

2097

NINA Rapport

Nye virkemidler i arealforvaltningen – naturrestaurering, arealregnskap og naturavgift

Dagmar Hagen, Astrid B. Skrindo, Marianne Evju, Signe Nybø, Trond Simensen, Anders L. Kolstad



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Nye virkemidler i arealforvaltningen – naturres- taurering, arealregnskap og naturavgift

Dagmar Hagen
Astrid B. Skrindo
Marianne Evju
Signe Nybø
Trond Simensen
Anders L. Kolstad

Hagen, D., Skrindo, A.B., Evju, M., Nybø, S., Simensen, T. & Kolstad, A.L. 2022. Nye virkemidler i arealforvaltningen – naturrestaurering, arealregnskap og naturavgift. NINA Rapport 2097. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, februar 2022

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4885-3

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Erik Framstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Kristin Thorsrud Teien (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

WWF-Norway

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Ingrid Hvidsten-Gabrielsen

FORSIDEBILDE

Landskap i Namdalen © Dagmar Hagen

NØKKELOD

naturregnskap, restaureringsbehov, restaureringskostnader, arealregnskap, økologisk tilstand, naturnøytralitet

KEY WORDS

Ecosystem accounting, nature restoration, ecosystem restoration, ecosystem extent accounting, ecosystem condition, land degradation neutrality

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo
Sognsveien 68
0855 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø
Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer
Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen
Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Hagen, D., Skringo, A.B., Evju, M., Nybø, S., Simensen, T. & Kolstad, A.L. 2022. Nye virkemidler i arealforvaltningen – naturrestaurering, arealregnskap og naturavgift. NINA Rapport 2097. Norsk institutt for naturforskning.

Habitatendringer og nedbygging av areal er den største trusselen mot natur og biologisk mangfold på jorda i dag. Norge har vedtatt at minst 15 % av forringede naturarealer skal restaureres, i tråd med internasjonale forpliktelser etter Konvensjonen om biologisk mangfold (Aichi-målene). FN har også vedtatt at 2021–2030 skal være verdens restaureringstiår. Naturrestaurering kan defineres som alle aktive tiltak som gjennomføres for å forbedre den økologiske tilstanden til et naturlig eller semi-naturlig økosystem som er forringet eller ødelagt. Forringelse av økosystemer reduserer evnen til å produsere økosystemtjenester eller naturgoder. Både arealtap og forringet økologisk tilstand bidrar til å redusere produksjonen av økosystemtjenester. Mange økosystemer som er ødelagte eller forringet, kan restaureres slik at de får forbedret tilstand, men det finnes ingen samlet oversikt over behov for restaurering av natur i Norge.

For å beskrive restaureringsbehov trengs et arealregnskap og kunnskap om arealenes økologiske tilstand. Det pågår et arbeid for å utvikle rammeverk og metoder for vurdering av **økologisk tilstand**. Ved god økologisk tilstand er biologiske og abiotiske egenskaper tilstrekkelig intakte til at økosystemet kan levere et mangfold av naturgoder. Den økologiske tilstanden i et område gir verdifull informasjon om restaureringsbehov, men også informasjon om hva som det er viktig å forbedre i restaureringen, f.eks. vannstand eller endret beskatning av arter. Rammeverket legger til rette for at økologisk tilstand kan presenteres på kommunenivå, men per 2022 er datagrunnlaget for dårlig til å gjøre dette. Norge mangler sikre tall på areal av de ulike økosystemene, eller naturtypene, og hvilken tilstand de har. **Natur i Norge (NiN)** er et system som beskriver norsk natur og deler den inn i arealtyper. Tilstandsvariasjonen i NiN er definert ved variabler som beskriver omfang og type av påvirkninger på natur eller økologiske prosesser. Disse kan gi grunnlag for å vurdere behov for (restaurerings) tiltak for en gitt naturtypeforekomst. Det meste av naturkartlegging i Norge i dag foregår etter NiN-systemet.

Et **naturregnskap** vil gi oversikt over økosystemers areal og tilstand og dermed gi muligheter for bedre arealforvaltning. Det vil også kunne brukes for å vurdere om kommunene oppnår sine mål om å bli arealnøytrale, på sikt avdekke om restaureringstiltak bidrar til å forbedre tilstanden til naturmangfoldet og dermed oppnå målet om 15 % restaurert natur. Et naturregnskap har fire hovedelementer: 1) arealregnskap for økosystemer; 2) regnskap med indikatorer for økologisk tilstand, dvs. «helsetilstanden» til økosystemene; 3) et regnskap over naturgoder og tjenester fra økosystemene; og 4) økonomisk verdisetting og -regnskap. FNs naturregnskap ble vedtatt som internasjonal standard i 2021 og kan benyttes til å rapportere et lands utvikling mot FNs bærekraftsmål. Naturregnskapet er konsistent med regnskapsprinsippene i nasjonalregnskapet og er sektorovergripende. Foreløpig er naturregnskapet etter FNs standard tilpasset et nasjonalt nivå, men systemet kan videreutvikles til mer lokal skala. Et **arealregnskap** tallfester utbredelsen og endringene i arealtyper slik at forvaltningen kan gjøre kunnskapsbaserte beslutninger rundt arealbruk. Forringelse av natur som ikke medfører en faktisk endring av arealtype, bør også inkluderes i naturregnskapet. **Naturnøytralitet** betyr at det ikke er reduksjon i samlet areal eller økosystemenes tilstand over tid. Foreløpig finnes det ikke tilstrekkelige data til å vurdere naturnøytralitet. Det pågår en rekke initiativ for å framskaffe data til bruk i lokalt arealregnskap. Rapporten gir oversikt over tilgjengelige kart og informasjon og beskriver videre utviklingsarbeid. Kunnskapen må kunne brukes både til å føre naturregnskap, og til å vurdere behov for og prioritering av konkrete tiltak.

