for polygoner for de ulike naturtypene, men kun punktdata. Det samme gjelder data for fisketråling. Da disse punktene sjelden overlapper helt med hverandre, ble det valgt å inkludere en 200 meters buffersone for trålespordata, sammen med en 100 meter buffer på naturtyper som interagerer med tråldata. Dette er kun for å illustrere hvordan fremgangsmåten kan se ut i kart, men polygonene kan tilpasses videre. For akvakulturlokaliteter har vi valgt å benytte en 500 meters buffersone rundt anlegget for å illustrere dette i kart. En mer presis buffersone må fastsettes på bakgrunn av informasjon om påvirkningsområdene til akvakulturlokaliteter.

Når det gjelder data fra vann-nett har vi i dette kartet valgt å ikke sortere for vannforekomster med data med høy presisjon. Grunnen til det er at få av vannforekomstene i disse områdene, spesielt for Tromsø, har høy presisjonsdata. Vi valgte derfor å ikke gjøre dette for å demonstrere hvordan metoden vil se ut i kart.

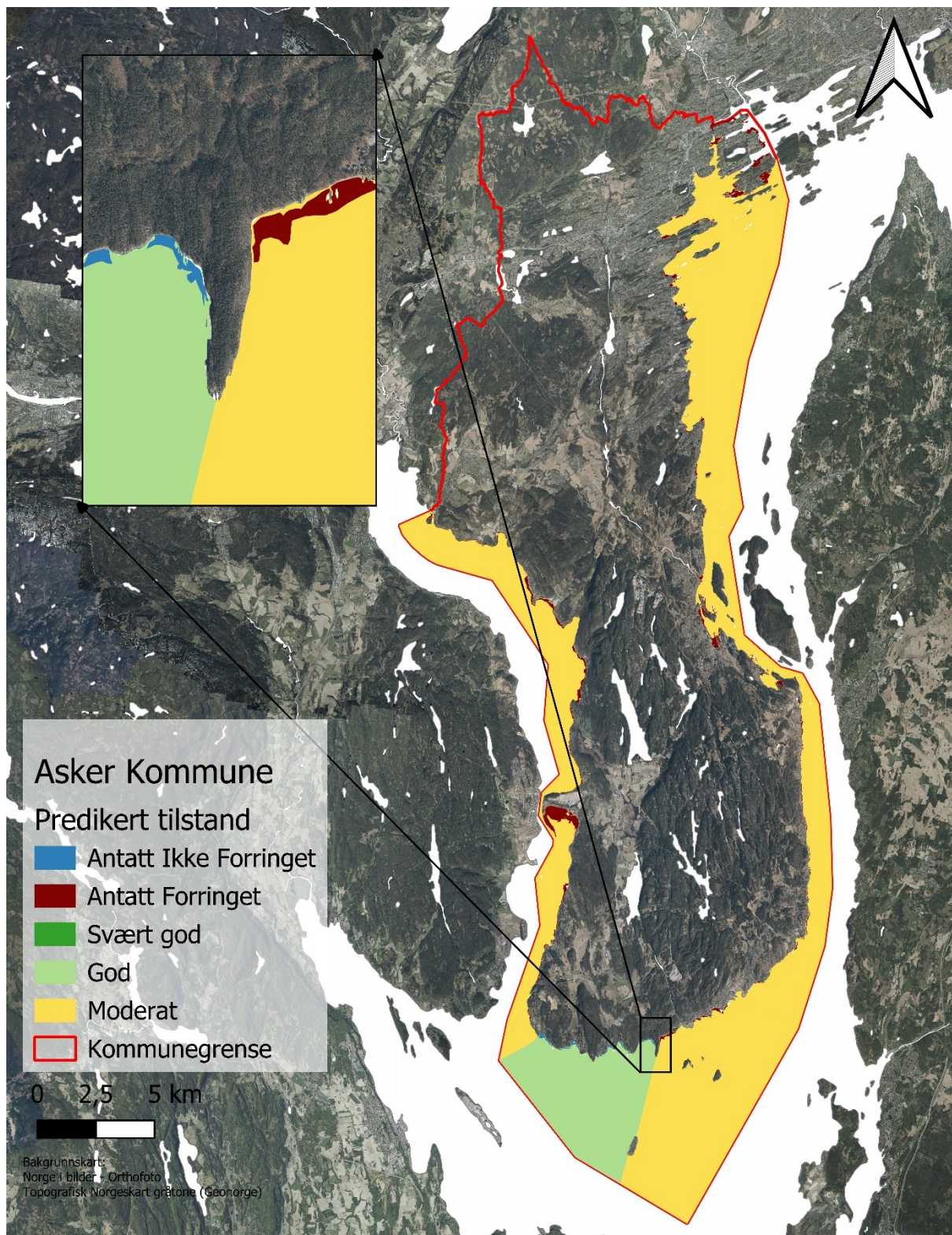
5.6.3 Eksempelkart for Asker og Tromsø kommune

I Figur 10 og 11 vises eksempelkart på identifikasjon av forringelse for terrestrisk og marint miljø i Asker. Tilsvarende for Tromsø er vist i Figur 12 og 13. Kort oppsummert viser kartene at det er mulig å nyansere identifikasjonen av forringelse for hovedøkosystem innenfor terrestrisk miljø der kunnskapsgrunnlaget er relativt godt – slik tilfellet er for Asker kommune (Figur 9). For det terrestriske miljøet i Tromsø gir metoden en grovere inndeling, siden fjelløkosystem utgjør stordelen av kommunens areal, og vil være så svakt forringet at tilstand identifiseres som god. For lavtliggende områder med urbanisering og jord/skogbrukspåvirkning finner vi imidlertid identifisert ulik grad av forringelse også i Tromsø.

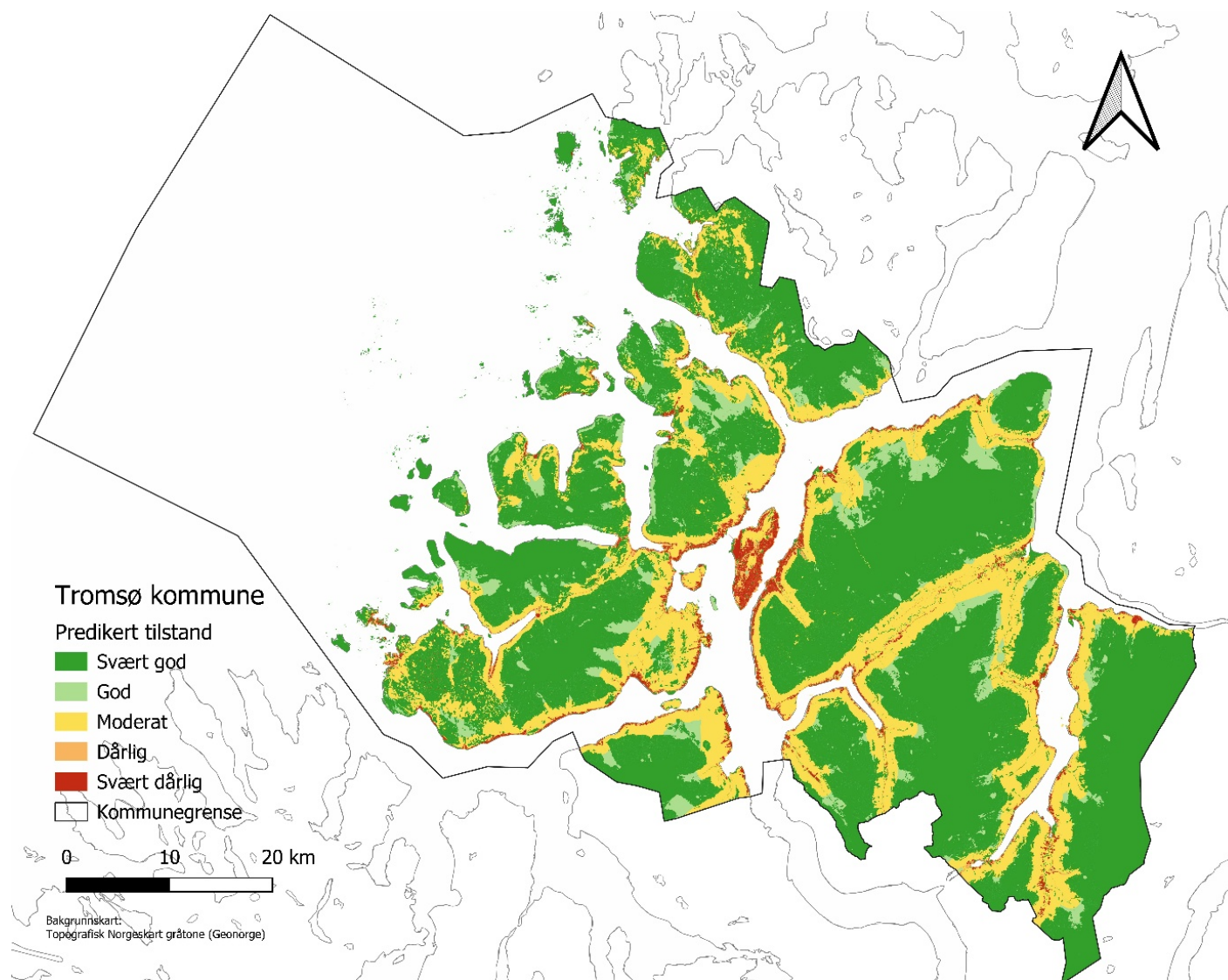
Når det gjelder det marine miljø, er det valgt å gjøre en forenklet inndeling av forringelsesgrad, slik kartene viser (Figur 11 og 13). Her er det nødvendig å styrke kunnskapsgrunnlaget vesentlig for å kunne gjøre identifikasjonen mer presis, og dermed ha et bedre grunnlag for å prioritere restaurering av natur.



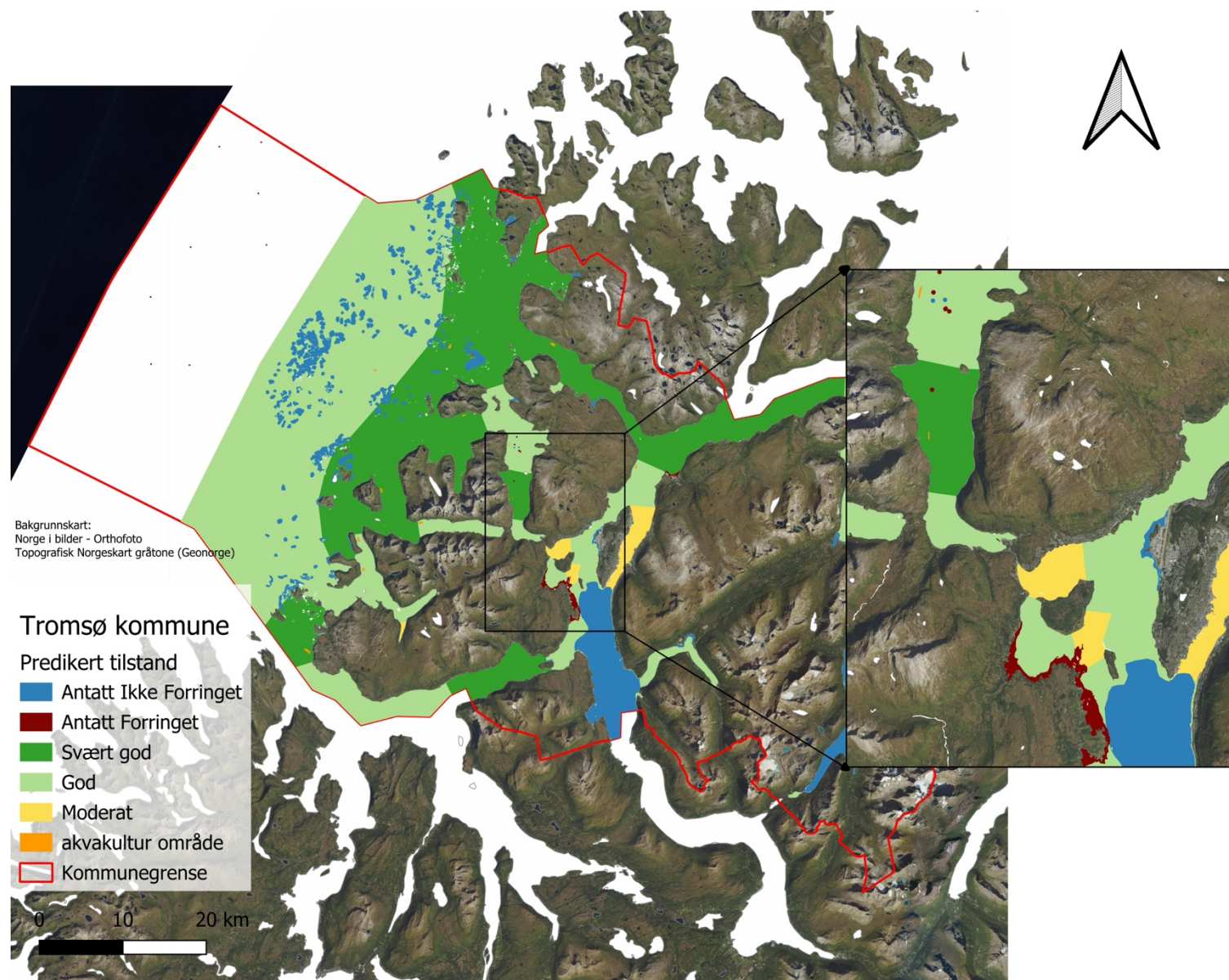
Figur 10. Kart terrestrisk og limnisk for Asker kommune som viser predikert tilstand basert på attributtene som er brukt fra de valgte geografiske datasettene.



Figur 11. Kart for Asker kommune som viser predikert tilstand for marine naturtyper basert på attributtene som er brukt fra de valgte geografiske datasettene. Naturtype registrert i vannforekomst med moderat økologisk tilstand (antatt forringet, rød), og naturtype registrert i vannforekomst med god økologisk tilstand (antatt ikke forringet, blå) kan ses oppe til venstre.



Figur 12. Kart terrestrisk og limnisk for Tromsø kommune som viser predikert tilstand basert på attributtene som er brukt fra de valgte geografiske datasettene.



Figur 13.

Kart for Tromsø Kommune som viser predikert tilstand for marine naturtyper basert på attributtene som er brukt fra de valgte geografiske datasettene.

Naturtyper som overlapper med vannforekomster klassifisert til moderat og god tilstand vil få antatt forringet tilstand etter verste-styrer prinsippet, se forstørret kart til høyre

5.7 Bruk av/kobling til naturregnskap

Det pågår også et nasjonalt arbeid med å kartlegge økosystemene og bestemme deres tilstand og økosystemtjenester som en del av utviklingen av nasjonalt naturregnskap. Miljødirektoratet har fått i oppdrag av KLD å etablere et økosystemregnskap på nasjonalt nivå med forvaltningsrelevans for kommuner innen 2026. I tildelingsbrevet til Miljødirektoratet står følgende: *«Et forvaltningsnyttig naturregnskap i tråd med internasjonale standarder og forpliktelser er etablert på nasjonalt nivå fra og med 2026 og oppdateres regelmessig. Det gis veiledning og er lagt til rette for bruk av naturregnskap på kommunalt og regionalt nivå og for prosjektspesifikke naturregnskap»*. Naturregnskap kan være svært relevant for å ta beslutninger om prioritering av restaureringsinnsats. Regnskapet tar for seg sentrale spørsmål om 1) hvor økosystemene befinner seg, 2) hvilken tilstand de er i, og 3) hva de bidrar med til samfunnet.

Databehovene er i stor grad de samme for kartlegging av ødelagte økosystemer med tanke på restaurering og utarbeidelse av naturregnskap. Naturregnskap er basert på romlige data som viser økosystemenes utstrekning og fordeling, samt hvilken tilstand de er i. Dette er de samme dataene som kreves for å kartlegge ødelagte og forringete økosystemer med tanke på restaurering. En annen relevant synergi er utviklingen av metoder, indikatorer og referanseverdier for å måle økosystemenes tilstand. Naturregnskap registrerer også økosystemtjenestene som leveres av ulike økosystemer. Dette er data som gir relevant input til vurdering av samfunnsnytte ved restaurering.

Miljødirektoratet arbeider for tiden med å levere nasjonale regnskap for økosystemenes utstrekning og tilstand, samt fysiske økosystemtjenester, på hovedøkosystemnivå innen 2026. Dette er i tråd med forventede rapporteringskrav fra Eurostat. En første versjon av et økosystemkart for Norge og en testversjon 2 av et grunnkart for bruk i arealregnskap er allerede tilgjengelig (<https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/overvaking-arealplanlegging/naturregnskap/>).

En nasjonal pilot for tilstandsregnskap er under utvikling av NINA, men denne vil kun fokusere på utvalgte hovedøkosystemer (dvs. byer, tettsteder og annen kunstig mark, åpent lavland, fjell, skog, våtmark og ferskvann) og vil ikke dekke det marine miljøet.

Tilstandsregnskap og -kart på hovedøkosystemnivå (nivå 1 i EUs typologi) kan gi en oversikt på et svært høyt nivå over hvor det finnes ødelagt natur. De er imidlertid ikke egnet til å identifisere restaureringsprioriteringer. Spesielt for det marine miljøet er et kart på dette nivået ikke nyttig, ettersom alle marine økosystemer og vannforekomster er gruppert i én hovedøkosystemtype.

Denne begrensningen i dagens tilnærming for marine økosystemer blir adressert i pilotprosjektet om marine økosystemregnskap i Lofoten. Gitt kravet fra regjeringen om at regnskapet skal være forvaltningsrelevant på kommunenivå, kan det antas at det fremover vil være behov for en mer detaljert økosysteminndeling også for terrestriske og andre akvatiske økosystemer. Dette vil gjøre naturregnskapet mer relevant for å identifisere restaureringsprioriteringer.

Proessen med å utvikle økosystemregnskapene avdekker betydelige datamangler og behov som etter hvert må dekkes for å kunne levere et fullstendig sett med regnskaper. Dette betyr at datatilgjengeligheten for kartlegging av ødelagte økosystemer og restaureringsprioriteringer forhåpentligvis vil bli bedre i nær fremtid. Når det gjelder det marine miljøet, er en tilnærming som er under utprøving, bruk av høyoppløselige dronebilder og oppskalering med satellittdata for å kartlegge kystøkosystemer ([Discover Seabee : SeaBee](#)).

Et annet aspekt ved økosystemregnskap som er relevant for Miljødirektoratets krav til en tilnærming til restaureringsinnsats, er at regnskapet skal oppdateres jevnlig. Dette vil kreve mer regelmessig overvåking og betyr at naturregnskap kan brukes til å spore fremgang i restaureringsarbeidet og holde oversikt over omfanget av forringet og ødelagt natur fremover. I henhold til Eurostat's rapporteringskrav forventes det at økosystemregnskapene skal oppdateres hvert tredje år.

Mens Miljødirektoratet utvikler naturregnskap på nasjonalt nivå, har enkelte kommuner og fylkeskommuner tatt initiativ til å utvikle egne regnskap. Dette vil også bidra til å forbedre datatilgjengeligheten for å identifisere restaureringspotensial.