Naturrestaurering kan forbedre tilstanden i de fleste naturtyper. Alle naturtyper har en gradient fra arealer som er kraftig forringet og til de som har god tilstand. **Behovet for restaurering** avhenger av graden av forringelse, og derfor trengs en kartfesting av arealenes tilstand. For sjeldne og trua naturtypene er hovedargumentet for å restaurere arealer å bevare og hindre at

naturtypene går tapt. I alle naturområder er restaurering også viktig for å ivareta naturgoder som for eksempel karbonlagring og evne til å rense vann, samt å bidra til å forbedre konnektiviteten i landskapet. Naturrestaurering kan bidra til at færre naturtyper blir sjeldne eller trua. Restaurering av natur er både et mål og et virkemiddel: Det er et mål å utføre tiltak som kan rapporteres (mengde/omfang av restaurert areal), men det er også viktig at tiltakene har ønsket effekt for natur og klima (kvalitet på restaurert areal). Restaureringen må gjennomføres slik at økosystemene får en målbart bedre tilstand. De fire prinsippene i **tiltakshierarkiet** er nedfelt i Plan- og bygningsloven og omfatter nye naturinngrep: først planlegge for å *unngå* naturinngrep, deretter *begrense* skadene og *istandsette* midlertidige inngrep mens utbyggingen pågår, og til slutt *økologisk kompensasjon* dersom det er en større negativ konsekvens for naturmangfoldet enn det myndighetene godtar. Prinsipper for **økologisk kompensasjon** ble vedtatt av regjeringen i 2019. Økologisk kompensasjon er siste utveg. Dersom prosjektet ikke først gjør tilstrekkelig innsats for å unngå eller begrense skadene tilstrekkelig, så vil økologisk kompensasjon bli grønnvasking. Ambisjonene for restaurering er høye i Norge og internasjonalt. Ofte ligger politiske anbefalinger til grunn for restaureringssatsinger, slik som nasjonale klima- og miljømål, og disse styrer hvilke habitater eller arter som skal få fokus. En slik tilnærming gir ikke nødvendigvis mest effektiv restaurering. Det kan være hensiktsmessig med en nasjonal strategi for å gjøre riktige **prioriteringer**. I rapporten presenteres eksempler på modeller for prioritering av restaurering: kvantitative romlige modeller, vannforskriftens kunnskapssystem, prioritering basert på nasjonale bevaringsmål, og rent opportunistiske og kvalitative prioriteringer. Et forslag er å definere noen nasjonale forbildeprosjekter i ulike naturtyper og regioner.

En **naturavgift** er en avgift på bruk av naturareal, der målet er at prosjekter som er privatøkonomisk lønnsomme, men som har høye miljøkostnader, ikke bygges ut eller at de flyttes til lokaliteter med lavere miljøkostnader. **Restaureringskostnader** er foreslått som en mulig inngang for å fastsette naturavgift. Kortsiktig nedbygging av naturressurser kan få langvarige negative konsekvenser for produksjon av naturgoder, og på denne måten blir det mer kostnadseffektivt å unngå naturinngrep. De verdiene som restaurering gir, bidrar til en lang rekke av FNs bærekraftsmål. For å beregne kostnader med restaurering må det defineres klare mål med tiltakene, med indikatorer som kan måle framgang og konkludere. Det er ikke tilstrekkelig å måle omfanget av arealet hvor tiltakene er utført, det må i tillegg stilles krav til kvaliteten på restaurerte arealer, og dette er mye mer komplisert. Det er heller ikke åpenbart hvordan kostnader til restaurering skal beregnes. I tillegg til konkrete kostnader til tekniske tiltak kommer utgifter til planlegging, grunn-erwerb, overvåkning og evaluering av kvalitet og måloppnåelse.

Rapporten gir eksempler på beregning av kostnader på overordna strategisk nivå og på erfaringstall fra konkrete restaureringsprosjekter, inkludert kostnader til økologisk kompensasjon. Mangel på gode arealtall, lite data om behov for restaurering og mangelfull klargjøring av hvilke kvalitetsmål som skal gjelde, går igjen som de store utfordringene ved kostnadsberegningene. Denne gjennomgangen antyder at en avgift basert på kostnader ved restaurering og kompensasjon ikke vil begrense eller stoppe tapet av naturmangfold i utbyggingsprosjekter, både fordi kunnskapsgrunnlaget er for dårlig og fordi kostnadene er minimale i forhold til andre prosjekt-kostnader. Naturrestaurering krever tverrfaglig samarbeid der kunnskap om økologi, samfunnets rammebetingelser og praktisk erfaring er avgjørende. Oppskalering av naturrestaurering kan gi grunnlag for utvikling av lokalt næringsliv, gjennom å utdanne etablerte bransjer til nye aktiviteter der de kan bygge på eksisterende kompetanse, som entreprenørselskaper og grøntanleggsbransjen. Samarbeid og felles innovasjonsprosjekter er nøkkelen til både nye løsninger for naturen og næringsutvikling.

Dagmar Hagen (dagmar.hagen@nina.no), Signe Nybø (signe.nybo@nina.no), Trond Simensen (trond.simensen@nina.no) og Anders L. Kolstad (anders.kolstad@nina.no), NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim. Astrid B. Skrindo (anders.skrindo@nina.no) og Marianne Evju (marianne.evju@nina.no), NINA Sognsvegen 68, 0855 Oslo.

Abstract

Hagen, D., Skringo, A.B., Evju, M., Nybø, S., Simensen, T. & Kolstad, A.L. 2022. New tools in land-use management – ecosystem restoration, ecosystem accounting and nature fee. NINA Report 2097. Norwegian Institute for Nature Research.

Habitat loss, land degradation and land-use change represent the largest threat to nature and biodiversity globally. In accordance with international commitments from the Convention on Biological Diversity (Aichi Targets), Norway has agreed to restore 15% of degraded land. The United Nations General Assembly has proclaimed the UN Decade 2021–2030. Ecosystem Ecological restoration is the process of assisting the recovery of an ecosystem that has been degraded, to improve ecological condition and provision of ecosystem services. Conversion, reduction, or degradation of natural and semi-natural ecosystems will normally diminish the ecosystem's capacity to deliver ecosystem services. Degraded ecosystems can be restored to improved ecological condition; however, no comprehensive assessment has so far not been produced to identify priority areas for nature restoration in Norway.

Ecosystem extent accounting and assessments of ecological condition is needed to identify the need and potential for restoration. At present, a conceptual and methodological framework to assess **ecosystem conditions** is under development. According to this framework, “good ecological condition” means that biotic and abiotic conditions are sufficiently intact for the ecosystem to support a diversity of ecosystem services. Assessments of the ecological condition in a specific area will provide valuable information about restoration needs and potential, including identification of specific ecosystem attributes or management practices important to improve, such as water level or harvesting of plants or animals. The framework is well suited to describe ecological conditions at municipality level, but at present the data available are not sufficient for this purpose. Norway lacks information about the areal extent of ecosystems and nature types, and their conditions. **Nature in Norway (NiN)** is a system for characterizing nature variation in Norway, by systematic description of ecological properties and assignment to types. The attribute system in NiN includes variables describing the extent and properties of the factors and processes that influence ecosystem condition, such as land management and disturbance regimes. These variables can form the basis to identify the need for actions (including restoration) within a specified ecosystem type. Most of the current nature mapping programs in Norway today use the NiN-system.

Ecosystem accounting provide a provides a systematic framework for organising and presenting information about ecosystem area and condition, and open for improved land-use management. Information from ecosystem accounting can also be used to evaluate whether a municipality obtain the goals of land degradation neutrality, to evaluate whether restoration contributes to improved ecosystem condition to reach the 15% target. Ecosystem accounting include four elements by use of a specified set of indicators: 1) ecosystem extent; 2) ecosystem condition; 3) ecosystem services; and 4) economic valuation and -accounting. The UN Framework for Ecosystem Accounting was adopted as an international standard in 2021 and is a tool to report each countries development towards the UN Sustainable Development Goals. Ecosystem accounting is consistent with financial analysis within the System of National Accounts and is valid across sectors. So far, the UN Framework of ecosystem accounting is most often applied at a national level, but the framework is equally relevant at a local scale. **Ecosystem extent accounting** quantifies the areal extent and change of land-cover types and provides a knowledge base for land-use management. Degradation not causing a change in the areal extent of a nature type should also be included in ecosystem accounting. **Land degradation neutrality** implies no reduction in total area or ecosystem condition over time. Available data in Norway is currently not sufficient to evaluate land degradation neutrality. Several ongoing initiatives aim to improve the knowledge base for local ecosystem extent accounting. This report describes available maps and information and plans for the development of needed data. Such data must be applicable for ecosystem accounting, and to evaluate the need and priority of actions.