Mulig tilnærming:

En mulig tilnærming til kartlegging av forringet og ødelagt natur og restaureringspotensial er å bruke de nasjonale naturregnskapene til dette. Selv om regnskapet fortsatt er under utvikling og ikke detaljert nok, vil arbeidet med restaureringsprioriteringer kunne trekke veksler på datamaterialet og tilnærmingene for bestemmelse av økosystemtilstand som brukes i regnskapet. Når regnskapet foreligger i tilstrekkelig detalj, kan kartene for arealregnskap og tilstandsregnskap brukes til å identifisere forringet og ødelagt natur. Videre kan kartene for økosystemtjenesteregnskap brukes som grunnlag for prioritering av restaureringstiltak. På lang sikt kan naturregnskap brukes til å følge med på endringer i naturen, fremdrift i restaurering og endringer i restaureringsbehov.

For å sikre at det nasjonale naturregnskapet gir den informasjonen som trengs, bør identifisering av restaureringsprioriteringer integreres som et sentralt mål i utviklingen av regnskapet. Dette kan være retningsgivende for den videre utviklingen av regnskapet for å sikre et tilstrekkelig detaljnivå for å identifisere restaureringsprioriteringer innen 2030. En sentral driver for utviklingen av naturregnskap som kunnskapsgrunnlag og overvåkningsrammeverk for restaurering vil også være at kommunene ser nytten i det og har kapasitet til å ta naturregnskap i bruk.

6 Forringede økosystemers restaurerbarhet

I vårt oppdrag for Miljødirektoratet har hovedfokus vært på å identifisere forringede og ødelagte økosystemer, og vurdere hvor restaurering kan gjennomføres med størst nytte for samfunnet. Vi har valgt å gå noe lenger i dette kapittelet, ved også å gjennomgå overordnet om tilnærminger for vurdering av naturens restaurerbarhet. I kapittel 3 definerte vi *restaurerbar natur* slik: «Natur som er forringet og har restaureringspotensial, samtidig som aktive tiltak kan forbedre tilstanden». Dette tilsvarer også Skrindo m.fl. 2023 sine kriterier for om et areal er restaurerbart: (1) arealet må være enhetlig og kunne avgrenses, (2) arealet må være forringet, (3) vi må kjenne til hvilke påvirkningsfaktorer som ligger bak forringelsen, og (4) arealets økologiske tilstand må kunne forbedres ved aktive tiltak. I kapittel 5 har vi gjennomgått mulige tilnærminger når det gjelder avgrensning (1), og identifikasjon av forringelse (2). I dette kapittelet er det hovedfokus på (3) påvirkningsfaktorer og (4) forbedringstiltak. Det er altså slik at restaurerbarhet kan være mulig for areal der det er identifisert forringelse, vi er imidlertid avhengig å tilføre kartlag eller vurderinger som også estimerer om det er realistisk å restaurere det naturmangfoldet som er forringet som følge av en ytre (menneskelig) påvirkning. Her kommer vurderinger rundt tidsaspekt og praktisk gjennomførbarhet inn i bildet. Det

er bl.a. nødvendig å ha kunnskap om hvordan restaurering kan gjennomføres. Det kan også være at komplekse og artsrike økosystem, vanskelig lar seg restaurere. Vi har i vårt oppdrag valgt å inkludere restaureringstiltak på alle nivå, dvs. både aktiv restaurering og passiv restaurering. I det videre er det også nødvendig å skille på areal som er restaurerbare (dette kapittelet), og areal der restaurering kan prioriteres ut ifra andre samfunnsmessige hensyn (neste kapittel).

6.1 Terrestrisk

For terrestrisk miljø er det god bredde i kunnskap om restaureringstiltak både nasjonalt og internasjonalt (se f.eks. [Society for Ecological Restoration](#)). På nasjonalt nivå finnes kunnskapssammenstillinger og metodehåndbøker innenfor naturrestaurering (se f.eks. Hagen og Skrindo, 2010), men her er det også behov for oppdateringer, siden mye har skjedd i fagfeltet i senere år. I Tabell 8 har vi gitt en systematisering av hva som er nødvendig å ta i betraktning i det videre arbeidet når det gjelder restaurerbarhet. Dette kan være gjenstand for videreutvikling frem mot 2030, og her bør andre gjennomførte prosjekt (Skrindo m.fl. 2023, Wehn m.fl. 2024), og pågående eller kommende prosjekt (f.eks. i Akershus fylkeskommune i 2025) legges til grunn.

Tabell 8. Restaurerbarhet i terrestrisk miljø: Tilnærminger for identifikasjon av arealtyper med påvirkningsfaktorer og mulige restaureringstiltak.

Arealtype /tiltakskategori	Data og kartgrunnlag	Restaureringstiltak (eksempler)
Rødlistede naturtyper (og andre regionalt viktige naturtyper?)	Tilstandsvurdering etter NiN-systemet kan peke på konkret hva som må forbedres. Restaurerbarhet avhenger i stor grad av suksjonsrate for aktuelle naturtyper, og om denne kan akselereres gjennom skjøtsel o.l. Rødlistede naturtyper kan i mange tilfeller være tidkrevende og vanskelige å restaurere til god tilstand, spesielt innenfor skogsmiljø.	Veteraniseringstiltak (skog) Gjenfylling av grøfter (myr) Skjøtsel (kystlynghei og slåttemark)
Arealer som har høyt restaureringspotensial	Høyt restaureringspotensial betyr oftest sterk grad av forringelse. Kan baseres på abiotiske data som jordsmonn/geologi, klima, vannkvalitet, egenskaper til naboområder, samlet grad av påvirkning, forekomst av indikatorarter m.m. Mye kan oppnås ved å gjenopprette eller styrke økologiske funksjoner og prosesser, dvs. å legge til rette for gradvis økt naturmangfold.	Revegeteringstiltak i eksisterende eller tilført jordsmonn
Arealer som bidrar til høyere mangfold på landskapsnivå	Trenger metoder til å kvantifisere unike bidrag på landskapsnivå (beta diversitet), se kap. 6.4	Begrense barrieredannende ferdsel (villrein) Redusere eller fjerne landskapsbarrierer (eks. Faunapassasjer for vei og jernbane)
Arealer som styrker koblinger land-ferskvann/marint	Ofte dreier det seg om at økologiske prosesser er forringet, dvs. at disse må identifiseres og gjenopprettes, f.eks.	Reetablering av kantsoner langs vassdrag.

	knyttet til hydrologiske forhold, eutrofiering, ulike gradienter som er brutt mm.	Reetablere naturlige gradienter etter nedbygging i fjære/strandsone
Arealer som kan styrke funksjonelle koblinger i landskapet, spesielt mellom områder av høy kvalitet	Se kapittel 6.4	Spesifikk restaurering i areal der forringelse har ført til fragmentering
Arealer med lang naturtypehistorikk	Metodeutvikling på gang basert på ortofoto?	Gjeninnføring av tradisjonell skjøtsel (f.eks. slåttemark). Bekjempelse av fremmedarter.
Arealer med kort historikk med påvirkningsfaktorer	Metoder må utvikles (tidspunkt for grøfting, etablering av invasive arter osv.)	Fremmedartsbekjempelse er ofte aktuelt
Arealer langs og rundt områder med varig vern eller beskyttelse for å sikre langtidseffekt av tiltak og synergier	Ulike typer verneområder, men også kantsoner langs vassdrag	Restaurering med spesielt fokus på buffersoner, f.eks. knyttet til artsforvaltning og økologiske prosesser.
Areal som øker kjerneareal av nivå 1 områder og rødlistede naturtyper	Restaurering til dette nivået er gjerne krevende med gradvis gjenopprettelse av mikrohabitat og kompliserte interaksjoner og symbioseforhold mellom arter	Se eksempler øverste rad
Arealer med tilleggseffekter (ESS)	Trenger metoder særlig for kobling til klimatilpasning, rekreasjon og overvann	Myr, og annen våtmarksrestaurering
Arealer med høy kostnads- og lav risiko	Kartfesting av dette kan gjøres etter at overordnede målsetninger er satt, og verdivurderinger for hvert restaureringsformål utredet (Kapittel 7)	Habitatrestaurering for nasjonale ansvarsarter
Arealer med funksjonsområder for arter av nasjonal forvaltningsinteresse	Kvalitetsnorm villrein er et relevant eksempel i slik sammenheng, og også handlingsplaner for prioriterte arter, der funksjonsområder er kartlagt og fastsatt i kart	Spesifikk habitatrestaurering
Arealer der det er sosioøkonomisk grunnlag for tilfredsstillende varig skjøtsel	Spesielt viktig for semi-naturlige systemer som er avhengig av drift.	Vedvarende skjøtsel gjennom kontinuitet i tilskuddsordninger (eks. kystlynghei og slåttemark)

6.2 Akvatisk

For å forbedre ferskvannsøkosystemer finnes det ulike typer tiltak som kan benyttes. Disse inkluderer både passive tiltak (fjerning av påvirkningsfaktorer) og aktive tiltak (som planting av vegetasjon i

kantsoner). Valg av tiltak er også avhengig av tilgjengeligheten på data. Tabell 9 gir en oversikt over relevante tiltak, basert på metoder samlet i Skrindo m.fl. (2023).

Tabell 9. Restaureringbarhet i ferskvannøkosystemer: Tilnærminger for identifikasjon av arealtyper med påvirkningsfaktorer og mulige restaureringstiltak.

Arealtype /tiltakskategori	Data og kartgrunnlag trengs	Restaureringstiltak (eksempler)
Hydromorfologisk restaurering	Data om elvekontinuitet, hydrologiske modeller	Gjenåpning av elver, fjerning av vandringshindre, restaurering av naturlig vannføring
Gjenoppretting av våtmarker	Kart over grøfting, torvdybde, grunnvannsnivå	Tetting av grøfter, restaurering av vannstand i myr og våtmark
Restaurering av kantsoner	Arealbrukskart, NDVI, bufferanalyser	Reetablering av vegetasjon langs elvebredder for å redusere erosjon og næringsavrenning
Forbedring av vannkvalitet	Vannkjemidata, kartlegging av forurensningskilder	Reduksjon av næringsstoffer og forurensning fra jordbruk, industri og avløp
Bekjempelse av fremmede arter	Artsdata, overvåkingsprogrammer	Fjerning eller kontroll av invasive akvatiske arter
Forbedring av habitatkompleksitet	Habitatkartlegging, arts-habitatmodeller	Tilføring av dødt trevirke, grusbanker eller vegetasjon for å forbedre leveområder
Gjenetablering av flomsoner	Flomsonekart, arealbruksdata	Restaurering av naturlig flomdynamikk for økt biologisk mangfold og flomdemping
Passiv restaurering	Historiske arealdata, overvåking av utvikling	Opphør av skadelig aktivitet og naturlig gjenoppretting
Overvåking og adaptiv forvaltning	Langtidsøkologisk overvåking, EQR-data	Kontinuerlig vurdering og justering av restaureringstiltak

6.3 Marint

Det finnes ulike typer tiltak for å forbedre marine økosystemer. Dette er både passive tiltak i form av å fjerne påvirkningen på økosystemet, eller mer aktive restaureringstiltak hvor man aktivt restaurerer økosystemet/naturtypen som er forringet. Ved forbedring av marine økosystemer er det viktig å se tiltakene i sammenheng (NBFN 2025).

For eksempel i Oslofjorden har det blant annet blitt gjort et større arbeid på å identifisere hvilke tiltak som kan bidra til en bedre tilstand (Helhetlig tiltaksplan for Oslofjorden) (KLD 2021). Vi har i dette kapittelet forsøkt å først fokusere på tiltak knyttet til å fjerne påvirkningen på økosystemene og deretter påpekt noen aktive restaureringstiltak som kan utføres i tillegg til dette.

Fjerne/ redusere påvirkningen på økosystemet

For kystøkosystemer kan man vurdere tiltak for vannforekomsten som helhet og enkeltstående økosystemer/naturtyper eller arter innad i vannforekomsten. Informasjon om den økologiske tilstanden til hele vannforekomsten, foreligger i databasen Vann-Nett ([Vann-Nett | Miljøtilstand på vannforekomster i Norge](#)), som også gir oversikt over hvilke påvirkninger som ligger til grunn for klassifiseringen. Dette kan omfatte avrenning fra land, utslipp fra avløpsanlegg og industri, eller påvirkning fra akvakultur. Tiltak for å forbedre tilstanden er i stor grad rettet mot å redusere eller fjerne kildene til påvirkning, for eksempel gjennom å oppgradere renseanlegg, innføre miljøtiltak i

jordbruket eller forbedret håndtering av næringsstoff-tilførsler fra akvakultur (KLD 2025). Dette innebærer i hovedsak “passive” tiltak, der målet er å gjenopprette naturlige forhold ved å begrense menneskelig påvirkning. En forutsetning for disse tiltakene er riktignok at datagrunnlaget er godt.

Fjerning eller redusering av påvirkningene vil også kunne bidra til at økosystemene innad i vannforekomsten forbedres. For eksempel kan ålegrasenger eller tang- og tareskog være i dårligere tilstand grunnet økt forekomst av opportunistiske fintrådige alger, kalt lurv, som ofte er et resultat av forhøyede næringssaltkonsentrasjoner i vannforekomsten (Rinde m.fl. 2024). I flere tilfeller er forbedring av vannkvalitet helt nødvendig før man vurderer aktive restaureringstiltak (Infantes m.fl. 2022), eller i det minste at dette vurderes sammen. I noen tilfeller kan aktive tiltak utenfor det marine miljøet også føre til en passiv restaurering i sjø, som for eksempel ved beplantning av kantsoner langs elver i områder med mye jordbruk hvor opptak av nitrogen i plantene vil føre til redusert avrenning. Bevaring av friske bestander av nøkkelarter som utgjør viktige roller i økosystemet, som større topp-predatorer, er også viktig for å holde et friskt økosystem. Tap av større top-predatorer i systemet vil kunne føre til en økning av artene som er under topp-predatoren i næringsnettets. For eksempel er det vist at overfiske av nøkkelarter som torsk og steinbit har ført til en eksplosiv vekst av kråkeboller, som igjen beiter ned tangbeltet i nord (Norderhaug et al. 2021). I Oslofjorden er det pekt på at overfiske av torskepopulasjonen i området har ført til en økning av artene under i næringsnettets, også kalt mesopredatorer (Synnes et al. 2023). En økning av disse artene fører igjen til en reduksjon av beitende arter i økosystemet, og dette fører igjen til mer vekst av lurv. Flere av tiltakene for å forbedre vannkvaliteten styres riktignok av regelverk og forpliktelser, som for eksempel oppfølging av avløpsdirektivet og vannforskriften. Oppfølging av disse regelverkene og aktive restaureringstiltak anbefales derfor å ses i sammenheng.

Påvirkninger som direkte påvirker naturtyper, som for eksempel taretråling, bunntråling eller kråkebollers nedbeiting av tareskog fanges ikke nødvendigvis opp av tilstandsklassifiseringen i vannforskriften og dermed ikke av tiltak for å forbedre vannkvaliteten. I disse tilfellene vil det ofte være snakk om å fjerne det som forringer økosystemet, dvs. den fysiske påvirkningen. Dersom man fjerner påvirkningen som bidrar til at økosystemet er forringet, har man sett flere tilfeller av at økosystemet har en tendens til å returnere av seg selv (Buhl-Mortensen 2017, Norderhaug 2021). Det vil imidlertid kunne ta mange år før biodiversiteten tar seg opp igjen (Zahawi & Holl, 2014). For å forhindre mye av den direkte påvirkningen på marine økosystemer er marint vern et sterkt virkemiddel, men et viktig utgangspunkt for marint vern er at områdene er helt beskyttet uten påvirkning fra fiske eller annen type menneskelig aktivitet (Kleiven m.fl. 2025).

Aktive restaureringstiltak

I tillegg til å fjerne eller redusere det som bidrar til at økosystemer er forringet eller bedre vannforekomstens tilstand, finnes det også aktive tiltak som kan gi økosystemet drahjelp for å komme tilbake i bedre tilstand, som kanskje kan være nødvendig i noen områder, selv etter at påvirkningen er fjernet (Danovaro m.fl. 2025). Det er for eksempel utarbeidet en veileder for restaurering av ålegras, som blant annet er testet ut i Oslofjorden (Infantes m.fl. 2022). Dette innebærer aktiv utplantning av ålegras fra en donoreng til et område hvor ålegras er forsvunnet. Videre har det også blitt gjennomført prosjekter for restaurering av tareskog, for eksempel i forbindelse med nedbeiting av kråkeboller (Strand et al., 2020; Miller et al., 2024). I forbindelse med en konferanse om tareskogrestaurering i Tromsø 13. november ble det diskutert hva som må gjøres for å få tareskogen tilbake. Her ble det

identifisert flere tiltak som kan være nyttig å se hen til i videre arbeid (NBFN 2025). Det må understrekes at suksessen av eventuelle restaureringstiltak må overvåkes over tid slik at restaureringstiltaket har en effekt i det lange løp (Eger et al., 2022; Infantes m.fl. 2022).

Videre har det den siste tiden vært fokus på «villgjøring» av marine miljøer, og det er blant annet utviklet en manual for dette (Sørensen og Rinde 2022) som handler om å introdusere strukturer i urbane områder som kan bidra til høyere biodiversitet. Hvorvidt dette kan defineres som restaurering, er riktignok et spørsmål må vurderes nærmere.

Utfordringen med datagrunnlaget som finnes for marine økosystemer i dag er at det i flere tilfeller ikke er detaljert nok til å kunne si noe om graden av forringelse for spesifikke naturtyper eller arter, utvikling over tid, og derfor effekten restaureringen vil ha. I tillegg vil restaureringstiltakene også ofte være stedstilpasset (NBFN 2025).

Oppsummert vil det på bakgrunn av det datagrunnlaget som foreligger til en viss grad være mulig å identifisere økosystemer/naturtyper som kan være aktuelle for restaurering, men datagrunnlaget for marine økosystemer er mangelfullt. Det vil derfor for de fleste økosystemene/naturtypene være helt nødvendig å gjennomføre ytterligere undersøkelser før man kan sette i gang med restaureringstiltak. Likevel kan områder hvor man vet at en forringelse er pågående være en indikasjon på hvor man kan prioritere kartlegging for videre restaurering.