Ecological restoration can improve the condition for most nature types. Within all nature types a gradient of degradation can be identified, ranging from intact to severely degraded, compared to a reference state. The **need for restoration** depends on the level of degradation, and accordingly, there is a need for mapping of ecosystem condition. The main goal for the restoration of rare and threatened nature types is to protect and prevent the loss of the nature type. Restoration in all nature types is important to secure the provision of ecosystem services, such as carbon storage and sequestration, water cleansing, and improved landscape connectivity. Ecosystem restoration can also prevent nature types from becoming rare or threatened. Restoration is both a goal and a tool: A goal to accomplish restoration activities (area to be accounted), and to secure the improvement of ecosystem condition (quality of restoration). Restoration must be performed so the improved ecosystem conditions can be measured. The four principles of the **mitigation hierarchy** is enshrined in the Planning- and Building Act and apply to construction and development projects: initially plan to *avoid* negative impacts on biodiversity and nature; then *minimize* impacts and *restore* temporary constructions during the construction stage, and finally *ecological compensation* if the negative impact is higher than accepted. Principles of **ecological compensation** were agreed upon by the Norwegian Government in 2019. Ecological compensation is the least preferred solution. If the three first stages of mitigation hierarchy are not seriously strived for, the ecological compensation may be characterized as greenwashing.

High ambitions are set for restoration in Norway and internationally. Political decisions are the background for restoration strategies, such as national climate and nature targets, and further decide which habitats and species should be prioritized. This approach is not obviously the most efficient approach to efficient restoration. A national strategy for ecosystem restoration may be pertinent to make overall **priorities**. In this report we present examples of priority models for restoration: qualitative spatial modelling, the system of the Water Framework Directive, priority based on national conservation targets, and opportunistic and qualitative priorities. We suggest nominating national flagship projects for different nature types and regions.

A **nature fee** is a fee for the use of land. The aim is that financially profitable projects, with a high environmental cost, is not realized or need to be modified to mitigate the environmental costs. Estimated **cost of restoration** is suggested as reference level of nature fee. Short term degradation of nature resources can have long term negative impact on the production of ecosystem services, and a nature fee might support a more cost-efficient way to reduce land-use impact. The output from restoration contribute to the achievement of several UN Sustainable Development Goals. To calculate restoration cost the goals of restoration must be specified, and indicators to evaluate success must be formulated. Areal extent is not sufficient to measure restoration output, as the ecosystem conditions is essential for the quality of restoration, and quality indicators are complicated. Calculating the cost of restoration is not straightforward. In addition to the technical cost, also cost for planning, land acquirement, monitoring, and evaluation of quality and success must be calculated. In this report we give some examples of cost for overall strategic level, and for single projects, including ecological compensation. Lack of data on areal extent and restoration needs for nature types and unclear quality indicators, make the cost calculations challenging. The assessment indicate that a nature fee based on the restoration costs and compensation, is not sufficient to mitigate or halt the loss of biodiversity in development projects, both due to lack of sufficient data and due to the low relative cost for restoration compared with the total project costs. Successful ecosystem restoration will depend on multidisciplinary cooperation based on ecological knowledge, social and legal frameworks, and practical skills. Upscaling restoration might contribute to the local economy, and attract established businesses, such as technical contractors and horticulture. Cooperation between stakeholders and joint innovation projects may be the key to the improved solution for nature as well as the local economy.

Dagmar Hagen (dagmar.hagen@nina.no), Signe Nybø (signe.nybo@nina.no), Trond Simensen (trond.simensen@nina.no) and Anders L. Kolstad (anders.kolstad@nina.no), NINA, Postbox 5685 Torgarden, NO 7485 Trondheim, Norway. Astrid B. Skrindo (anders.skrindo@nina.no) og Marianne Evju (marianne.evju@nina.no), NINA Sognsvegen 68, NO 0855 Oslo, Norway.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	7
Forord	8
1 Innledning	9
1.1 Bakgrunn.....	9
1.2 Oppdraget og rapporten	10
2 Naturens tilstand – definisjoner og systemer for vurdering og kartlegging	11
2.1 Forringet natur og naturrestaurering	11
2.2 Økologisk tilstand og naturrestaurering.....	12
2.3 Natur i Norge og naturrestaurering.....	13
3 Arealregnskap og naturregnskap	16
3.1 FNs standard for naturregnskap.....	17
3.2 Arealregnskap og tilstand på arealene.....	18
3.3 Kunnskapsgrunnlag for arealregnskap i Norge.....	19
3.3.1 Kart og kartlegging av økosystemer	19
3.3.2 Fra nasjonalt til lokalt nivå	22
4 Behov for restaurering av natur	24
4.1 Naturrestaurering – definisjoner og innhold	24
4.2 Behov for restaurering i ulike naturtyper	26
4.2.1 Rødlista naturtyper – arealtap og forringelse	26
4.2.2 Tiltak for å ta vare på trua natur	27
4.2.3 Generelt om restaureringsbehov i «vanlig» natur	31
4.3 Naturrestaurering i utbyggingsprosjekter	31
4.3.1 Nye utbygginger og tiltakshierarkiet	32
4.3.2 Økologisk kompensasjon.....	34
4.4 Prioritering – hvordan få mest igjen for innsatsen.....	37
4.4.1 Strategier og prioritering	37
4.4.2 Modeller og tilnærminger til prioritering	38
4.4.3 Forbildeprosjekter mens vi venter	40
5 Naturavgift	42
5.1 Restaureringskostnader	43
5.1.1 Areal og tilstand – hva inngår i kostnader?	43
5.1.2 Hva koster det? Fra det store bildet til enkelttiltak	44
5.1.3 Riktig kompensasjon og risiko for grønnvasking	47
5.2 Restaurering: barrierer, innovasjon og næringsutvikling.....	48
6 Referanser	51
Vedlegg 1 Kriterier for rødlisting av naturtyper	58
Vedlegg 2 Veiledning for økologisk kompensasjon	60

Forord

Nedbygging av areal og arealbruksendringer er en hovedtrussel mot biologisk mangfold på jorda i dag. Også i Norge er det stort press på naturområder og arter. I Norge er det vedtatt at 15 % av forringede arealer skal restaureres, noe som også er i tråd med internasjonale forpliktelser. For at dette skal kunne realiseres, trengs kartfestet kunnskap om forekomst av naturtyper, deres tilstand og behov for restaurering. Utvikling av arealregnskap og naturregnskap kan bli viktige verktøy i framtidig kommunal arealplanlegging. Med kartfestet kunnskap om både økosystemenes utbredelse og økologiske tilstand vil det være mulig å identifisere behovet for naturrestaurering. Det er kommet innspill om å vedta en naturavgift for å begrense nedbygging av natur. Dette systemet må drøftes i lys av muligheter for restaurering og kompensering, samt risiko for grønnvasking.

WWF-Norge har bestilt en rapport om behov for restaurering av natur, arealregnskap og naturavgift i Norge. Utgangspunktet for oppdraget er visjonene i Aichi-målene om at biologisk mangfold skal integreres i nasjonale og lokale strategier og innarbeides i nasjonalregnskaper og rapporteringssystemer. Det foregår mange prosesser og forskning som griper inn i dette temaet fra ulike sider. Oppdraget omfatter sammenstilling av status for dette arbeidet i Norge i dag.

NINA har gjennomført oppdraget i perioden november 2021 til februar 2022. NINA har brukt en gruppe forskere som til sammen har oppdatert kunnskap om prosesser og faglig innhold i temaene for rapporten. Dagmar Hagen har vært prosjektleder og har bidratt spesielt på kapitlet om behov for restaurering og kostnader, sammen med Astrid B. Skrindo. Signe Nybø, Trond Simensen og Anders L. Kolstad har bidratt spesielt på kapitlet om arealregnskap, samt systemer for vurdering av naturens tilstand. Marianne Evju har bidratt spesielt på beskrivelse av naturtilstand, NiN og behov for restaurering av trua natur. Trine Heill Braathu i SSB har kvalitetssikret innholdet om FNs standard for naturregnskap.

Kontaktperson hos WWF-Norge har vært Ingrid Hvidsten Gabrielsen. Vi takker for godt samarbeid.

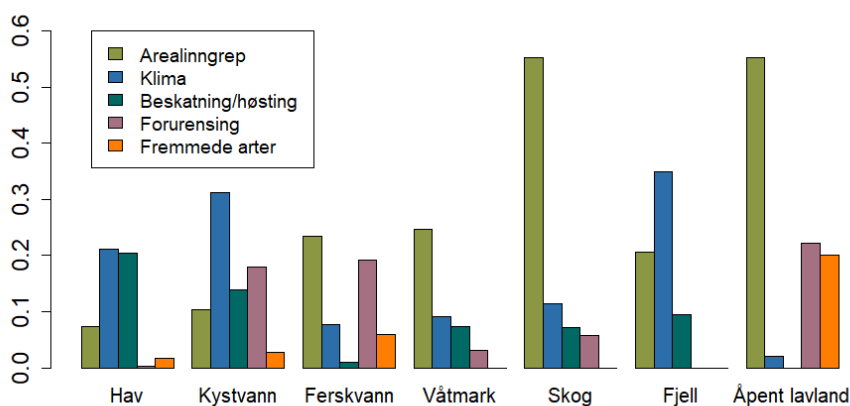
Trondheim, 18.02.2022
Dagmar Hagen

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Habitatendringer og nedbygging av areal er den største trusselen mot natur og biologisk mangfold på jorda i dag (IPBES 2018, 2019). Situasjonen i Norge tilsvarer den vi ser i resten av verden. Også i Norge representerer arealbruk den største trusselen mot artene på rødlista (Artsdatabanken 2021), og i 2018 er kun 11,5 % av landarealet mer enn 5 km fra tekniske inngrep mot ca. 50 % for 100 år siden (Miljøstatus.no). Naturindeksen viser også at arealinngrep er den største årsaken til reduserte naturindeksverdier for økosystemer på land, mens i havet har klimaendringene og beskatning størst betydning (**Figur 1.1**). I perioden 1990-2019 ble det bygget ned 1 500 km² (150 000 hektar). Det tilsvarer om lag 50 km² årlig (Miljødirektoratet 2021a). I tillegg til at nedbygging av leveområder er en trussel mot biologisk mangfold, påvirkes også forsyningen av naturgoder (for eksempel karbonlagring og flomdemping). Natur inneholder store karbonlagre. Nedbygging av natur vil medføre utslipp av klimagasser og kan også endre de langsiktige betingelsene for opptak og lagring av karbon i økosystemene (se for eksempel Bartlett et al. 2020).