6.4 Landskapsøkologiske sammenhenger

På det landskapsøkologiske nivået kan vi fange opp habitatrestaurering for arealkrevende arter og vi kan motvirke isolasjon av isolerte bestander. Dette kan øke robustheten av økosystemene mot fremtidige endringer, og vil være viktig for å oppnå målsetningene i naturavtalen. For de prioriterte artene iht. Naturmangfoldloven, og for enkelte nasjonale ansvarsarter med stor forvaltningsprioritet foreligger det nasjonale handlingsplaner og kvalitetsnormer. Et aktuelt eksempel her er kvalitetsnorm villrein, der tilstand for villreinbestandene er vurdert etter trafikklysprinsippet (god, middels, dårlig tilstand), og det skal vedtas tiltaksplaner innenfor hvert enkelt villreinområde, slik at god tilstand oppnås på sikt. Disse tiltaksplanene er spesielt knyttet til fokusområder i villreinområdene, der vi f.eks. finner brudd i landskapsøkologisk sammenheng som forhindrer eller reduserer opprinnelige villreintrekk. I tiltaksplanene skal det vedtas konkrete tiltak i slike områder, og slikt sett er dette eksempler på habitatrestaurering spesifikt knyttet til en art. Siden villrein er å regne som en paraplyart i fjelløkosystemet, vil denne type tiltak trolig også styrke landskapsøkologiske sammenhenger med betydning for en rekke andre artsgrupper.

Det kan også finnes områder der en landskapstilnærming til restaurering kan gi ekstra fordeler for samfunnet. For eksempel kan kart over 50- til 100-års flomsoner kombineres med kart over arealbruk og påvirkningsfaktorer for å identifisere områder der restaurering kan gi store samfunnsmessige gevinster. Selv om flomsoner teknisk sett er terrestriske områder, er de nært knyttet til helsen og det biologiske mangfoldet i ferskvannsøkosystemer. Restaurering av flomsoner gir betydelige sosioøkonomiske fordeler, særlig når det gjelder klimamotstandskraft (flomvern) og vannkvalitet.

Hvis vi ikke har direkte fokus på habitatrestaurering på artsnivå, men velger en tilnærming der man har identifisert mer generelle landskapsøkologiske sammenhenger, f.eks. inndelt etter skog, fjell/tundra, myr/våtmark, ferskvann, seminaturlige naturtyper og byer/tettsteder (se kapittel 5.4.1

og 5.4.2), vil “verktøykassen” over mulige restaureringstiltak, og derav restaurerbarheten være som vurdert i de foregående kapitlene inndelt etter terrestriske, akvatiske og marine økosystem. Kunnskapsstatus tilsier at restaureringspotensiale er stort og forbedring kan oppnås på relativt kort tid innenfor enkelte system (f.eks. Enkelte typer av våtmark eller semi-naturlig eng), mens potensialet kan være mindre, og ikke minst svært tidkrevende i andre system (f.eks. de fleste skogtyper som har lange vekst/suksesjonsfaser). Det er imidlertid viktig at man legger til grunn de lange tidsperspektivene ved restaurering på storskala landskapsøkologisk nivå, siden dette vil dreie seg om hvordan man styrker (og sikrer) sammenheng i naturområdene våre på nasjonalt nivå inn i fremtiden. En aktuell utredning er Blindheim m.fl. (2022) som har kartfestet korridorer i skogsmiljø, der restaurering (eventuelt passiv restaurering gjennom fravær av hogst) over tid vil kunne styrke landskapskonnektivitet mellom gammelskogsområder. For sjeldne arter tilknyttet nedbrytningsfaser i skog vil det være svært tidkrevende å gjenoppta konnektivitet mellom isolerte populasjoner, dette krever derfor at korridorer oppretter og restaureres innenfor lange fremtidsperspektiv.

7 Prioritering av restaureringstiltak basert på samfunnsnytten

Vi legger i dette kapitlet fram en tilnærming for å prioritere restaureringstiltak der de vil gi størst nytte for samfunnet. Den foreslåtte tilnærmingen beskriver formål, ansvar og metoder på nasjonalt, regionalt og lokalt nivå, hvor vi søker å etablere terskler for når overordnede utredninger om samfunnsnytte, og deretter detaljerte samfunnsøkonomiske analyser er nødvendige.

Vi legger fram en trinnvis tilnærming med fire hovedtrinn. Trinnene er utarbeidet i varierende grad. Vi gir eksempler på andre arbeid/utredninger som kan gi innsikt i spørsmål om inkludering av kriterier, vektning, og metode for pris-satte og ikke-pris-satte kost-nytte vurderinger.

I vår tilnærming har vi lagt til grunn innspill fra deltagere på vår workshop 15.mai, og sett til vurderinger rundt verdisetting og kost-nytte vurderinger fra bl.a. Skrindo m.fl. (2024), Sabima (2025), og Rørstad (2024).

Samfunnsnytten av naturrestaurering kan vurderes ved å veie fordeler (gevinst eller positive verdier) og ulemper (tap, kostnader, negative konsekvenser) opp mot hverandre. Begrepet “samfunnsnytte” kan i seg selv være utfordrende å forholde seg til når det settes opp mot egenverdi for natur. I denne sammenhengen snakker vi på den ene siden om den helhetlige “nytten” av å bevare naturmangfold som en grunnleggende verdi, og den “nytten” ulike økosystemfunksjoner mer direkte har for vårt samfunn, dvs. i et menneskelig perspektiv. En tilnærming for å vurdere hvor naturrestaurering kan gjennomføres med størst nytte for samfunnet må ikke bare ta i betraktning hvor naturbaserte løsninger og andre tjenester til samfunnet kan leveres. Det må også omfatte tema som verneområder, truede arter og naturtyper eller konnektivitet på landskapsnivå. I tillegg er det praktiske hensyn å ta, inkludert juridiske betraktninger, for at restaurering skal kunne gjennomføres med en forventet grad av suksess over tid, og at det kan forventes en varig virkning av tiltaket. Det må også være samsvar med internasjonale, nasjonale og lokale prioriteringer og ulike arealformål. Det er ulike tilnærmingmetoder som kan benyttes ved prioritering av restaurering, inkludert forskjellige

beslutningshjelpemidler og analytiske metoder. En politisk behandling av hva og hvordan man prioriterer vil være sentralt for alle tilnærminger.

Den overordnede tilnærmingen vi foreslår vurderer formål, ansvar og metoder på nasjonalt, regionalt og lokalt nivå. Tilnærmingen søker å etablere “terskler”, eller beslutningspunkter for når overordnede utredninger om samfunnsnytte og deretter detaljerte samfunnsøkonomiske analyser er nødvendige.

Trinn 1: Nasjonal målsetting og rammeverk for restaurering

Trinn 2: Overordnet prioritering av restaureringsmål

Trinn 3: Multikriterieanalyser på nasjonalt og regionalt nivå for å prioritere økosystemer og geografiske områder.

Trinn 4: Prioritering av lokale tiltak / prosjekter med bruk av metoder som kost-effektivitet, scenariomodellering, konsekvensanalyser eller lignende.

7.1.1 Hva inngår i begrepet samfunnsnytte

Før man går videre til prioritering, er det viktig å etablere en felles forståelse av begrepet «samfunnsnytte». Fra et økonomisk perspektiv handler samfunnsnytte om aspekter som f.eks. arbeidsplasser, inntekt og helse. Fra et sosialt og kulturelt perspektiv dreier det seg om verdier som bl.a. kulturell identitet, rettferdighet, og trivsel.

Når vi drøfter samfunnsnyttene ved restaurering av natur, sikter vi til forbedring eller øking av godene, fortjenesten og fordelene naturen gir oss mennesker. En vanlig måte å beskrive og måle disse fordelene på, er gjennom konseptet økosystemtjenester. Kartlegging av økosystemtjenester kan følge etablerte metodikker som Millennium Ecosystem Assessment ([Millennium Ecosystem Assessment](#)), The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) og Common International Classification of Ecosystem Services (CICES). Økosystemtjenester er et standard rammeverk som brukes til å synliggjøre menneskers avhengighet av biologisk mangfold, økosystemenes funksjoner og «tjenestene» de produserer som kommer mennesker til nytte (NOU 2013:10). Økosystemtjenester kan ha ulike typer verdier – både direkte, indirekte og opsjonsverdier for bruk, – og kan inkludere økonomiske, sosiale og kulturelle verdiutredninger. Det inkluderer også ikke-bruksverdier som naturarv og eksistensverdi. Noen av disse verdiene kan måles i penger ved hjelp av ulike markeds- og ikke-markedsbaserte verdsettingsmetoder. Andre holdes utenfor monetære verdier, og man bruker sammensatte multikriterieanalytiske metoder for å sammenligne alternativer, ofte med omfattende involvering av interessegrupper.

Tilnærmingen til prioritering av restaureringstiltak kan bruke betegnelsen på økosystemtjenester slik det er definert i SEEA EA ([Ecosystem Accounting | System of Environmental Economic Accounting](#)). I SEEA EA er økosystemtjenester beskrevet som «økosystemenes bidrag til de godene som brukes i økonomisk og annen menneskelig aktivitet» og omfatter forsyvende, regulerende og opplevelses- og kunnskapstjenester. Biologisk mangfold, som i opprinnelige rammeverker som i Millennium Ecosystem Assessment og The Economics of Ecosystems and Biodiversity var inkludert i kategorien “grunnleggende livsprosesser”, holdes utenfor definisjon av økosystem tjenester (i naturregnskap er

biologisk mangfold redegjort for i tilstandsregnskap). En god grunn til å følge SEEA EA definisjonen av økosystemtjenester er at tilnærmingen til restaureringsprioriteter skal kunne være kompatibel med det pågående arbeidet med naturregnskap. Som beskrevet i avsnitt 5.7, kan et nasjonalt naturregnskap bidra med nyttig informasjon om ressurs og arealbruk, og bidra til restaureringsprioriteringer og med å overvåke fremdriften i måloppnåelse for restaurering.

Økosystemtjenester er en nyttig og mye brukt tilnærming for å vurdere naturens bidrag til økonomisk, sosial og kulturell velferd. Det finnes imidlertid noen former for samfunnsnytte ved restaurering av natur som økosystemtjenester ikke fanger opp like godt – for eksempel verdien av å bevare biologisk mangfold eller urfolks forhold til naturen. Biologisk mangfold, så vel som samiske kulturelle verdier knyttet til naturen, er viktige aspekter som bør inngå i forståelsen av «samfunnsnytte» i Norge. Det mellomstatlige vitenskaps- og politikkorganet for biologisk mangfold og økosystemtjenester (IPBES) har introdusert begrepet «naturens bidrag til mennesker», nettopp for å anerkjenne at særlig urfolk har andre syn på hva som er verdifullt.

Begrepet samfunnsnytte er altså flerdimensjonalt, påvirkes av tid og sted, og av hvem som påvirkes i de forskjellige tidsperspektivene. I denne tilnærmingen mener vi det er nødvendig at en deltagende prosess på forskjellige nivåer definerer hva som inkluderes i utredninger om samfunnsnytte.

7.1.2 Ansvarsfordeling

For et nasjonalt rammeverk vil det være nødvendig å etablere klarhet over hvor ansvaret for målsetting, bevilgning og oppfølging og rapportering av måloppnåelse ligger. Ansvaret bør fordeles mellom statlige ansvarsområder, til kommuner og eventuelle andre aktører. En slik deling kan være som følger:

Statlig ansvar:

- Overordnet strategi, kartlegging og målsetting (*foreslått tilnærming i dette dokumentet*). Underordnede mål (f.eks. areal eller antall tiltak) må detaljeres videre.
- Fastsetting av prioriterte økosystemer, naturtyper og geografiske fokusområder.
- Utarbeide kartløsninger og annet verktøy for identifisering og prioritering av forringet natur og restaureringsmål (*foreslått tilnærming i dette oppdraget*)
- Søke tidlig involvering av berørte parter (regionale og lokale myndigheter, Sámi og interesseorganisasjoner)

Kommunalt ansvar:

- Registrere lokale behov og restaureringspotensial (innlemmes i kartløsning for forringet natur).
- Registrere aktive restaureringstiltak i nasjonal database
- Prioritere tiltak i kommunale arealplaner.
- Samarbeide med lokale interesser, grunneiere og næringsliv.

Andre aktører:

- Utbyggere som pålegges avbøtende tiltak jmf. Naturmangfoldloven § 11 og 12
- Interesseorganisasjoner

7.2 Prioriteringsmodell

Under presenterer og diskuterer vi en tilnærming til en prioriteringsmodell i fire trinn.

7.2.1 Trinn 1: Nasjonalt målsetting og rammeverk for restaurering

Det første trinnet i prioriteringen av restaureringstiltak bør være å fastsette det nasjonale rammeverket som avgjørelsen skal tas innenfor. Ulike beslutnings-nivåer fører til valg av forskjellige analytiske metoder og prioriteringsverktøy. Metoder og vurderinger må tilpasses hvor i beslutningskjeden man befinner seg (er det f.eks. strategiske mål, politiske prioriteringer og ressursbegrensninger). Hvis man beslutter et strategisk overordnet mål som at Norge skal bli arealnøytral, eller for eksempel at 30% av forringet natur skal restaureres (slik som målene som er satt av Naturavtalen og EU), så er oppgaven å bevilge midler til den mest lønnsomme og faglig forsvarebare kombinasjonen av handlinger som fører til målet. Hvis myndighetene har besluttet å innvilge et begrenset beløp til restaureringsformål, vil fordelingsmetoden gå ut på å få mest mulig total effekt, eller "nytte" for det beløpet som er tilgjengelig for det underordnede formålet. Dette er en sentral distinksjon som derfor bør synliggjøres i hvert trinn eller ledd i beslutningskjeden:

- **Målstyring:** Man har et forhåndsdefinert mål (f.eks. restaurere 30 % av naturen), og søker å identifisere hvilke tiltak som best fører til målet. Fokus er på **kostnadseffektivitet** for å nå målet.
- **Rammestyring eller budsjettstyring:** Man har en gitt ressursramme (f.eks. 100 millioner kroner), og spør: hva er det mest **nytteoptimaliserende** vi kan få ut av denne rammen?

De ulike styringslogikkene fører til valg av forskjellige analytiske metoder og prioriteringsverktøy (f.eks. kostnadseffektivitetsanalyse eller kost-nytte-analyse), som innebærer at nytte- og kostnader vurderes for både prissatte og ikke-prissatte virkninger. Det er derfor nødvendig å etablere klarhet over hvilke nivå i beslutningskjeden man er, og hvor ansvaret for målsetting, bevilgning og oppfølging og rapportering av måloppnåelse ligger, fra statlige ansvarsområder, til kommuner, og andre aktører.

En prioriteringstilnærming som bruker budsjettstyring, vil være basert på det nasjonale budsjettet for restaurering som er fastsatt av regjeringen. Budsjettet kan deretter fordeles på ulike prioriteringer for restaureringsmål som beskrevet i trinn 2.

En prioriteringstilnærming basert på målsettingen bør benytte seg av overordnede SMART-mål (*eng.* specific, measurable, achievable, relevant and time-bound) som er spesifikke, målbare, oppnåelig, relevante og har en spesifisert tidsramme. Et eksempel på målsetting for restaurering er målene satt av Naturavtalen og EU. Naturavtalen setter målet om restaurering av minst 30 % av forringet natur innen 2030. Dette er et ambisiøst mål som for å forbedre naturens tilstand. EU følger opp med målet å restaurere 20 % av EUs land- og sjøområder innen 2030 og restaurere alle økosystemer som trenger restaurering innen 2050.

Det er viktig å utrede en oversikt over handlingsplaner og målsetninger på et nasjonalt nivå med relevans for restaurering som viser om målene drar i samme retning, er compatible uten å påvirke hverandre direkte, eller om de er i konflikt slik at det også må fattes beslutninger om hvilke målsetninger som overstyrer. Her inkluderes både etablerte naturrestaureringsrelevante mål og handlingsplaner, og målsetninger for sektorer som kan påvirke restaureringsinnsats på en negativ måte, og om disse kan forankres på juridisk nivå. Både Naturmangfoldloven og Vannforskriften

sektorovergripende lovverk. Naturmangfoldloven legger føringer for både restaurering og økologisk kompensasjon i tiltakshierarkiet.

Eksempler på hvilke sektorer eller områder som bør vurderes er listet under:

- Fornybar energi – for eksempel vindkraftverk som skjer i urørte naturområder
- Skogbruk og skogsdrift- flatehogst og hogst av gammel skog, og spredning av fremmede arter
Jordbruk – omdanning av naturtyper, gjødsling, jord-kompaktering m.m.
- Infrastruktur og næringsutvikling – nedbygging av verdifulle naturområder
- Oppdrettsnæringen- genetisk forurensing av villaks, spredning av lakselus og forringelse av økosystemer
- Turisme og friluftsliv – slitasje på sårbare områder

7.2.2 Trinn 2: Prioritering av restaureringsmål på nasjonalt nivå

Restaurering for ulike formål gir ulike fordeler for forskjellige sektorer eller grupper i samfunnet, avhengig av hvilke mål som settes for tiltaket. Å definere restaureringsformålene er et viktig steg i arbeidet med å prioritere innsatsen. Viktige samfunnsnyttige mål for restaurering av natur med bred aksept nasjonalt og internasjonalt inkluderer:

- A. Å forbedre bevaringsstatusen for naturmangfold og naturtyper og arter av bevaringsverdi, som for eksempel verneområder, truede eller sårbare naturtyper og arter, men også økologiske strukturer på landskapsnivå som korridorer og kulturlandskap med stor biologisk verdi.
- B. Å forbedre økologiske funksjoner i sentrale økosystemer for å sikre leveransen av økosystemtjenester som klimaregulering, flom- og stormdemping, vannkvalitet eller rekreasjon.
- C. Å forbedre tilstanden til natur som er viktig for samisk kultur og næringsutøvelse, og som har særlige verdier knyttet til tradisjonell bruk og identitet.

Målene for restaurering bør være basert på økologiske, sosioøkonomiske og kulturelle kriterier, og disse kan variere mellom ulike regioner eller lokalsamfunn. Det er derfor **viktig å involvere relevante interessenter i prosessen** med å fastsette restaureringsmål fra et tidlig stadium. Relevante interessenter bør inkludere representanter for kommuner og fylkeskommuner, urfolk og andre lokalsamfunn, private grunneiere samt eksperter på økologi og restaurering.

Proessen for dette bør utvikles av et forum med en komité bestående av representanter fra aktørene, som vil fastslå hvor ansvaret for prosessen ligger, tidsrammer og beslutningsmetoder.

På dette trinnet, som handler om nasjonal skala vil det være naturlig at Miljødirektoratet er ansvarlig for å etablere denne prosessen, men at den bør ledes og styres av en upartisk sekretær. Det er avgjørende at det nasjonale forumets beslutninger er juridisk bindende.

A. Forbedring av bevaringsstatusen til biologisk mangfold og prioriterte naturtyper eller arter

Dette formålet dreier seg om å styrke naturens egenverdi og bidra til bedre leveområder for truede arter og biologisk mangfold. Formålet styres på nasjonalt nivå av nasjonale forpliktelser eller

internasjonale avtaler om å beskytte spesifikke arter eller naturtyper av særlig interesse. Innenfor et mål om bevaring av biologisk mangfold vil restaurering bli prioritert mot disse artene og naturtypene. Denne typen restaureringsmål vil dermed styre innsatsen mot konkrete naturtyper og arter som er identifisert som spesielt viktige å restaurere. Prioriteter inkluderer:

- Norsk rødliste for naturtyper (artsdatabanken)
- Norsk rødliste for arter (artsdatabanken)
- Forvaltningsrelevante naturtyper (truet, viktige for mange arter, dekker sentrale økosystemfunksjoner)
- Prioriterte arter
- Verneområder med nasjonal eller internasjonal status

Forbedring av økologiske strukturer på landskapsnivå kan være drevet av mål om å øke habitatkonnektivitet for prioriterte arter, etablere vandringskorridorer, eller styrke landskapselementer som bidrar til økt biologisk mangfold på tvers av økosystemer. Denne typen restaureringsmål vil prioritere innsats basert på geografisk plassering og/eller spesifikke naturtyper. Relevante innspill og datalag som kan bidra til å identifisere hvor restaurering vil ha størst effekt på økologisk sammenheng og biodiversitet på tvers av landskapet kan være:

- Kart over eksisterende og potensielle økologiske korridorer
- Data om spredningsbarrierer og fragmentering av naturtyper
- Kartlegging av grønn infrastruktur på tvers av regioner
- Artsdata og habitatbehov for prioriterte arter (f.eks. fra Artsdatabanken)
- Landskapsøkologiske analyser og modeller som identifiserer nøkkelområder for økologisk konnektivitet
- Satellitt- eller dronebasert arealbruksovervåking og arealdekkkart (f.eks. fra NIBIO eller Miljødirektoratet)
- Eksisterende arealplaner og verneområder, inkludert buffersoner og tilgrensende naturområder

Målet å forbedre biologisk mangfold kan også inkludere restaureringstiltak for å bevare kulturlandskap med stor biologisk verdi, det vil si aktiv forvaltning eller å unngå gjengroing og aktiv tilplanting i områder hvor åpent landskap fremmer biologisk mangfold. Relevante kartlag inkluderer Verdifulle kulturlandskap, og Utvalgte kulturlandskap i jordbruket.

B. Restaureringstiltak for å styrke økologiske funksjoner for å levere økosystem tjenester

Dette formålet dreier seg om å øke økosystemenes kapasitet til å levere livsnødvendige tjenester (som vannrensing, flomvern og pollinering). Mål for å styrke økosystemenes funksjon og derfor evne til å levere økosystemtjenester kan være drevet av politiske føringer som å redusere klimagass utslipp, klimatilpasning, folkehelse og sikkerhet (f.eks. flom- og stormbeskyttelse, luft- og vannkvalitet), rekreasjon, turisme, matsikkerhet m.m. Innenfor denne kategorien av restaureringsmål vil man kunne prioritere innsatsen basert på spesifikke naturtyper (f.eks. karbonrike økosystemer) og/eller geografisk beliggenhet (f.eks. flomutsatte områder).

Relevante innspill inkluderer en nasjonal rapport utarbeidet som del av utviklingen av nasjonale økosystemregnskap, som identifiserer økosystemtjenester levert av hovedøkosystemene i Norge, som inkluderer jordbruksarealer og urbane arealer (Rusch et al., 2024).

C. Restaureringstiltak for å forbedre tilstanden til natur som er viktig for samisk kultur og næringsutøvelse, og som har særlige verdier knyttet til tradisjonell bruk og identitet.

Dette formålet dreier seg om å øke og sikre tilstanden til natur som er viktig for samisk kultur og næringsutøvelse. Et sentralt tema her vil være områder som tradisjonelt brukes til reindrift.

7.2.3 Trinn 3: Overordnede multikriterieanalyser på nasjonalt og regionalt nivå

Når overordnede nasjonale målsettinger for restaurering er fastsatt i den deltagende prosessen beskrevet i Trinn 2 inkludert føringer for hensyn til lokale og andre prioriteringer, er neste steg å fordele de tilgjengelige ressursene mellom de prioriterte tiltakene. Dette gjøres ved en budsjett-drevet tilnærming, eller en måldrevet tilnærming (f.eks. av de 30 %, bør x % fokusere på rødlistet natur og y % på karbonlagring).

Tabell 10 viser fire tilnærminger ved prioritering av restaureringstiltak, basert på en rapport utarbeidet av Miljødepartementet i Finland (Kotiaho et al. 2016).

Tabell 10. Eksempel på forskjellige tilnærminger og vurdering av fordeler og ulemper ved prioritering av restaureringstiltak i Finland Kotiaho m fl. 2016)

Tilnærming	Beskrivelse	Fordel	Ulempe
1. Lik innsats per naturtype	Alle naturtyper restaureres likt (f.eks. 10 % av hver)	Enkelt og rettferdig	Ikke optimalisert for effekt eller kostnader
2. Prioritering basert på nytte	Restaurering prioriteres der nytten er størst (f.eks. karbonlagring, arts mangfold)	Mer effektiv samfunnsnytte	Kostnader kan bli høye
3. Prioritering basert på nytte og kostnad	Tiltak med høy nytte/kostnads-ratio prioriteres	Kostnadseffektivitet	Krever godt datagrunnlag
4. Som over, men med ekspertvurdering/justering	Som 3, men modifisert av fagfolk og/eller lokale hensyn	Mer robust og praktisk	Krever faglig og politisk forankring

Tilnærming 1 i tabell 10 er lite aktuelt da dette ikke tar hensyn til lokale forhold og behov. Tilnærming 2 er også lite aktuelt da det ikke tas hensyn til kost og effektivitet. Tilnærminger 3 kan brukes på et prosjektnivå. Eksempel 4 er tilnærmingen vi anbefaler for videre arbeid, hvor både prissatte og ikke-prissatte verdier inkluderes i kost og nytte vurderinger.

En prioriteringsmodell for restaureringstiltak bør ha generelle, førende prinsipper: den bør ivareta truet natur etter føre-var prinsippet; den bør fremme lokal forankring; den bør inkludere tverrfaglig kunnskap. Deretter må den kunne tilpasses politiske mål og juridiske føringer, og generelt søke å optimalisere både samfunnsnytte og kostnadseffektivitet.

Samfunnsøkonomiske analyser skal gjennomføres i tråd med utredningsinstruksen fra Direktoratet for forvaltning og økonomistyring (DFØ, 2024), og rundskriv R-109 (2021) med veileder (2024).

En overordnet tilnærming for å etablere prioriteter innenfor de tre hovedformålene beskrevet i trinn 2 er å bruke en vektet multikriterieanalyse. En slik analyse er lignende tilnærming fire i tabellen (basert på nytte, kostnader og ekspertvurdering). En multikriterieanalyse for vurdering av naturverdier, kostnader og nytte bør være åpen, og inkludere både kvantitative og kvalitative data.

Metoder som kombinerer vekting og skåring, som for eksempel Weighted Sum Model (WSM) (Boza m.fl. 2017), er tilpasset til å inkludere både monetære og ikke-monetære kriterier. Denne metoden er tilnærmet helhetlig (tar hensyn til både miljø, økonomi og samfunn); er fleksibel (kan tilpasses ulike typer prosjekter og verdier); gir klarhet over hvorfor et alternativ rangeres høyest; og kan involvere ulike interessenter og eksperter i vekting og vurdering. Et relevant eksempel på bruk av en WSM er NIVA s rapport for valg av areal for etablering av vannkraftverk (Thaulow m.fl., 2016). Det er viktig å presisere at resultatene kun brukes som et beslutningsstøtteverktøy, ikke en fasit, og at kvalitative vurderinger og usikkerhet er inkludert i metoden. Multikriterieanalyser bør bruke deltakende prosesser som inkluderer tverrfaglige eksperter, og grupper i samfunnet. Hovedtrinnene i en WSM multikriterieanalyse er:

1. *Definisjon* av kriterier og alternativer

- Eksempel på kriterier: Naturverdier (biologisk mangfold, verneverdier), kostnader (investering, drift), nytte (e.g. rekreasjonsverdi, klimaeffekt).
- Eksempel på alternativer: Ulike løsninger (aktiv eller passiv), valg av områder, eller bevaringsstrategier.

2. *Vekting* av kriterier

- Bruk en deltakende prosess med eksperter og interessenter for å tildele vekter til hvert kriterium.
- Summen av vektene skal være 1 (eller 100 %).

3. *Skåring* av alternativer

- For hvert alternativ, vurder hvor godt det oppfyller hvert kriterium på en felles skala (f.eks. 1–10 eller 0–100).
- Bruk faglige vurderinger, konsekvensutredninger og tilgjengelige data.

4. *Beregning* av totalverdi

- Multipliser skåren for hvert kriterium med den tilhørende vekten.
- Summer resultatene for å få en total skår for hvert alternativ.

5. *Sensitivitetsanalyse*

- Test hvordan resultatene påvirkes av endringer i vekter eller vurderinger.
- Viser robustheten i analysen og kan avdekke hvor følsom beslutningen er for forutsetningene.

Analysen foreslås og brukes innenfor hvert av de tre hovedformålene. I forbindelse med restaurering er det en rekke spesifikke hensyn som bør tas i en multikriterieanalyse.

For hver kombinasjon av formål og tema (f.eks. 'terrestrisk naturtype' eller 'terrestrisk økosystemtjeneste') bør analysen ta hensyn til:

- Tilgjengelige anvendbare metoder for restaurering (både aktive og passive), inklusive en vurdering av gjennomførbarhet (hva trengs, hva kan være hindringer).
- Juridisk rammeverk (eiendomsretten, forskrifter, tillatelser og tilgangsrrettigheter).
- Forventet virksomhet og suksessrate.
- Tidshorisonter og varighet av positiv endring.
- Landskapsøkologiske sammenhenger og romlig skala.
- Kostnader av restaureringstiltak skalert til en samlet nasjonal kost.
- Forventet samfunnsnytte (f.eks. relevante økosystemtjenester og tilknyttede prissatte og ikke-prissatte verdier).

Når det gjelder det juridiske rammeverket for restaurering, har offentlige myndigheter i henhold til gjeldende lovgivning bare rett til å gjennomføre restaureringsaktiviteter innenfor verneområder. Det betyr at offentlige restaureringstiltak ikke alltid er mulig der samfunnsnyttene er størst. I januar i år sendte Miljødirektoratet et forslag til Klima- og Miljødepartementet om å utvide offentlige myndigheters rettigheter til restaureringsaktiviteter etter naturmangfoldloven (Miljødirektoratet 2025). Uavhengig av om loven blir oppdatert, vil det være viktig å sikre godt samarbeid med private grunneiere og involvere de i prioriteringsprosessen for restaureringsaktiviteter.

7.2.4 *Trinn 4: Lokal prioritering, justering og valg av alternativer*

Det er flere relevante studier og eksempler på bruk av de vanligste analytiske metodene og beslutningsverktøyene for prioritering av ressursforvaltning og naturrestaurering i Norge (f.eks. Rørstad, 2024; Skringmo m. fl. 2024, Iversen m.fl. 2024, Barton m.fl. 2015). Da dette er en nasjonal tilnærming med en helhetlig vurdering og prioritering for naturrestaurering hvor verdier og aksept for samfunnsnytte varierer mellom aktører er noen av metodene anbefalt som supplerende verktøy til klassiske samfunnsøkonomiske analyser. Samfunnsøkonomiske analyser bør gjennomføres i tråd med utredningsinstruksen fra Direktoratet for forvaltning og økonomistyring (DFØ, 2024), rundskriv R-109 (2021) og veileder (2024). Avvik fra denne bør begrunnes.

En 'meny' av metoder som brukes er inkludert i Tabell 11. Tabellen beskriver hvilke formål de spesifikke metodene egner seg for, hva slags data som legges til grunn, og typiske bruksområder.

Tabellen gir kortfattet forklaringer og sammenligninger av kostnads-effektivitets analyse, kost nytte analyse, multikriterieanalyse, romlig prioritering, scenario-analyser og adaptiv forvaltning, metoder for verdsetting av økosystemtjenester, Natur regnskap, statistiske pakker som PriorizeR og romlige analyser som Zonation. Samfunnsøkonomisk avkastning (Social return on Investment, eller SROI), og tradisjonelle konsekvensutredninger brukes der faglige utredninger teller mer enn monetære verdier.

Det bør alltid gjøres rede for hvem som påvirkes av hvilke effekter, når påvirkningen vil skje, hvordan man verdsetter effektene og hva investeringen gir tilbake til samfunnet, og som beskrevet over bør beslutningene her også involvere deltagende prosesser.

I praksis brukes ofte flere metoder i kombinasjon. For å finne "de mest effektive områdene" for å oppnå et mål, kan man bruke en kost-effektivitetsanalyse i kombinasjon med en romlig analyse.

Tabell 11. Fordeler, ulemper og begrensninger ved noen av de mest brukte metodene som kan legges til grunn for prioritering av naturrestaurering, både på nasjonalt nivå og på lokalt nivå

Metode	Fordeler	Ulemper	Begrensninger
Tradisjonell kost-nytte-analyse (KNA)	Sammenligner kostnader og nytte i kroner. God for beslutningsstøtte og prioritering mellom alternativer eller forholdsvis like prosjekter i samme lokalitet Brukes mye i offentlig sektor.	Krever økonomisk verdsetting av naturgoder, samt negative konsekvenser som alternativkostnader. Fanger ikke opp ikke-monetære verdier og langsiktige gevinster.	Fanger ikke opp alle verdier knyttet til natur. Begrenset av tilgjengelig verdsettingsdata. Verdiene kan være usikre eller kontroversielle.
Nytte-kost analyse som inkluderer både prissatte og ikke-prissatte virkninger (DFØs veileder)	Sammenligner kostnader og nytte, både i kroner og andre verdimål God for beslutningsstøtte og prioritering på nasjonalt og regionalt nivå, samt prosjekter av stor skala. Brukes i offentlig sektor.	Fokus på tilgjengelig data, litteratur, statistikk, modeller. Diskontering og valg av verdier og metoder kan være kontroversielle.	Utredninger kan være komplekse og har ofte lengere tidsrammer.
Kost-effektivitets-analyse (KEA)	Fokus på å nå mål med lavest mulig kostnad. Ingen behov for å verdsette nytten økonomisk, kvalitative kostnader inkluderes	Sammenligner bare kostnader ved måloppnåelse, ikke helheten. Begrenset til én fast nyttevariabel.	Egner seg best for prosjekter med klart definerte, kvantitative mål.
Return on Investment (ROI)-økonomisk avkastning	Lett å forstå og kommunisere. Vektlegger økonomisk effektivitet.	Ofte snevert økonomisk fokus. Fanger ikke opp miljømessige eller sosiale verdier.	Kan ignorere samfunnsnytte og langsiktig økologisk verdi.
Social Return on Investment (SROI)	Måler nytte per krone investert, inkludert spesifisert fokus på sosiale og miljømessige effekter. Kan inkludere frivillig arbeid, helse, lokal trivsel.	Tids- og datakrevende. Verdsetting av "myke" verdier er subjektiv og metodisk utfordrende.	Krever involvering av interessenter og solid dokumentasjon. Ikke alltid lett å standardisere.
Scenario-analyse adaptiv forvaltning	Tar høyde for usikkerhet og komplekse sammenhenger. God til langsiktige og økologiske vurderinger.	Avhenger av modellforutsetninger. Krever ofte mye data og fagkunnskap.	Mindre presis på økonomisk verdi. Vanskelig å sammenligne alternativer direkte.

For å få fram kompromisser og robuste løsninger ved ulike målkonflikter kan man bruke en multikriterieanalyse med en scenario-analyse, og for en helhetlig samfunnsøkonomisk vurdering

kombineres prissatte kost og nytte verdier etter aksepterte metoder som vurderer bredden av økosystemtjenester.

En standard samfunnsøkonomisk analyse fokuserer på nytte (lønnsomhet) for hele samfunnet, og beregnes i netto-nåverdier. Samfunnsøkonomisk avkastning (SROI) er en metode mye brukt i frivillige sektorer for vurdering av verdier som skapes (både monetære og ikke-monetære) per investert krone. Metoden har vært sporadisk brukt til å belyse sosiale verdier av restaureringstiltak (f.eks. Pattison-Williams, 2017). Metoden fokuserer på sosiale formål for grupper som blir direkte påvirket.

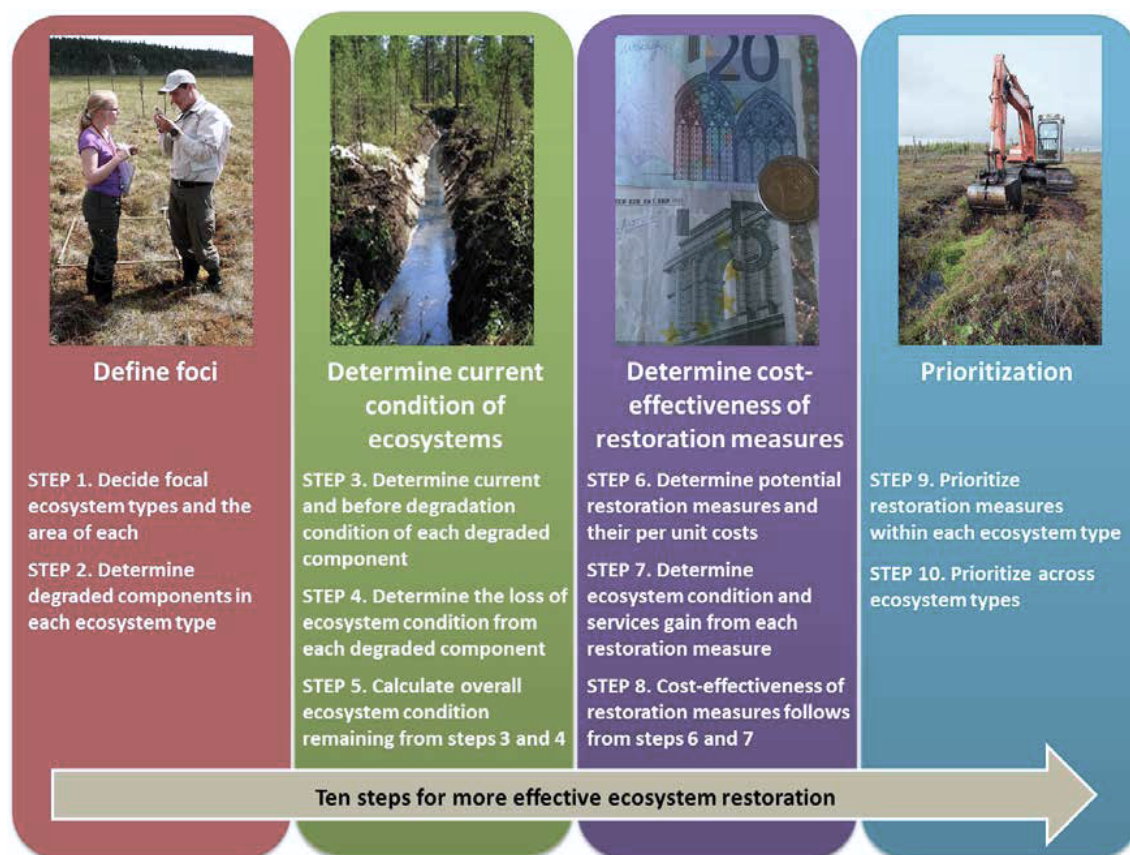
En samfunnsøkonomisk avkastning analyse er spesielt nyttig når man ønsker å dokumentere utstrakte samfunnseffekter (som f.eks. bedre folkehelse, økt friluftsliv og lokal verdiskaping); vise hvordan ikke-monetære verdier (som sosial inkludering eller økt livskvalitet) henger sammen med investeringer; og det er ønske eller behov for å involvere interessenter og lokalsamfunn i vurderingsprosessen. Metoden brukes for å fange opp, belyse og verdsette “myke” verdier som forbedring i livskvalitet for mennesker i nærmiljøet ved restaurering av grøntarealer, bedre psykisk helse gjennom tilgang til natur, eller lokal identitet, stolthet og tilhørighet.