Nedbygging og sterk endring av natur dreier seg i praksis om omdisponering fra natur til ulike typer arealbruk som utbygging av fornybar energi (kraftverk, kraftlinjer og tilhørende infrastruktur), bolig- og næringsområder, rekreasjon og hyttebygging og samferdselsanlegg (veg, jernbane, flyplasser). Arealbruk som skogsdrift (inkludert skogsbilveger) og nydyrking kan også ha negativ påvirkning på natur og evne til karbonlagring i økosystemene. Kort sagt kan utfordringene med stor arealnedbygging og arealpåvirkning oppsummeres som «kampen om arealene». Spørsmålet for samfunnet blir: Hva skal arealene brukes til og hvordan kan de disponeres mest mulig optimalt for samfunnet og naturen på lang sikt?



Figur 1.1. Ulike påvirkningsfaktorerers påvirkning på norske økosystemer, slik det er beregnet i Naturindeks 2019. Kilde: Naturindeks 2019 (Jakobsson & Pedersen 2020).

Norge har vedtatt at minst 15 % av forringede arealer skal restaureres (Meld. St. 14 (2015-2016), noe som også er i tråd med internasjonale forpliktelser etter Konvensjonen om biologisk mangfold (Aichi-målene, samt de foreløpige post-2020-målene; CBD 2021). FN har også vedtatt at 2021-2030 skal være verdens restaureringstiår (Decade for ecosystem restoration <https://www.decadeonrestoration.org/>).

De tre utredningstemaene som omhandles av denne rapporten, «Behov for restaurering av natur», «Arealregnskap» og «Naturavgift» (se **Boks 2.1**), henger sammen og berører noen overordna spørsmål om hva som må på plass for at Norge skal kunne oppfylle nasjonale og internasjonale forpliktelser og snu utviklingen med tap av natur.

Økosystemer som er ødelagte eller forringet, kan restaureres slik at de får forbedret tilstand. I hht fagsystemet for økologisk tilstand, som regjeringen har bestilt (se kapittel 3), defineres dette som arealer som har en tilstand som er dårligere enn «god». Datagrunnlaget for dette fagsystemet fortsatt er mangelfullt, mangler foreløpig en kartfestet oversikt over økosystemene og over deres tilstand. Uten denne oversikten er det vanskelig å konkretisere behovet for restaurering. Et arealregnskap, som mange kommuner nå ønsker å ta i bruk, vil være et nytt og viktig verktøy i kommunal arealplanlegging. I denne rapporten vil vi beskrive hvorfor det i tillegg til et arealregnskap også trengs et naturregnskap som inkluderer både arealer og den økologiske tilstanden. Med kartfestet kunnskap om både økosystemenes utbredelse og økologiske tilstand vil det være mulig å identifisere behovet for naturrestaurering. Dersom det på sikt skal etableres et avgiftssystem for bruk av naturen (en naturavgift), er det nødvendig å ha oversikt over både arealutstrekning av ulike hovedøkosystemer og typer arealer, den økologiske tilstanden på disse arealene og potensialet for naturrestaurering.

Det foregår mye relevant forskning- og utviklingsarbeid i Norge som vil øke kunnskapsgrunnlaget for oppdraget. I denne rapporten oppsummerer vi kunnskapsstatus slik den er nå. Selv om systemene og verktøy for å utvikle naturregnskap fortsatt ikke er på plass, finnes det et godt grunnlag som er i ferd med å testes ut i norske kommuner. Det finnes også nok kunnskap til å komme i gang med nødvendig naturrestaurering i mange naturtyper, til tross for at det totale restaureringsbehovet så langt ikke er kartlagt.

1.2 Oppdraget og rapporten

WWF-Norge har bestilt en rapport om behov for restaurering av natur, arealregnskap og naturavgift i Norge. Utgangspunktet for oppdraget er visjonene i Aichi-målene om at biologisk mangfold skal integreres i nasjonale og lokale strategier og innarbeides i nasjonalregnskaper og rapporteringssystemer. De samme målene ser ut til å bli videreført til neste målperiode for Konvensjonen om biologisk mangfold, som strekker seg til 2050 (CBD 2021). Utgangspunkt for oppdraget er også formuleringene i Meld. St. 14 (2015-2016) «Natur for livet» og etterfølgende vedtak 669 i Stortinget om klargjøring av hva som er god tilstand og hva som er å regne som forringede økosystemer. Dette er grunnlag for å trappe opp arbeidet med å forbedre tilstanden med sikte på at 15 % av de forringede arealene skal være restaurert innen 2025. WWF-Norge har bestilt en rapport som skal klargjøre status, basert på eksisterende kunnskap, for å kunne oppfylle disse forpliktelsene. Vi har avgrenset vurderingen av restaureringsbehov, arealregnskap og naturavgift til terrestriske økosystemer. Mange av konklusjonene vil imidlertid også være gyldige for arealer av akvatiske økosystemer og vi henviser også til Vannforskriften som et eksempel på prioritering av restaureringsbehov i kapittel 4.