Tradisjonelle metoder som vurderer **positive og negative konsekvenser** av et tiltak, som Statens vegvesens håndbok V712 “Konsekvensanalyser” og Miljødirektoratets veileder M-1941 er pålagt i større prosjekter og arealplanlegging, men det er også potensial for bredere inkludering av metoder for bruk i beslutninger om satsing på naturrestaurering generelt, men særlig der tiltak påvirker lokalsamfunn direkte.

7.3 Etablerte metoder utenfor Norge

Vi har innenfor rammen av denne utredningen ikke hatt ressurser til å gjennomgå bredden av tilnærminger som er valgt i land utenfor Norge, men et alternativ som trolig er relevant, kan være det

rammeverket som er utarbeidet i Finland (Kotiaho m.fl. 2016), der hovedprinsippene fremgår av Figur 14 kan være å se på den finske tilnærmingen som er basert på en kost-effektivitets tilnærming.



Figur 14. Den finske tilnærmingen til prioritering av restaureringsinnsats som presentert i Kotiaho m.fl. 2016.

7.4 Inkludering av kostnader for restaureringstiltak – veien videre

Globalt vises det til at den monetære verdien av samfunnsytte fra natur kan være mangedoblet innsatsen som trengs til restaurering. IPBES estimerer at restaurering typisk leverer nytteverdier på omtrent 10 ganger beløpet som investeres, og at kostnadene ved pågående tap av økosystemtjenester er beregnet til å være tredoblet kostnader ved restaurering (IPBES [Assessment](#) Report on Land Degradation and Restoration). 44 billioner dollar av den globale økonomiske verdiskapningen – over halvparten av verdens BNP – er i moderat eller høy grad avhengig av naturen (World Economic Forum, 2023). Allikevel er vi i en global krise for naturtap.

I lokalsamfunn er det stor bevissthet rundt verdi av natur som benyttes til rekreasjonsformål, og i fagmiljøet er kunnskapsnivået høyt når det gjelder naturmangfold og økosystemtjenester, og derav hvordan samfunnsgodene våre avhenger av funksjonelle økosystem. Likevel fortsetter tapet av naturverdier og økologiske funksjoner i norsk natur, med særlig oppmerksomhet rundt enkelte områder, som f.eks. den økologiske tilstanden i Oslofjorden, der det også foreligger en rekke utredninger og tiltaksplaner for restaurering (se f.eks. Kvile m.fl. 2022). Det er nødvendig at

beslutningstakere opplyses om de reelle kostnadene og nytteverdiene på kort og lang sikt, slik at grunnlaget for prioritering av naturrestaurering er på plass og man kan oppnå målsetningene om storskala restaurering i tråd med internasjonalt avtaleverk, naturmangfoldloven og vannforskriften.

Vi ser dette som en av de største utfordringene i det videre arbeidet med tilnærmingen frem mot 2030: Det er nødvendig å raskt og helhetlig belyse de betydelige kostnadene som belastes hele eller deler av samfunnet ved fortsatt forringelse og tap av økosystemtjenester. Dette gjelder både direkte produksjonstjenester, og indirekte tjenester som klimaregulering, det gjelder bruk og ikke-bruk, og det gjelder de som er prissatt- og det vi ikke verdsetter i kroner. Samtidig må det klart fremgå hvordan restaureringstiltak på stor skala også vil innebære betydelige kostnader på kort sikt, samt at enkelte næringer vil få redusert betingelsene for inntjening.

Skrindo m.fl. (2023) fant at kostnadene for å oppnå en tilsvarende grad av restaurering er betydelig høyere når man restaurerer én naturtype om gangen, sammenlignet med når man tar en landskapstilnærming. I tillegg viser studier at en ikke bør bruke *kostnad* som den eneste eller tyngste vektningen i analyser; Hagen et al. (2016) løfter fram to hensyn knyttet til kostnader, ved å presisere at områder som er dyrere å restaurere kan ha høyere økologisk verdi, mens billigere restaurering kan gjøre det mulig å øke det totale restaurerte arealet, og dermed få mer total nytte.

Et eksempel på kostnadene nødvendig for å sette i gang med restaurering på nasjonalt nivå finner man i Sabimas innspill til statsbudsjettet 2026 som fremmer et forslag om en "Startpakke for Natur" på 2,8 milliarder kroner, og som spesifiserer at restaurering av forringet natur er forespeilet å trenge 579 millioner totalt. Dette er da fordelt på forskjellige formål som satsing investert på nasjonalt nivå, på å styrke kommunenes kapasitet og kunnskapsgrunnlag, og med investeringer i hvert hovedøkosystem.

Det er nødvendig å utrede mer konkret hva som vil være reelle kostnader hvis man skal oppnå restaurering i tråd med målsetningene som fremgår av Naturavtalen. Det er også nødvendig å konkretisere hvordan naturrestaurering kan inngå i planprosesser, være rettskraftig, involvere lokalbefolkning og ulike næringsinteresser mm. Dette kan oppsummeres i følgende punkter (ikke uttømmende):

- Utvikle metoder for å vurdere om det oppnås mer ved å løfte litt forringet natur et trinn opp, eller løfte mer forringet natur et eller to trinn opp.
- Etablere et system for å identifisere og kostnadsvurdere forringelse, restaureringspotensial og restaurerbarhet som kan oppdateres over tid, for eksempel ved å muliggjøre integrasjon av ny informasjon som kan bidra til mer presise beslutninger.
- Hvordan restaureringstiltak tilpasses fremtidige forhold knyttet til samfunnsutvikling og klimaendring.
- Etablere systemer og metoder som Involverer lokalbefolkning og relevante aktører.
- Utvikle metodikk for å definere restaureringsmål og estimere måloppnåelse.
- Sammenstille kostnader fra tidligere gjennomførte restaureringsprosjekt, og lage kostnadsestimat for ulike typer av naturrestaurering som i sum kan danne grunnlag for å kostnadsberegne en samlet nasjonal satsing på naturrestaurering

- Sammenstille gevinstene ved restaurering for både prissatte og ikke prissatte verdier, og lage estimer for ulike typer av naturrestaurering som i sum kan danne grunnlag for å kostnadsberegne en samlet nasjonal satsing på naturrestaurering.
- Vurdere hva slags begrensninger som er gitt av privatrettslige forhold, plan- og bygningslov etc. når det gjelder mulighetene for å restaurere forringet og ødelagt natur. Konklusjon og videre anbefalinger.

Detaljerings av disse punktene var ikke mulig innenfor prosjektets rammer.

8 Konklusjon og videre anbefalinger

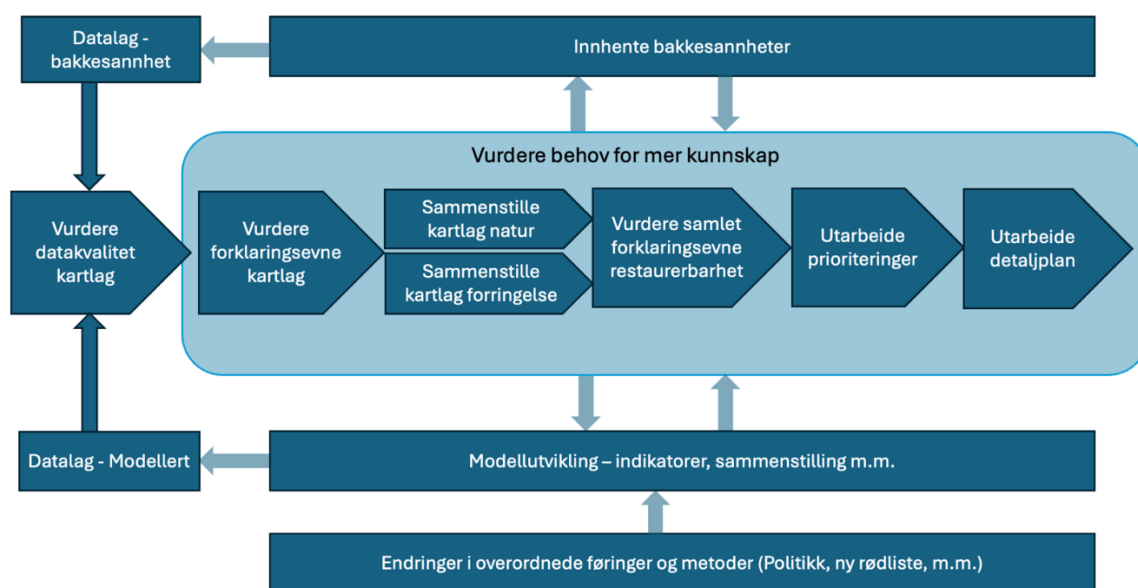
Det er ulikt kunnskapsgrunnlag for terrestriske, akvatiske og marine økosystemer. Felles for alle disse økosystemene er at det på sikt er ønskelig å kunne definere tilstanden i fem nivåer. Dette går igjen både i klassifiseringssystemet etter vannforskriften, i NiN-kartlegging etter Miljødirektoratets instruks, og for den kommende instruks for kartlegging av marine naturtyper. Man kan se for seg en plattform på lik linje som Vann-nett, men også for naturtyper, hvor tilstanden til de ulike naturtypene er delt inn i fem nivåer, i tillegg til at det foreligger informasjon om påvirkninger og eventuelle mulige tiltak.

Naturtypekartlegging etter en kartleggingsinstruks er tidkrevende, og en samlet informasjon om alle naturtyper/økosystemer og deres kvalitet, i tillegg til vannforekomster med tilstrekkelig datagrunnlag, vil ikke være realistisk innen 2030, men vil være det ideelle på lang sikt. Tilnærmingene som er presentert i denne rapporten, når det gjelder å kombinere ulike typer data og kartlag, og styrker kunnskapsgrunnlaget ytterligere, og kan likevel innen 2030 bidra til å identifisere hvor forringede økosystemer befinner seg. Forringelsen som identifiseres vil ha ulik presisjon i kart, avhengig av hvor godt kunnskapsgrunnlaget. Vi anbefaler videre satsing på forbedring av kunnskapsgrunnlaget som gir et mer detaljert bilde av naturmangfold og forringelse, som videre arbeid med naturkartet, naturskogskartet, kart over realisert kalk, kartlegging og modellering av fremmede arter m.m. Samtidig anbefaler vi en fortsatt satsing på og videreføring av Miljødirektoratets instruks som gir den høyeste presisjonen både for tilstand (Figur 15).

Identifiseringen av forringet og ødelagt natur sammen med en vurdering av samfunnsnytte, kan gi et utgangspunkt for å fastsette hvor restaurering kan være aktuelt, og bør prioriteres.

Det er viktig å understreke at det datagrunnlaget som finnes i dag er mangelfullt, og det som per nå ikke er definert som forringet er ikke nødvendigvis i god tilstand. Det er derfor et stort behov for mer kunnskap for å kunne identifisere den realistiske oversikten over forringede økosystemer.

Vi har i tråd med andre lignende prosjekter som er gjennomført i Nordre Follo og Trondheim kommune (Skrindo m.fl. 2023 og Wehn m.fl. 2024), i stor grad jobbet med en GIS-basert tilnærming basert på eksisterende kunnskap. I all hovedsak er dette overlagsanalyser, med forslag til forbedringer basert på fjernmålingsmetodikk og/eller terrenganalyser. Dette er en god tilnærming for å skaffe et overslag over forringet natur, og kan ligge til grunn for arealberegninger av restaurerbart areal i Norge.



Figur 15. Anbefalt videre satsing på forbedring av kunnskapsgrunnlaget som vil gi et mer detaljert bilde av naturmangfold og forringelse.

På lokal skala derimot vil en slik tilnærming ikke gi det detaljnivået som trengs som grunnlag for lokal arealforvaltning, men vil kunne fungere som et verktøy for å identifisere områder der en kan prioritere ressurser for neste steg. Fordeler med den «grovskala» nasjonale tilnærmingen til identifikasjon av forringelse og restaureringspotensial er at den har lav kostnad (basert på tilgjengelig kart og data), er konsistent over store områder, og kan benyttes til arealstatistikk som grunnlag for nasjonale prioriteringer. Ulemper er at den fanger lite økologisk kompleksitet eller lav grad av forringelse, gir upresis avgrensning, og sjeldent er presis nok for prosjektplanlegging på kommunalt nivå.

Veien videre

Vår generelle anbefaling er at man på nasjonalt nivå jobber med å utvikle en kartløsning for terrestriske, marine, og akvatiske økosystem som innehar kartlag/informasjon på følgende nivå: (1) Naturenhet (f.eks. avgrenset naturtype), (2) Forringelsesgrad, og derav restaureringspotensial for naturenhet (3) Restaurerbarhet for naturenhet. Kartløsningen må også vise om vi har tilstrekkelig kunnskapsgrunnlag innenfor et gitt areal til at identifikasjon er mulig. For nivå 1 og 2 har vi gjennom denne utredningen vist en mulig tilnærming, som må utvikles og forbedres gjennom oppfølgende arbeid. Nivå 3 kan trolig ikke løses gjennom kartlag, men kan innebære utarbeidelse av restaureringsplaner, bl.a. som en integrert del av planarbeid på kommunalt eller fylkeskommunalt nivå. Det er imidlertid vår anbefaling at det settes krav til at slike restaureringsplaner skal linkes opp til den nasjonale portalen, og at det etableres et system for å registrere måloppnåelse i realiserte restaureringsprosjekt, der dette i siste omgang leder til et nytt kartlag til portalen som viser "areal under restaurering". På denne måten vil man i prinsippet kunne opparbeide et komplett system for å identifisere og estimere samlet areal med restaureringspotensial innen ulike økosystem, planlegge og gjennomføre restaurering, og estimere samlet areal som har blitt restaurert innen ulike økosystem. Dette vil da kunne fungere som et verktøy til å gjennomføre og dokumentere restaurering i tråd med

målsetningene i naturavtalen. Det er verdt å merke seg at vi allerede har et lignende system innenfor akvatiske og kystnære marine økosystem, dvs. Vann-nett, som kan videreutvikles og forbedres. Man kan dermed benytte Vann-nett som «modell» i utviklingen av det nye systemet som er spesielt tilpasset naturrestaurering, og som også gjelder terrestrisk miljø og hav fra 1-12 nm utenfor kysten.

Bedre og mer presis kunnskap over større areal er en forutsetning for å kunne utvikle en fungerende nasjonal portal. Det er flere muligheter for å tilføre mer kunnskap i årene som kommer foruten de nasjonale satsingene som allerede er etablert, spesielt gjennom NiN-kartlegging etter Miljødirektoratets instruks. Her følger en kort gjennomgang av mulige tilnærminger:

Ekspertbasert/lokalkjent tilnærming og Folkeforskning

De fleste kommuner har gjerne flere resurspersoner med mye kunnskap om naturmangfoldet i kommunen. Dette kan være alt fra kommuneansatte, lokale fagpersoner, eller personer som har brukt naturen lokalt i en årrekke. En systematisert innhenting av slik kunnskap vil kunne gi mye informasjon om lokale forhold. Tilnærmingen kan være å invitere regionalt forankrede fagpersoner og lokalkjente (f.eks. fylkesmenn, naturforvaltere, forskere, interesseforeninger (Birdlife, Botanisk forening) til å identifisere forringede og restaurerbare arealer. Dette må ikke nødvendigvis være fagfolk, men kan for eksempel være intervjuer med lokalkjente tur-/naturinteresserte som har bodd lenge et sted (for eksempel spørreskjema om hvilke naturområder som har endret seg, og hvordan).

Det er også mulig å involvere alle innbyggere i en mer folkeforskningsbasert tilnærming. Dette kan for eksempel være ved å utvikle en løsning for innmelding av forringet natur, eller arealer som ansees til å ha potensiale for restaurering. En slik løsning kan for eksempel være en nettside eller en app. Flere slike apper og initiativ eksisterer allerede, for eksempel barrierTracker (amber) som lar brukerne registrere vandringshinder, eller natur i endring (NHM) som lar brukerne registrere tregrensen. Sabima arrangerer hvert år “den store artsjakten” som et initiativ og en dugnad til å øke artsregistrering fra private i Artsobservasjoner. I Oslofjorden er den såkalte lurvejakten etablert, hvor privatpersoner oppfordres til å identifisere utbredelse av lurv ([Oslofjordens friluftsråd-kartlegging av lurv](#)). Lokale organisasjoner som for eksempel Norsk zoologisk forening, Norsk botanisk forening, eller lokale dykkerklubber, har ofte medlemmer som besitter stor arts kunnskap og kan være grupper som kan bidra med å samle inn data for ulike typer artsregistreringer.

Utfordringen ved en slik tilnærming vil først og fremst være å systematisere og standardisere både prosessen med å innhente kunnskap, men også å strukturere selve informasjonen på en slik måte at den kan benyttes i direkte planarbeid. Videre vil en slik metode ha flere bias, og da særlig en risiko for subjektive tilbakemeldinger basert på egeninteresser. Folkeforskningsbaserte løsninger vil ha en risiko for feilaktig rapportering grunnet sabotasje, manglende kunnskap osv. Slike innmeldingsløsninger bør derfor ha en metode for kvalitetssikring av data, enten av fagpersoner eller basert på KI. Videre bør denne type data kombineres med feltbasert kontroll (se neste punkt).

Feltbasert kartlegging

Slik vår sammenstilling av tilgjengelige kartlag har vist, er det en gjennomgående utfordring at store arealer ikke er undersøkt i felt, og er dermed uten data til vurdering av type natur eller graden av forringelse, utenom det som eventuelt er tilgjengelig gjennom fjernmåling. Det er derfor

hensiktsmessig å gjennomføre målrettet feltkartlegging enten basert på lav datatilgang, prioriterte naturområder, eller basert på informasjon innsamlet gjennom lokale eksperter og folkeforskning. En slik feltkartlegging kan ha som formål å verifisere innsamlet data (bakkesannhet) ved å ta tilfeldige stikkprøver, eller en mer systematisk tilnærming der en forsøker å danne seg et representativt bilde på overordnet nivå (interpolering). En slik kartlegging må ha klare retningslinjer for hva som skal kartlegges, og hvordan en kan tallfeste forringelse, restaureringspotensiale etc. Vi kan si at fordelene med en slik tilnærming er høy presisjon og legitimitet, mens ulempene er høye kostnader og at det er arbeidskrevende å dekke store arealer.