Det foregår for tiden flere prosesser og utredningsprosjekter som er direkte relevante for denne rapporten, og flere av disse griper også inn i hverandre. Oppdraget omfatter ikke analyse og utvikling av ny kunnskap, men en sammenstilling av status, vurdering av kunnskapsmangler og kunnskapsbehov. Det skisserte oppdraget har svært omfattende tematikk, og delvis er det ikke tilgjengelig kunnskap for å svare ut spørsmålene. Dette er i seg selv viktig å utrede, fordi det også vil bidra til å identifisere barrierer og kunnskapsmangler.

Rapporten er bygd opp slik: Kapittel 2 legger grunnlaget for å vurdere behovet for restaurering av natur, ved å presentere hva som menes med forringet natur, hva som ligger i begrepet *økologisk tilstand* og hvordan kartleggingssystemet Natur i Norge (NiN) kan relateres til naturrestaurering. I kapittel 3 presenteres arealregnskap som en del av et større naturregnskap, der også økologisk tilstand er en vesentlig komponent. Kapittel 4 går grundigere inn i hva naturrestaurering er, behovet for restaurering i ulike naturtyper, behovet for å se nye naturinngrep og restaurering i sammenheng og en diskusjon om prioritering av naturrestaurering. Kapittel 5 presenterer naturavgift som et virkemiddel og omtaler kostnader knyttet til restaurering.

2 Naturens tilstand – definisjoner og systemer for vurdering og kartlegging

2.1 Foringet natur og naturrestaurering

Det finnes mange definisjoner av begrepet forringet natur (*degraded land*), som illustrerer at dette ikke er et reint faglig spørsmål, men også bærer i seg normative vurderinger og politiske motsetninger. Definisjonene kan grovt sett deles i to hovedretninger, der den ene fokuserer på om et areal har redusert evne til å levere naturgoder, som for eksempel verdens matvareprogram (FAO) definisjon av forringet natur; «*the reduction in the capacity of the land to provide ecosystem goods and services and assure it's functions over a period of time for the beneficiaries of these*»¹. Den andre retningen fokuserer på økologi og naturens kapasitet til å gjenopprette økologisk funksjon, som IUCNs definisjon «*A persistent reduction in the capacity of an ecosystem to support native species and provide ecosystem services*»².

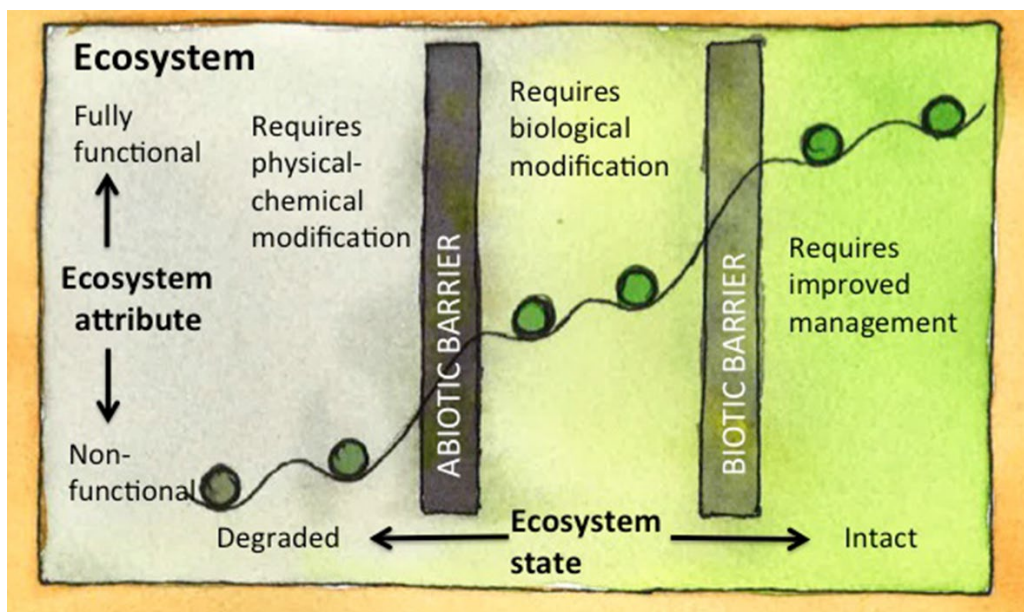
I 2018 kom det internasjonale naturpanelets (IPBES) omfattende rapport om forringelse av landarealer, der det sies slik; «*degraded land is defined as the state of land which results from the persistent decline or loss in biodiversity and ecosystem functions and services that cannot fully recover unaided within decadal time scales*» (IPBES 2018). IPBES-rapporten beskriver spesielt utfordringene i overgangen fra naturlige økosystemer til produksjonsarealer (som landbruk og skogbruk) som kan føre til økonomisk utvikling og verdiskaping i lokalsamfunn, samtidig som det er en trussel mot biodiversitet og produksjon av andre naturgoder. I denne rapporten bruker vi «forringelse» om redusert økologisk tilstand i naturlige økosystemer. Vi understreker at menneskelig påvirkning på natur, som byggeaktiviteter, høsting av naturressurser og intensiv matproduksjon, kan føre til forringet opprinnelig natur, men at det samtidig kan være ønskelig av andre årsaker fordi det gir andre gevinster for samfunnet. Som IPBES peker på, er det en utfordring for samfunnet som helhet å veie disse hensynene mot hverandre.