Overordnet tilnærming / kombinasjon av informasjonsinnhenting

De ovenfornevnte metodene kan kombineres for å øke kunnskapsgrunnlaget, og for å gi bedre data til den overordnede GIS-analysen:

1. Grov nasjonal screening med overlags-/fjernanalyse og modellering
2. Finkornet lokalkunnskap gjennom folkeforskning og ekspert- /lokalkjente input
3. Feltverifisering i nøkkelområder
4. Kunnskapen fra 2 og 3 kan mates tilbake som et datalag i punkt 1. Dette krever at data er systematisk innsamlet, logisk sammenstilt og presist kartfestet.

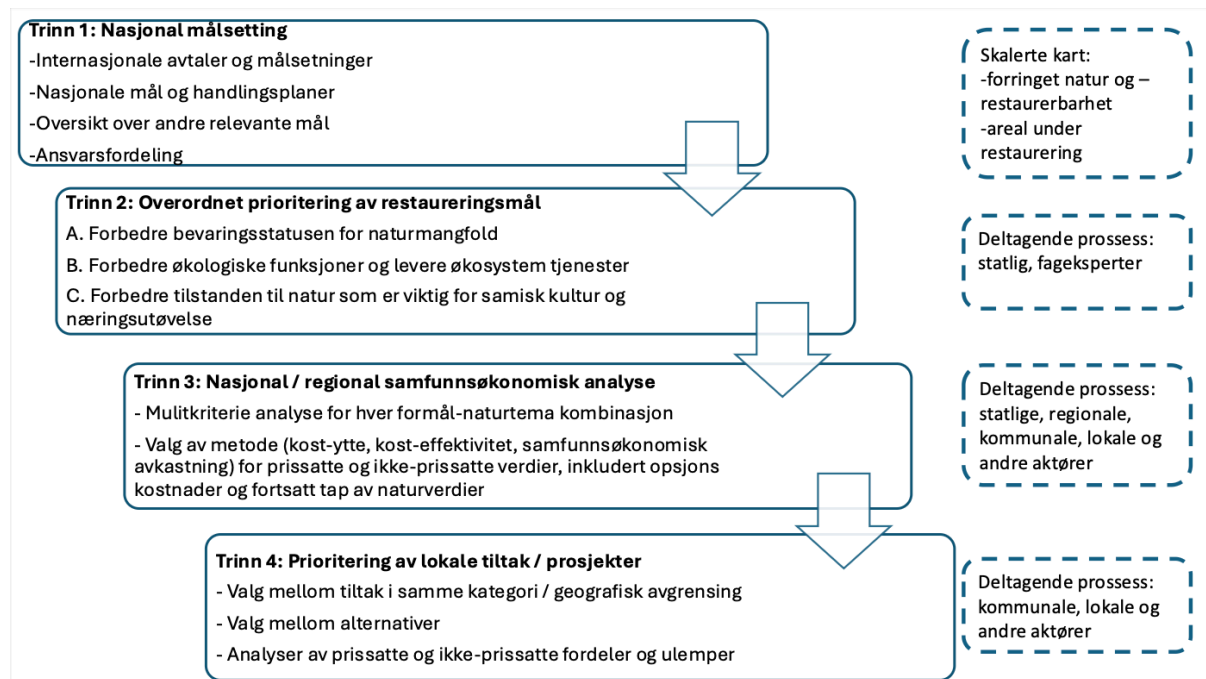
For marint miljø vil det være nødvendig med tilnærminger som skiller seg noe fra det som er mulig i terrestrisk og akvatisk miljø. Ved identifikasjon av forringet natur i marine økosystemer vil det være særlig viktig å oppdatere med ytterligere kartinformasjon når dette blir tilgjengelig, siden kunnskapsnivået er lavt. Det marine miljøet er generelt dårlig kartlagt, og man har for liten kunnskap om utbredelsen av marine økosystemer og naturtyper i dag (Kartverket.no). Instruks for kartlegging av marine naturtyper publiseres i 2026 (Miljodirektoratet.no). Kartleggingsresultater etter instruks vil gi stedfestet informasjon om naturtypene i tillegg til lokalitetskvalitet som igjen kan gi mer detaljert informasjon om hvorvidt det er behov for restaurering. Kartlegging etter instruks vil imidlertid ta tid, og det vil være behov for ytterligere metoder for å få en mer heldekkende oversikt over marin natur. Det er et pågående arbeid med utvikling av heldekkende kart for marine økosystemer i forbindelse med arbeidet med naturregnskap (Naturregnskap - miljodirektoratet.no). Dette er viktig å inkludere i videre arbeid. NIVA har i de senere årene opparbeidet en droneinfrastruktur (Discover Seabee : SeaBee), som ved bruk av droner og oppskalering til satellittbilder kan bidra til mer heldekkende informasjon om kystnære økosystemer. Resultatet av dette vil gi prediksjonskart om ulike naturtyper som kan benyttes i en fremtidig kartløsning.

Samfunnsnyttene av naturrestaurering

Samfunnsnyttene av naturrestaurering kan vurderes ved å veie fordeler (gevinst eller positive verdier) og ulemper (tap, kostnader og negative konsekvenser) opp mot hverandre. Vår foreslåtte tilnærming beskriver formål, ansvar og metoder på nasjonalt, regionalt og lokalt nivå, hvor vi søker å etablere terskler for når overordnede utredninger om samfunnsnytte og deretter detaljerte samfunnsøkonomiske analyser er nødvendige.

Vi har presentert og sammenlignet noen av metodene for prioritering, og noen relevante eksempler på verdsetting av natur i Norge. En prioriteringsmodell for restaureringstiltak bør ha generelle, førende prinsipper: den bør ivareta og prioritere truet natur; den bør fremme lokal forankring; den

bør inkludere tverrfaglig kunnskap. Deretter må den kunne tilpasses politiske mål og juridiske føringer, og generelt søke å optimalisere både samfunnsnytte og kostnadseffektivitet. De fire trinnene er oppsummert i figur 16.



Figur 16. Foreslått fire-trinns tilnærming for prioritering av tiltak hvor det gir best nytte til samfunnet. Bokser med stiplet linje sier noe om forventet prosess for best resultat på hvert trinn.

Samfunnsøkonomiske analyser bør følge instruksene fra Direktoratet for forvaltning og økonomistyring (DFØ, 2024), rundskriv R-109 (2021) og veileder 2024. Vi har lagt fram en trinnvis tilnærming med fire hovedtrinn: nasjonal målsetting og rammeverket for restaurering; prioritering av restaureringsmål; overordnede multikriterieanalyser på nasjonalt og regionalt nivå for å prioritere økosystemer og geografiske områder; og lokal prioritering, justering og valg av alternativer.

Å definere restaureringsmålene er et viktig steg i arbeidet med å prioritere innsatsen:

- Å forbedre bevaringsstatusen for naturmangfold og naturtyper og arter av bevaringsverdi, som for eksempel verneområder, truede eller sårbare naturtyper og arter, men også økologiske strukturer på landskapsnivå og kulturlandskap med stor biologisk verdi.
- Å forbedre økologiske funksjoner i sentrale økosystemer for å sikre leveransen av økosystemtjenester som klimaregulering, flom- og stormdemping, vannkvalitet eller rekreasjon.
- Å forbedre tilstanden til natur som er viktig for samisk kultur og næringsutøvelse, og som har særlige verdier knyttet til tradisjonell bruk og identitet.

Målene for restaurering bør være basert på økologiske, sosioøkonomiske og kulturelle kriterier, og vil sannsynlig variere mellom ulike regioner eller lokalsamfunn. Det er derfor viktig å involvere relevante interessenter aktivt i prosessen med å fastsette restaureringsmål og målsettinger fra et tidlig stadium. Tilnærmingen bør være slik at den kan oppdateres over tid, for eksempel ved å muliggjøre integrasjon av ny informasjon som kan bidra til mer presise beslutninger.

9 Referanser

Nettsider er referert med direkte link gjennom rapporten, og ikke listet her. Dvs. at referanselisten primært inkluderer skriftlige rapporter og artikler.

- Bakkestuen, V., Dervo, B., Bærum, M. & Erikstad, L. (2022). Prediksjonsmodellering av naturtyper i ferskvann. NINA Rapport 2079. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2983607>
- Barton, D.N., Stange, E.E., Blumentrath, S. & Traaholt, N.V. (2015). Economic valuation of ecosystem services for policy: A pilot study on green infrastructure in Oslo. NINA-rapport 1114.
- Bekkby, T., Moy, F. E., Olsen, H., Rinde, E., Bodvin, T., Bøe, R., et al. (2013). "The Norwegian Programme for Mapping of Marine Habitats – Providing Knowledge and Maps for ICZMP," in Global Challenges in Integrated Coastal Zone Management. Eds. E. Moksness, E. Dahl and J. Støttrup. Oxford, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 19–30. doi: 10.1002/9781118496480.ch2
- Bekkby m.fl. (2021). Forslag til forvaltningsrelevante marine naturenheter. NIVA Rapport L.NR. 7672-2021.
- Bekkby, T., Rinde, E., Kvile, Ø.K., Brkljacic, M.S., Thormar, J., Mjelde, M., Gitmark, J.K., Moy, S.R., Schneider, S., Oug, E. (2022). Forslag til variabler for økologisk kvalitet for lokaliteter av forvaltningsrelevant marin natur. NIVA-rapport: 7797-2022.
- Blindheim, T. Gammelmo, Ø. Jensen, H.L. og Bendiksen, E. (2022). Økologiske korridorer og områder med særlig store naturverdier i Marka i Oslo kommune. Biofokus rapport 2022-115. Stiftelsen Biofokus. Oslo.
- Boza, Miljkovic & Zizovic, Malisa & Petojević, Aleksandar & Damljanović, Nada. (2017). New weighted sum model. Filomat. 31. 2991-2998. 10.2298/FIL1710991M.
- Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P., Dolan, M. F., & Holte, B. (2015). The MAREANO programme—A full coverage mapping of the Norwegian off-shore benthic environment and fauna. *Marine Biology Research*, 11(1), 4-17.
- Buhl-Mortensen, P. (2017). Coral reefs in the Southern Barents Sea: habitat description and the effects of bottom fishing. *Marine Biology Research*, 13(10), 1027–1040. <https://doi.org/10.1080/17451000.2017.1331040>
- Bögelsack, K. Hodnesdal, H. Lillethun, A., Lund, C.W. Nordhus, G.A.H. Rudolph-Lund, W.C. Marquez, J.F. Aasheim, T. Abotnes, A.M. Toynbee, F. Diesing, M. Lepland, A. (2025). Data- og kunnskapsevaluering for økosystemkart til bruk i marint naturregnskap. Kartverket rapport 19/04811-22. M-2933.
- Danovaro, R., Aronson, J., Bianchelli, S. et al. Assessing the success of marine ecosystem restoration using meta-analysis. *Nat Commun* 16, 3062 (2025). <https://doi.org/10.1038/s41467-025-57254-2>
- Direktoratet for naturforvaltning (2007). Kartlegging av marint biologisk mangfold. DN Håndbok 19-2001 Revidert 2007. 51 s
- Direktoratet for forvaltning og økonomistyring (DFØ) (2024-2025). Veiledner for utredning av statlige tiltak. Direktoratet for forvaltning og økonomistyring. Dato: 18.10.2024 | Sist oppdatert: 03.06.2025.
- Det Kongelige Finansdepartement (2021). Rundskriv R-109, Prinsipper og krav ved utarbeidelse av samfunnsøkonomiske analyser. <https://dfo.no/fagomrader/utrede-statlige-tiltak>
- Eger, A. M., Earp, H. S., Friedman, K., Gatt, Y., Hagger, V., Hancock, B., Kaewsrihaw, R., McLeod, E., Moore, A. M., Niner, H. J., Razafinavio, F., Sousa, A. I., Stankovic, M., Worthington, T. A., Bayraktarov, E., Saunders, M., Vergés, A., & Reeves, S. (2022). The need, opportunities, and challenges for creating a standardized framework for marine restoration monitoring and reporting. *Biological Conservation*, 266, 109429.
- European Union (2025). Rules for national restoration plans, 2025/912, Commission Implementing Regulation - Official Journal of the European Union. L Series. 20.05.2025.

Nilsen, E.B., Simensen, T., Singasaas, F.T., Eriksen, L.F., Stokland, H., Sutcliffe, T.E., Kolstad, A., Pilotto, F. & Grainger, M. (2024). Effekter av arealbruk og arealbruksendringer på biodiversitet, økosystemtjenester og karbonlagring i Norge. Et systematisk kart og beslutningsstøtteverktøy. NINA Rapport 2472. Norsk institutt for naturforskning.

Erikstad, L., Blumentrath, S., Bakkestuen, V., Halvorsen, R. (2013). Landskapstypekartlegging som verktøy til overvåking av arealbruksendringer. NINA Rapport 1006: 41 s.

Framstad, E., Bryn, A., Dramstad, W. & Sverdrup-Thygeson, A. (2018). Grønn infrastruktur. Landskapsøkologiske sammenhenger for å ta vare på naturmangfoldet. NINA Rapport 1410. Norsk institutt for naturforskning.

Framstad, E., Czúcz, B., Schartau, A.K., Simensen, T., Nybø, S. & Sandvik, H. (2023). Naturregnskap og økologisk tilstand: Samsvar mellom fagsystemet for økologisk tilstand, vannforskriften, FNs rammeverk og EUs forslag til naturregnskap. NINA Rapport 2327. Norsk institutt for naturforskning

Hagen, D. Skrindo, A.B. (red.). (2010). Håndbok i økologisk restaurering. Forebygging og rehabilitering av naturskader på vegetasjon og terreng. 95 s. Forsvarsbygg.

Infantes, E. Rinde, E. Kvile, K.Ø. (2022). Restaurering av ålegrasenger. En praktisk veileder for Oslo kommune. NIVA Rapport 7693-2022

Iversen, E. K., Grimsrud, K., Lindhjem, H. & Navrud, S. (2024). Mountains of trouble: Accounting for environmental costs of land use change from tourism development. *Tourism Management*, 102, 104870.

Jakobsson, S., Pedersen B., (2020). Naturindeks for Norge 2020. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. NINA Rapport 1886. Norsk institutt for naturforskning.

Kleiven, Alf & Thorstensen, Helene & Norderhaug, Kjell & van der Meeren, Gro & Dunlop, Katherine & Thorbjørnsen, Susanna & Fernández Chacón, Albert & van der Meeren, Terje & Moland, Even & Skern-Mauritzen, Mette & Jørgensen, Lis & Haarr, Marthe. (2024). HVOR GODT FUNGERER MARINE BEVARINGSOMRÅDER? EN LITTERATURSTUDIE. 10.13140/RG.2.2.29865.30562.

Klima- og miljødepartementet (2021). Helhetlig tiltaksplan for en ren og rik Oslofjord med et aktivt friluftsliv. Publikasjonskode: T-1571 B, opplag 150.

Klima- og miljødepartementet (2025). Nasjonale føringer for arbeidet med å oppdatere de regionale vannforvaltningsplanene. Referansenummer 25/720 i brev.

Klima- og miljødepartementet (2025). T 2/16, Nasjonale og vesentlige regionale interesser på miljøområdet – klargjøring av miljøforvaltningens innsigelsespraksis.

Kotiaho, J.S. Kuusela, S. Nieminen, E. Päivinen, J. og Moilanen, A. (2016). Framework for assessing and reversing ecosystem degradation. Report of the Finnish restoration prioritization working group on the options and costs of meeting the Aichi biodiversity target of restoring at least 15 percent of degraded ecosystems in Finland. Reports of the Ministry of the Environment, Finland.

Kvile, K.Ø., Infantes, E., Skjellum, S.F., Platjouw, F.M., Rinde, E. (2022). Potensiale for restaurering og reintroduksjon av ålegrasenger i Oslofjorden, og mulighetene dette kan gi for klimatilpasning, karbonopptak og lagring. NIVA-rapport: 7692-2022.

MAREANO. Årsrapport (2023). Nettside: <https://mareano.no/resultater/arsrapporter/2023>

Marquez m.fl. (2024). Liste over forvaltningsrelevante naturenheter. Rapport fra havforskningen. 2024-53.

Miljødirektoratet (2023). Etablering av naturregnskap. M-2599

Miljødirektoratet (2024). Kartleggingsinstruks: Kartlegging av terrestriske naturtyper etter NiN2 (M-2209).

Miljødirektoratet (2025). Notat. Restaurering av natur – gjennomgang av eksisterende og behov for nye juridiske virkemidler for å øke omfanget av naturrestaurering.

Miljødirektoratet (2025, 13. juni): *Veileder for klassifisering av miljøtilstand i kyst- og ferskvann*. [Veileder for klassifisering av miljøtilstand i kyst- og ferskvann](#)

- Miller, K. I., Balemi, C. A., Bell, D. R., Blain, C. O., Caiger, P. E., Hanns, B. J., Kulins, S. E., Peleg, O., Spyksma, A. J. P. & Shears, N. T. (2024). Large-scale one-off sea urchin removal promotes rapid kelp recovery in urchin barrens. *Restoration Ecology*, 32(1), e14060.
- Norderhaug, K.J., Brandt, C.F., Espeland, J.A., Christensen-Dalsgaard, S., Ohldieck, M.J., Christiaan van Son, T., Knutsen, J.A., Moy, F., Steen, H. (2021). BÆREKRAFTIG TARETRÅLING - Vurdering av bærekraftskriterier ved Vikna. Rapport fra havforskningen: 2021-46.
- Norderhaug, K. M., Nedreaas, K., Huserbråten, M., & Moland, E. (2021). Depletion of coastal predatory fish sub-stocks coincided with the largest sea urchin grazing event observed in the NE Atlantic. *Ambio*, 50(1), 163-173.
- Norsk nettverk for blå skog (NBFN) (2025). Hva må gjøres for å få tareskogen tilbake i Nord-Norge? Tromsø konferanse Rapport.
- Olsen, S.L., Rusch, G.M., Kvakkestad, V., Rønningen, K., Rørstad, P.K., Venter, Z. og Nordén, B (2020). Restaurering av edelløvskog: fortidens skog er fremtidens skog. NINA temahefte 77.
- Olsen, S.L., Åström, J., Hendrichsen, D., Bjerke, J. W., Blaaid, R., Töpper, J. & Bakkestuen, V. (2017). Fremmede karplanter i Norge: modellering av introduksjonsområder og nåværende utbredelse. – NINA Rapport 1393. 116 s
- Panzacchi, M., van Moorter, B., Sydenham, M.A.K., Horntvedt Thorsen, N., Niebuhr, B.B., Stange, E., Jansson, U., Nordén, B, Hofgaard, A., Rusch, G., Rolandsen, C. & Solberg E. (2024). Nasjonal kartlegging av grønn infrastruktur. De første nasjonale kartene for solitære bier, elg, edellauvskog og andre treslag. NINA Rapport 2371. Norsk institutt for naturforskning.
- Panzacchi, M., van Moorter, B., Tveraa, T., Rolandsen, C. M., Gundersen, V., Lelotte, L., A., Dos Santos, B. B. N., Bøthun, S. W., Stien, A., Andersen, R., Strand, O. (2022). Statistisk modellering av samlet belastning av menneskelig aktivitet på villreinområder. Identifisering av viktige leveområder og scenarioanalyser for konsekvensutredning og arealplanlegging. NINA Rapport 2189. Norsk institutt for naturforskning.
- Pattison-Williams, John. K., Wanhong Yang, Yongbo Liu, Shane Gabor, (2017) Riparian wetland conservation: A case study of phosphorous and social return on investment in the Black River watershed, Ecosystem Services, Volume 26, Part B, 2017, Pages 400-410
- Rinde, E., Gitmark, J.K., Kile, M.R., Moy, S., Fagerli, C.W., Bekkby, T. (2024). Hva er lurv? Er all lurv indikator for dårlig økologisk tilstand? NIVA-rapport: 7968-2024.
- Rusch, G.M., Engen, S., Friedrich, L., Hindar, K., Krøgli, S.O., Immerzeel, B., Solberg, E., Köhler, B., Dramstad, W., Venter, Z., Spielhofer, R., Stange, E. & Barton, D.N. (2024). Økosystemtjenester i naturregnskap etter FN-standard i Norge. Vurdering av biofysiske modeller og datagrunnlag. NINA Rapport 2343.
- Skrindo, A.B., Simensen, T., Jansson, U., Bakkestuen, V., Dervo, B., Hagen, D., Mehlhoop, A.C., Museth, J. & Singaas, F.T. (2023). Restaurerbar natur Nordre Follo. NINA Rapport 2314. Norsk institutt for naturforskning
- Skrindo, A.B., Heggland, A., Hjermsstad-Sollerud, H., Bargmann, T., Bernitz, P., Galaaen, J.S., Wyspianska, A., Myklebost, H. & Jokerud, M. (2024). Nedlegging av gamle fylkesvegparceller og restaurering av natur. NINA Rapport 2490. Norsk institutt for naturforskning.
- Strand, H. K., Christie, H., Fagerli, C. W., Mengede, M., & Moy, F. (2020). Optimizing the use of quicklime (CaO) for sea urchin management—a lab and field study. *Ecological Engineering*, 143, 100018.
- Statistisk Sentralbyrå (2023). Økonomiske analyser 1/2023, Kapittel 6: Klima, arealbruk og økosystemregnskap. ISSN 1504-5625
- Steel, C., Eckbo, N., Renman, Å., (2021) Ressursbehovet for restaurering av natur i Norge. Sabima
- Stortinget (2024). Meld. St. 21 (2023-2024), Innst. 375 S (2023- 2024). <https://www.stortinget.no/no/Saker-og-publikasjoner/Saker/Sak/?p=98342>
- Stortinget (2024). Stortingsmelding 35 (2023-2024). Bærekraftig bruk og bevaring av natur. Norsk handlingsplan for naturmangfold. 218 s.

Stortinget (2015). Meld. St. 14 (2015–2016) Melding til Stortinget. Natur for livet Norsk handlingsplan for naturmangfold. Lenke: [Meld. St. 14 \(2015–2016\)](#)

Synnes, A. E. W., Olsen, E. M., Jorde, P. E., Knutsen, H., & Moland, E. (2023). Contrasting management regimes indicative of mesopredator release in temperate coastal fish assemblages. *Ecology and Evolution*, 13(12), e10745.

Sørensen, E.T., Rinde, E. (2022). Manual for villgjøring av urbane sjøområder. Urbant HAV og Norsk institutt for vannforskning.

TEEB (2010) The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.

Thaulow, H., Nesheim, I., Barkved, L., (2016) Hydropower in Norway. An overview of key tools for planning, licensing, environmental impacts and mitigation measures. NIVA Rapport L.7065-2016

Uglem, I., Dervo, B., Mjelde, M., Schartau, A. K. and Svenning, M. (2018) Forest. Norwegian Red List of Ecosystems 2018. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken.

Velle, L.G., Thorvaldsen, P., Kvamme, M. og Vandvik, V. (2023). Kart over potensiell utbredelse for kystlynghei.

Wehn, S., Arff, J., Buvarp, S., Frøland, S.L., Jenssen, Ø.W., Kallioniemi, E., Leh, L.N., Pedersen, T.K., Sanouiller, K. og Skarset, S. (2024). Restaurerbar natur i Trondheim kommune 2024. Multiconsult rapport.

World Economic Forum, (2023). Nettside.

Zahawi, R. A., Reid, J. L., & Holl, K. D. (2014). Hidden costs of passive restoration. *Restoration Ecology*, 22(3), 284-287.

Vedlegg 1 - Metode for en grid-basert romlig analyse av kunnskapsgrunnlag

Her gjennomgås en mulig metode for å estimere kunnskapsnivået for forringelse, naturmangfold og restaureringspotensiale i kart. Det analytiske rammeverket tar for seg hele Norges land-areal og ut til 12 nautiske mil. Vi har på dette tidspunkt ikke inkludert Svalbard og Jan Mayen. Vi har etablert et 1 x 1 kilometer grid i SQL, lagret som `sl_shka.ssb1000_flare`.

Sammenstilling av datasett

Tabell V1 viser terrestriske, limniske og marine kartlag som er vurdert for metoden. Kolonnen *Inkludert* viser om de er tatt med videre i arbeidet. Vårt forslag er at hvert av disse kartlagene vurderes av en ekspertgruppe ved videreutvikling av metoden og gis en score (1-10) på kvaliteten på datasettet for naturmangfold og grad av forringelse. Her har vi i dette eksempelet gitt score basert på en liten gruppe eksperter, men for å redusere subjektivitet bør dette gjennomføres i en større ekspertgruppe med en Analytic Hierarchy Process (AHP). Lagene som er gitt «Nei» under Kvalitet (f.eks. Vannkraft, Sårbare biotoper) er logget for å kunne inkluderes i framtidige versjoner, men er ikke inkludert i denne versjonen.

Tabell V1: Oversikt over alle geografiske datasett som inngår i grunnlagsanalysen, med tematisk rolle og de ekspertvurderte naturmangfold (N) og forringelsesscorene (D) på en skala fra 0 til 10.

Flaggkolonne	Datasett (type kart)	Tematisk rolle	Inkludert	N	D
Terrestrisk					
har_ar5	AR5 arealdekke	Miljøvariabel	Ja	2	4
har_klb	Kalkinnhold i berggrunn	Miljøvariabel	Ja	5	1
har_gjn	Gjengroing	Påvirkning (press)	Ja	5	7
har_art	Artskart – Rødlistearter	Naturverdi	Ja	8	2
har_art_frem	Artskart – Fremmede arter	Påvirkning (press)	Ja	2	8
har_nskg	Naturskog V1	Naturverdi / Forringelse	Ja	6	6
har_frg	Forurensset grunn	Påvirkning (press)	Ja	1	6
har_gsk	FKBGrønnstruktur	Naturverdi	Ja	4	6
har_nin	NiN naturtyper på land	Naturverdi / Forringelse	Ja	10	10
har_hb13	DN13 naturtyper	Naturverdi	Ja	6	4
har_sr16	SR16 (SATskog treslag)	Miljøvariabel	Ja	3	3
har_hytta	Hytter (Bygningsregister)	Påvirkning (press)	Ja	5	5
har_fll	Friluftsanlegg/tilrettelegging	Blandet	Ja	5	5
har_gmyr	Drensrøfter i myr	Forringelse	Ja	2	8
har_barr	Amber Barrier Atlas	Påvirkning	Ja	3	10
har_flom	NVE fagdata	NVE 100ar flom	Ja	1	1
har_hydro	Vannføring	Naturverdi	Nei	2	8
Marint					
	Vann-nett	Alle	Nei	2	8
mar_har_dn19	DN Håndbok 19	Naturverdi	Ja	6	4
mar_har_mlskp	Marine landscape		Ja		
	Sårbare Biotoper	Naturverdi	Nei	10	1
	Korallrev	Naturverdi	Nei	10	1

mar_har_tspor	Trålspor	Påvirkning	Ja	1	10
mar_har_akul	Akvakultur	Påvirkning	Ja	1	10
mar_har_thfelt	Tare Høstefelt	Påvirkning	Ja	1	10
	Petroleumvirksomhet	Påvirkning	Nei	1	10
mar_har_hvdata	Havner	Påvirkning	Ja	1	10
mar_har_rar	Rødlistearter	Naturverdi	Ja	8	2
mar_har_far	Fremmedarter	Påvirkning	Ja	2	8
mar_har_svo	Særlig verdifulle områder (SVO)	Naturverdi	Ja	6	1
	Marine verneområder (MPA)	Naturverdi	Nei	6	1

Hver 1 x 1 km rute inneholder:

- gid – hovednøkkel
- ssbid – Statistics-Norway rute-id
- geom – polygon geometry
- ett boolsk flag (har_*, mar_har_*) per datasett, satt til 1 hvis deler av laget faller innenfor ruta, 0 hvis det ikke gjør det.
- Terrestriske (har_*) og akvatiske / marine (mar_har*) datasett behandles for seg, med produksjon av to parallelle indeksskart.

For hver grid-rute **g**, utregnes to komplementære indekser

$$I_{biog} = \sum_d N d p_{g,d} \sum_d N d l g_{bio} = \sum_d N d p_{g,d} \sum_d N d$$

$$I_{deg} = \sum_d D d p_{g,d} \sum_d D d l g_{deg} = \sum_d D d p_{g,d} \sum_d D d$$

hvor $p_{g,d}$ representerer 0/1 flagger tilstedeværelse. Alle indeksverdier er fra 0 to 1

0 – no relevant data in the cell / ingen relevante data i ruten

1 – all selected datasets present / alle datasett er representert i ruten

Feltene idx_bio og idx_deg legges til sl_shka.ssb1000_flate og SQL UPDATE.

Estimatene for datakvalitet på biologisk mangfold og forringelse plottes da i kart basert på matrisen

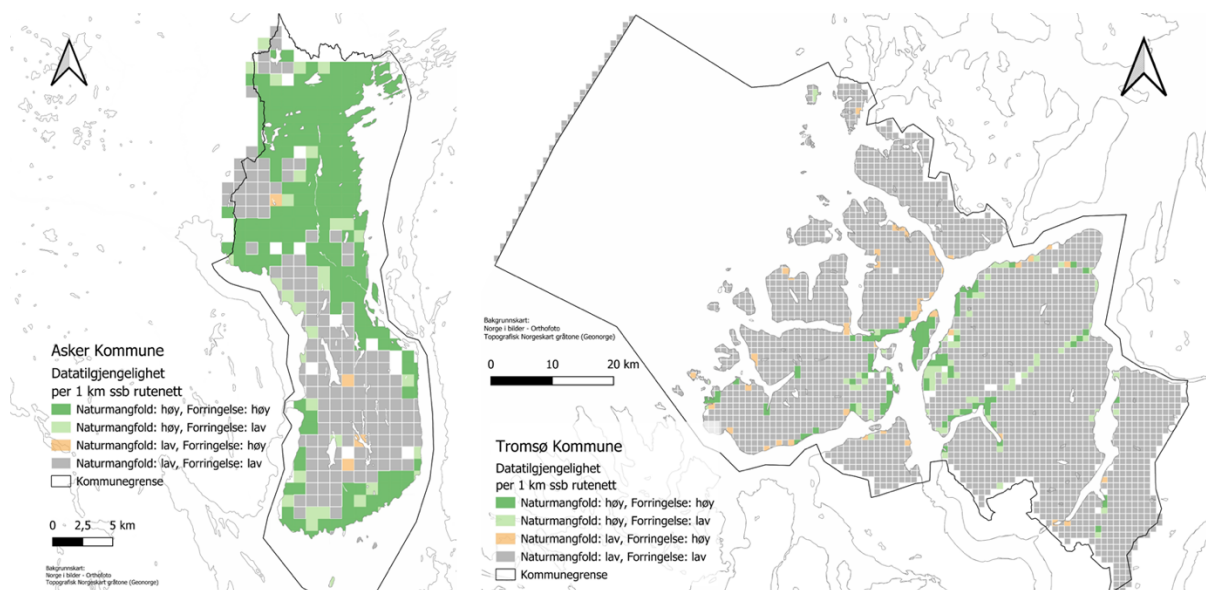
Høy-Høy: Naturmangfold > 0,5, Forringelse > 0,5

Høy-Lav: Naturmangfold > 0,5, Forringelse < 0,5

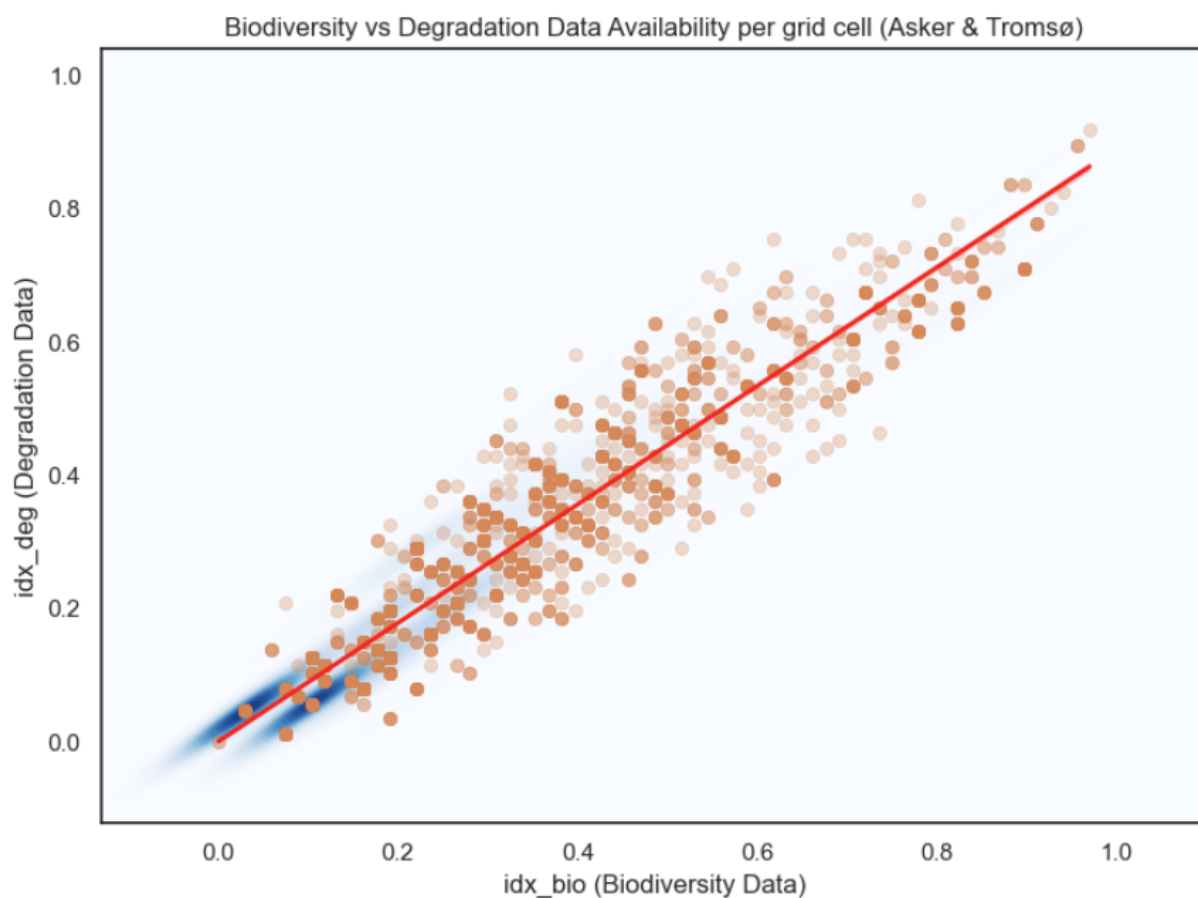
Lav-Høy: Naturmangfold < 0,5, Forringelse > 0,5

Lav-Lav: Naturmangfold < 0,5, Forringelse < 0,5

der vi har delt datasettet ved 0,5 for å angi høy eller lav kvalitet. Vi testet også en strengere tilnærming med en grense på 0.75 for å angi høy kvalitet, men det kamuflerte mye av variasjonen i kartet. Figur V1 viser hvordan disse kartene ser ut for landsystemer for de to eksempelkommunene vi har inkludert. Det var gjennomgående tydelig sammenheng mellom kunnskap om naturmangfold og grad av forringelse i de to kommunene, men samtidig en del variasjon (Figur V2).



Figur V1. Illustrasjon av kvalitet på kartfestet kunnskapsgrunnlag for naturmangfold og grad av forringelse basert på et utvalg kartlag fra tabell V1. Tilsvarende har en kart for marine områder.



Figur V2. Sammenhengen mellom kunnskapsgrunnlaget om naturmangfold og grad av forringelse på 1x1 km grid-nivå i de to eksempelkommunene Asker og Tromsø.

Vedlegg 2 - Referat fra workshop

Innspill til Oppdrag 20- Restaureringsareal i Norge, en tilnærming til kartlegging og prioritering. 15. mai 2025

Workshopen ble avholdt på Miljødirektorates kontorer i Grensesvingen 7, Oslo, med mulighet for digital deltagelse. Invitasjon ble sendt til om lag 70 potensielle deltagere fra organisasjoner rundt i landet. Det var 22 deltagere til stede i lokalet, og 17 deltagere digitalt. Oppsummert var følgende organisasjoner og 39 deltagere til stede.

Et utkast på tilnærming ble delt deltagere dagen før workshopen, og så presentert av prosjektgruppen. Tilbakemeldinger og innspill ble mottatt i plenum, og i temagrupper for terrestrisk/ landskapsøkologiske sammenhenger og marint.

Vi takker for alle innspill, og for en engasjerende og innsiktsrik dialog. Vi håper at dialogen vil fortsette i utviklingen av en nasjonal tilnærming og utvikling av metode. Dagsorden, presentasjon og deltagerliste er vedlagt.

Deltagelse:

Organisasjon	Antall totalt: 39
Miljødirektoratet	12
Nordre Follo kommune	2
Trondheim kommune	2
Akershus fylkeskommune	2
Havforskningsinstituttet	2
Fiskeridirektoratet	1
NINA	1
Sabima	2
Dokkadelta	1
Norconsult	1
Asplan Viak	1

Prosjektgruppen

NaturRestaurering AS	4
NIVA	6
NIBIO	3

Generell tilbakemelding på presentert materiale

Det ble diskutert rundt hvem som er tiltenkte brukere av foreslåtte løsninger. Miljødirektoratet har anmodet at det forventes flere bruksområder som rapportering mot internasjonale avtaler, nasjonale mål, prioritering av investering av naturrestaurering som fører til størst nytte for samfunnet. Det ble påpekt at det er fremgangsmåten som er viktig, og at det er flere måter å gjøre det på. En tilnærming kan være å demonstrere datakvaliteten, men også andre ting er relevante å få med.

Nordre Follo rapporten (Skrindo m.fl. 2023) er et viktig arbeid i norsk sammenheng som bereder grunnen for videre tilnærminger. Der presenteres en kartløsning for identifikasjon som gir det verktøyet man trenger for i konkrete plansaker å kunne dytte ansvar for videre kartlegging og planlegging av restaurering over på tiltakshavere. Slik det står i rapportutkastet for Oppdrag 20 er det ikke helt samsvarende med forståelsen som er lagt til grunn i Nordre Follo rapporten.

Prosjektgruppen vil utdype diskusjonen rundt dette. Vi forklarte hvordan prinsipper derfra er lagt til grunn, men at oppgaven er å vurdere tilnærminger, dvs. ikke bare denne men også justerte eller alternative måter å gjøre det på.

En forståelse av usikkerhet i datamateriale/kart er grunnleggende for om vi kan identifisere forringelse. Det ble diskutert rundt hvordan disse kartene ikke svarer ut rundt bestillingen om å identifisere forringede eller ødelagte områder. Det viktige er at slike kart **gir oss bedre forståelse av hvor nyanserte vi kan være i vurderingene**, og hvilken skala som kan benyttes. Er usikkerheten stor og kunnskap om natur og forringelse kun foreligger på grov skala må vi begrense oss til å identifisere forringelse og restaureringspotensiale for *større avgrensede arealer*, og identifikasjonen blir upresis og usikker. Motsatt hvis vi har et godt kunnskapsgrunnlag på naturtyper/ naturmangfold og hvordan tilstand er forringet.

Prosjektgruppen jobber videre med både usikkerheten, og det neste trinnet som går på å identifisere forringet natur. Man vil vurdere både passive og aktive tiltak, og hvilke nivå som bør prioriteres.

For akvatisk er det foreslått at gode grunner må legges til grunn hvis et annet (hoved)kunnskapsgrunnlag enn det som finnes i Vann-nett velges som løsning. Med over 30 000 vannforekomster (elver og innsjøer) allerede avgrenset, karakterisert i elve- og innsjøtyper, klassifisert degradert (økologisk tilstand) og vesentlige påvirkninger identifisert. V-N datasettet gir et godt utgangspunkt, selv om få områder er kartlagt etter NiN Limnisk.

Prosjektgruppen er enig, og vurderer videre utvidelse til å kunne dekke av Norge, landarealer og hav, kunne bruke det samme systemet til slutt. Vann-nett mener jeg fungerer bra teknisk og i stor grad som faglig grunnlag, dekker hele landet.

Oppsummert:

Generelt ble det blant deltakere på workshop påpekt at det for terrestrisk foreligger mulige tilnærminger (Nordre Follo og Trondheim), og at man for akvatisk har Vann-nett som en fungerende kartportal det kan tar utgangspunkt i. For marint er det lite eksisterende å bygge på. Det er viktig med definisjon og konsekvent bruk av begreper.

For den foreslåtte tilnærmingen er det nå valgt å bruke 5 nivåer, som er konsekvent med skalaen i Vann-Nett. Alt som er mindre en GOD er forringet og utgjør utgangspunktet for restaureringsareal. Mange innspill vill bli tatt med i videre arbeid.

Innspill fra kommuner

For å kunne nå naturavtalens mål om 30% restaurering trenger kommuner kartlag som kan brukes lokalt. Dette gjelder både hverdagsnatur og verdifull natur. Et forvaltningsverktøy for å igangsette restaureringsprosjekter, og i arbeid med arealnøytralitet. Kommunene bør tas med i arbeidet når det skal kartlegges for deres område, også fordi kommuner har ulike kartlegginger som ikke ligger i de nasjonale databasene som det kan være nyttig å ta inn i arbeidet. Metodikken for kartleggingen bør derfor ikke bli så rigid at det ikke er mulig med lokale tilpasninger.

Prosjektgruppen er enig og det er tenkt at tilnærmingen skal være både overordnet, og lokalt forankret, samt fleksibelt rigget så ny informasjon og kartlag kan inkluderes.

Viktig å huske at for naturmangfold betyr ikke størrelsen på arealet alt, man må se på kvaliteten på arealet ift. økologisk funksjon. Det er viktig å inkludere funksjonsområder for arter (eks. dammer, gyte- og oppvekstområder for fisk i bekker, hekkeområder). Fint om tilnærmingen vurderer hvordan man håndterer gjenskaping av slike funksjonsområder, og områder som har potensial for det. Det finnes veldig mye info om områder og økologisk potensial i viltkart, rapporter, utredninger etc. Og det er ønske om at et kartverktøy gjør at man får brukt den informasjonen.

Dette er sentralt i oppdraget, og prosjektgruppen mener at en tilnærming bør være en portal der man innhenter all informasjon om natur for et definert område, lignende Vann-nett.

Det er viktig å også inkludere landbruksområder, selv om jordvernet gjelder. Mange slike areal kan ha stort potensial som leveområder for arter, og skal vi ta vare på naturmangfold og arter i tilstrekkelig grad må vi gjenskape leveområder også i landbruksområder (eks. bekker, kantsoner, strandenger, våtmarksområder, osv.). For å få gjennomført restaureringstiltak er grunneierforhold sentralt, kanskje særlig når det gjelder myrrestaurering. Her bør det komme en nasjonal insentiv-ordning.

Landskapsøkologiske sammenhenger diskuteres som tema i tilnærmingen. Grunneierforhold og insentiver vil komme fram ved en trinnvis tilnærming hvor multikriterieanalyser vil påkreve

Viktig og relevant pågående arbeid er Akershus Fylkeskommune *Kunnskapsløft om restaurerbar natur med involvering av barn og unge*. Prosjektet inkluderer syv kommuner og skal gjennomføres i 2025, og utvides med 8 nye kommuner i 2026. Prosjektet inkluderer feltarbeid, som identifiserer områder som prioriteres for restaurering. NINA leder dette arbeidet, med midler fra fylkeskommunen og Sparebankstiftelsen DNB (7,3 millioner).

Prosjektgruppen ser fram til resultatene, og foreslår et bredere samarbeid på nasjonalt nivå når disse foreligger.

Modellerte data kan ofte være vanskelig å forholde seg til på kommunenivå. Blir det for røft og overordna, så har det liten verdi når vi skal planlegge konkrete restaureringstiltak.

Det foreslåes fra prosjektgruppen at detalj fra felt fra kommunene kan legges til modellerte data, at en generell metode or integrering kan utvikles.

Trondheim kommune har i flere år arbeidet med naturrestaurering, og har mye praktisk erfaring på lokalt nivå. Hvis dette arbeidet skal også skal være anvendelig på kommunalt nivå kan man innhente erfaringer fra Trondheim kommunes arbeid med bekker, dammer, kulturlandskap, fremmede arter, funksjonsområder for fugl og et par myrer.

Det er viktig å sette seg konkrete mål for restaureringen, og metoder for å evaluere ift. måloppnåelse. Støtter Sabimas innspill om at naturens egenverdi/ naturkrise/stans tapet av naturmangfold må være sentralt i forhold til hvilke restaureringsprosjekt som prioriteres.

Innspill fra Sabima

Prosjektet og tilnærmingen bør kobles sammen med det som er under utvikling for naturregnskap. De er skeptiske til at økologisk kompensasjon vil kunne inngå i naturregnskapet og dermed åpne for mer nedbygging hvis man restaurerer noe annet. Et kartlag som viser allerede restaurert natur vil også være et viktig kunnskapsgrunnlag for alle aktører som jobber med restaurering. Dette bør inkludere standard informasjon om prosjektet, slik at man kan se til erfaringer og metodikk. Kartlegging etter FNs naturregnskapsmetodikk må bli et krav etter KU-forskriften. Det vil gjøre at vi får kartlagt veldig mye mer areal, som vil gi detaljert kartkunnskap i mye større områder enn i dag. Sabima viste også til utarbeidede høringsinnspill i den sammenheng.

Temagrupper:

Terrestrisk og landskapsøkologi

Det var diskusjon om hvor stor detaljkunnskap man trenger. Det er viktig å komme i gang med prosjekter, tørre å prøve og lære fra det, og være åpen for bruk av andres kunnskap som f.eks. Citizen science og frivillig artskartlegging for å få økt kunnskapsgrunnlag. Dert burde undersøkes om NiN kartlegging kan bli justert så det også inngår informasjon knyttet til restaurering for kartlagte naturtypelokaliteter. Det er også viktig å få inn oversikt over hva som er restaurert/hvor det er gjennomført restaureringstiltak.

Erfaring fra Nordre Follo viser at ved å kombinere flere kartlag øker presisjonsnivået, men feltkartlegging må inn i etterkant. Det er viktig å jobbe fram tilnærminger med direkte nytteverdi for kommunene, der de faktiske prosjektene skal skje.

Prosjektgruppa er enig i at bakkesannhet er avgjørende for å kunne vurdere restaureringspotensiale og planlegge restaurering på detaljnivå. En nasjonal tilnærming kan peke ut mye areal, men i neste fase må det vurderes i felt.

Systemet for vurdering av økologisk tilstand kan tas i bruk for stor-skala, dette er utarbeidet for bl.a. fjell og skogøkosystem.

Hvilken grad av forringelse (dvs. Hva skal tilstanden være) for at naturtypen er restaurerbar?

- Kommer an på hva som er prioriteringene framover, derfor er det viktig at både moderat og dårlig er med

- Heller legge lista på forringet/ikke-forringet slik at ingen naturtyper uteblir fordi de ikke er i "dårlig nok" tilstand
- Forbedring av økologisk tilstand er også restaurering
- Bør man vurdere restaurering hvis man vet at det likevel er en naturtype som miljøforholdene tilsier ikke vil klare seg?
- Vernede områder er ikke nødvendigvis i god tilstand. Det er forskjell på hvor godt vernet er.
- Grunneierforhold viktig, særlig når det gjelder myrrestaurering. **Her bør det komme en nasjonal insentiv-ordning.**

Marint

EU har jobbet fram Vann-nett i over 20 år med noen av verdens fremste økologer, og bruker lokale eksperter (vannkordinatorer) som sikrer detaljene (kvalitet). Det er rom for forbedringer, og de kommer. Systemet fungerer, men kan det tilpasses og være en god mal for alt annet? Og hva med "avgrensninger" som kan skape utfordringer med overganger mellom land og vann? Hvordan får man med seg prioriteringer på nasjonalt nivå?

Viktig å få med fjordene/vannforekomstene i sin helhet også, ikke bare enkeltøkosystemer.

Noen restaureringstiltak baserer seg kun på arter, f.eks. flatøsters. Viktig å få med rødlistede arter. I dypt vann er restaureringsfokus på sårbare økosystemer.

Det er særdeles viktig å fjerne påvirkninger, aktiv restaurering hjelper ofte lite uten passiv restaurering.

I dialog med faggruppe for vassdragsrestaurering har havforskningsinstituttet allerede tilrettelagt en rekke tema-data (basert på prioriteringskriteriene i strategien), som er tilgjengelige på disse to ArcGis-online portalene (betaversjon!);

- [Vassdragsrestaurering – tilrettelagte tema](#)
- [Utbredelse av ferskvannsfisk, elvemusling og vandringshinder](#)

Kartteknisk

Være bevisst på at fremgangsmåter er hovedfokus, dvs. få frem ulike måter å tenke på, og en farbar vei mot 2030. Hvordan koble sammen kartløsninger og metoder. Sjekke status for om de har funnet løsninger i andre land (f.eks. EU, vår sjekk så langt viser at de ikke har kommet langt). **Vi bør synliggjøre karleggingsbehov, mangler, behov for nye datasett forbedring.**

KDP naturmangfold på kommunenivå kan ha kartbasert informasjon som kan inkluderes. Bør vurdere å ta inn grøntstrukturkart, viltkart m.m. som kan foreligge hos kommunene. Det er viktig at vi ikke låser en grovskala nasjonal metode, som ikke åpner for å legge inn kommunale kartlag i tillegg. Det ønskes en kartportal hvor kommuner, konsulenter m.m. kan legge til egne data, og så få utført analyser for å identifisere restaurerbart areal. Alternativt lage pakker med koder/gis-modeller som kan brukes i egne kartverktøy.

Prediksjonsmodellering brukes der vi ikke har feltbasert informasjon. Må på et vis få fram hvordan prediksjoner er usikre, og hvordan dette viser behovet for mer feltbaserte data.

Forslag om en kartportal hvor kommuner, konsulenter m.m. kan legge til egne data, og så få utført analyser for å identifisere restaurerbart areal. Det er viktig at de avgrensede arealene er rigget slik at

kommunale (mer lokale) kartlag kan legges til. Hvis metoden er på en for grov skala, vil det ikke være mye til hjelp når det gjelder restaurering.

Kartportal i Nordre Follo brukes i plan – ved henvendelse fra utbyggere. For prosjekter nødvendig å gå ned på ned på NiN 3.0 og 1:20000.

- Hvordan skal produktkartene brukes til å måle til grønn bok/naturregnskap, arealregnskap årlig – hvordan skal data tilrettelegges og rapporteres – detaljnivå – portal – ikke del av oppdraget, men greit å tenkte over
- Mulig å koble løsning til økologisk kompensasjon?
- Viktig å ikke låse metodikk på for grov skala. Rigg for en metode som stadig skal bli bedre.

Aktuelle kartlag som nå er klare / kan inngå er *Hot-spot kart for arter* og *Grøftkart*.

Vann-nett har som oftest store mangler, men er en base som kan bygges ut med supplerende informasjon. Vi kan få fram hvordan gjøre dette i stedet for å utvikle en ny base for å identifisere forringelse og restaureringspotensiale i vannmiljø.

Prosjektgruppen bekrefter at løsningen bør være dynamisk – hvor lag kan slås av og på, inkludert lag for samfunnsnytte eller viktige økosystem tjenester.

Samfunnsnytte

Hvordan definerer vi dette? Begrepet er politisk, alltid i endring. Det er gitt at natur har enten «liten» «middels» «stor» «veldig stor» nytte for samfunnet, og at «skoen trykker på middels».

Bruke eksisterende rammeverk når det gjelder naturverdier og samfunnsnytte. Rundskriv T 2-16 er sentralt. Det ønskes at rundskrivet revideres slik at restaureringsmål 2030 er iverksatt. Samfunnsnytte kan kobles til at man restaurerer natur som er definert med størst verdi iht. T 2-16.

Det ble vist til prosjekt som NINA/Multiconsult har gjort knyttet til nedlegging av veier i Vestland fylke. Her er KU-metodikken snudd på hodet for vurdering av nytteverdi, en ide som vi også innledningsvis har vært inne på prosjektgruppen. En utfordring er at «hverdagsnaturen» ikke kommer inn i denne sammenheng (alt har samme verdi i henhold til KU-metodikk).

Naturregnskap er metodikk som vil være relevant og kan kobles til nytteverdi. Viktige prinsipper der: Tiltakshaver betaler. Kostnadseffektivitet koblet til samfunnsnytte. Økologisk kompensasjon som en mulighet.

Konnektivitet, dvs. Styrking av landskapsøkologisk sammenheng vil oftest være koblet til økt nytteverdi. For samfunnsøkonomisk vurdering er ikke kart aktuelt, derimot en overordnet ramme for hvordan man bør gå fram.

Diskusjon rundt satsing på Oslofjorden hvor det er jobbet i mange år:

- Vi har alt av info om naturen og om forringelse
- Vi har klare mål og tiltaksplaner
- **Vi mangler fremdeles handling, og**
- Vi mangler info om det vi gjør vil fungere

Vi trenger informasjon om samfunnsnytte, gjerne i kroner og øre, slik at beslutninger følges opp med bevilgninger.

Miljødirektoratet avslutningsvis

- Det må være forvaltningsrelevant (ref internasjonale avtaler, lovverk, vedtatte statlige prioriteringer), der slik relevans inngår i kartlag kan det være en nyttig del av metoden.
- Indikatorer for samfunnsnytte (Sjekk UK og metode for indikatorteam). Identifisere hva det er mest behov for. Økosystemtjenester er viktig del her.
- Klar definisjon av ulike begrep er viktig når tilnærming(er) skal utvikles videre og eventuelt vedtas
- Man bør få inn hva som er restaurering og hvor godt det er restaurert (i kart), slik at man i fremtiden kan få på mål på oppnådd samfunnsnytte, og om man nærmer seg definerte mål om f.eks. 30% restaurering.

Veien videre og relevante spørsmål

- Definere formålet med restaurering?
- Fokus på hvordan vi kan bygge opp kartgrunnlag raskt
- Strømlinje dataflyt fra NiN til restaureringskart
- Se hen til andre tiltak som kommunen er forpliktet til å hensynta.
- Kost og nytte: Husk T 2/16
- Naturregnskap kan gjøres obligatorisk (for kommuner) og prosjekter - vil også ta hensyn til hverdagsnatur
- Verdi i framtiden- hvordan vurdere viktig naturverdi (for framtida) – ligger terskel for høyt i fht naturkvaliteter?
- Ta med klima som del av prioriteringsmatrise
- Vurdere å bruk av «flomsone» - 100 år – som startpunkt for å avgrense rundt vannforekomster
- T-2/16 innsigelser- dette kan med fordel kobles med restaurering, ikke bare “vern”
- Videre dialog om hva som menes med «restaurert» at man holder tap i sjakk, eller om det er varig positive endringer osv.

Liste over aktuelle rapporter og utredninger:

- *Plan for restaurering av våtmark i Norge (2016-2020)*. Revidert: *Plan for restaurering av våtmark i Norge (2021-2025)* - miljødirektoratet.no. Offentlige innsynsløsning: <https://bit.ly/3J0hGIG>
- Restaurering av nedlagte fylkesveger-rapporten men omvendt KU-metodikk: Skrindo mfl: 2024: <https://hdl.handle.net/11250/3149195>
- Sabimas statsbudsjett-innspill: Naturrestaurering og naturregnskap – beskrivelse av behov for kartlegginger og hvordan vi mener de bør brukes, se s. 5-7 om naturregnskap og s. 17-18 om naturrestaurering. <https://www.sabima.no/wp-content/uploads/2025/04/Sabimas-innspill-til-statsbudsjettet-for-2026.pdf>
- Sabimas beregninger av hva det vil koste å nå 15%-målet om naturrestaurering i Norge: <https://www.sabima.no/ressursbehovet-for-restaurering-av-natur-i-norge/> og hele rapporten med faglig vurdering av kostnadsbehovet fra 2021, der hvert hovedøkosystem er gjennomgått http://www.sabima.no/wp-content/uploads/2021/11/Restaurering_omfangressursbehov_Sabima-notat.pdf
- Norkonsult sin kartlegging av grønn infrastruktur i Ås kommune, som var et forsøk fra kommunens side på å få en mer forvaltningsrelevant metode for å få data til bruk i arealplanleggingen i kommune enn NINA-metodikken som dere viste til i dag. <https://www.as.kommune.no/groenn-infrastruktur.562365.no.html>

- Dere finner kartlaget her, huk av for «Natur, lokale data» i laglisten:

<https://aas.kommunegis.no/>

Nasjonal strategi for restaurering av vassdrag 2021-2030 - Vannportalen.

- <https://www.vannportalen.no/restaurering-av-vassdrag/nasjonal-handlingsplan-for-restaurering-av-vassdrag2/restaureringsstrategien/>
- Vassdragsrestaurering – tilrettelagte tema
- Utbredelse av ferskvannsfisk, elvemusling og vandringshinder