Graden av forringelse har betydning for om, og hvordan, et forringet naturlig system kan tilbakeføres, eller restaureres (**Figur 2.1**). Det er ulike grader av forringet natur, fra moderat forringelse av enkelte deler av økosystemet, til fullstendig ødeleggelse med tap av biodiversitet, og der naturens evne til å levere naturgoder er kraftig redusert. Ved moderat forringelse kan økosystemet under noen forhold gjenopprettes uten aktive tiltak dersom påvirkningen opphører. Ved kraftig forringelse kan det være behov for aktive tiltak for å gjenopprette både biologiske og abiotiske komponenter. Ulike naturtyper har ulik toleranse for påvirkning (*resistance*) og ulik evne til gjenoprettelse (*resilience*). Faktorer som artssammensetning, vanntilgang, områdets historie, klimatiske forhold, geografisk plassering, størrelse og avstand til urørt natur har betydning for *resistance* og *resilience* (Elmqvist et al. 2003, Oliver et al. 2015). Behovet for restaurering vil dermed både være avhengig av egenskaper ved selve økosystemet/naturtypen og egenskaper ved, eller graden av, påvirkningen.

Generelt er det fokus på moderat til middels forringede naturområder for restaurering i Norge og nordiske land, som grøfta myrer og modifiserte vassdrag. I tettere befolkede land sørover i Europa er det mer fokus på å gjenopprette semi-naturlig vegetasjon og på å gjenskape natur ved omdisponering av industri- og gruvearealer til grøntstrukturer rundt byer og tettsteder.

¹ <https://www.fao.org/soils-portal/soil-degradation-restoration/en/>

² https://www.iucn.org/sites/dev/files/content/documents/iucn_think_piece_updated_060921.pdf



Figur 2.1. Behovet for restaurering er avhengig av type og grad av forringelse og ønsket framtidig tilstand. Dette har igjen betydning for hvilke tiltak som trengs for å gjenopprette biotiske og abiotiske komponenter og økologisk funksjon (Kilde; Whisentant 1999, tegnet av A. Aradottir).

Forringelse av økosystemer reduserer evnen til å produsere naturgoder. Både arealtap og forringet økologisk tilstand bidrar til å redusere produksjonen av naturgoder. Mange land har som mål å stoppe og reversere sitt tap av landbaserte naturgoder ved å jobbe for at det ikke er noe samlet tap av natur (netto null tap) (kalles ofte Land Degradation Neutrality eller the LDN vision, [Land Degradation Neutrality | IUCN](#); Orr et al. 2017). For å oppnå denne nøytraliteten, framhever IUCN et tiltakshierarki som inkluderer naturrestaurering som et viktig virkemiddel for å få reversert forringelsen. Hierarkiet har en del fellestrekk med tiltakshierarkiet for nye naturinngrep (se kapittel 4.3.1), der fokus er på først og fremst å unngå ny forringelse av natur. Konseptet bak *land degradation hierarchy* er at dersom natur går tapt, må denne erstattes ved å restaurere tilsvarende verdier, slik at det ikke oppstår et netto tap av natur innenfor et gitt areal.

2.2 Økologisk tilstand og naturrestaurering

Naturrestaurering kan defineres som aktive tiltak som tar sikte på å forbedre tilstanden i økosystemer som er forringet eller ødelagt og med den hensikt å forbedre naturens evne til å produsere naturgoder (IPBES 2018). Her er det en tydelig kobling mellom restaurering og økologisk tilstand. Naturmangfoldmeldingen omtaler behovet for å klargjøre som menes med «god økologisk tilstand», sette mål for tilstand samt ta sikte på en forvaltning basert på definerte mål for økologisk tilstand.

Vurdering av økosystemers og naturtypers økologiske tilstand vil gi verdifull informasjon om hvor forringet områdene er, sett i lys av IPBES' definisjon av forringete økosystemer (kapittel 2.1). Å kunne fastsette den økologiske tilstanden i et område gir verdifull informasjon om restaureringsbehov, men også informasjon om hva som er viktig å forbedre i restaureringen, f.eks. vannstand eller endret beskatning av arter. Dette er bakgrunnen for at det er foreslått indikatorer for økologisk tilstand som er direkte relevante for å vurdere grad av forringelse og som kan peke på behov for restaurering. Dette omtales mer utførlig i det følgende.

Det har pågått et større arbeid for å utvikle rammeverk og metoder for vurdering av økologisk tilstand i Norge (Nybø & Evju 2017). Vurderingen av økologisk tilstand inkluderer å vurdere både økologiske funksjoner, struktur og produktivitet, og sette dette sammen til et helhetlig bilde av

hvordan tilstanden er, sammenliknet med referansetilstanden intakt natur (dvs. natur med minimale negative effekter av menneskelig aktivitet på naturmangfoldet). God økologisk tilstand innebærer at både biologiske og abiotiske egenskaper må være tilstrekkelig intakte til at økosystemet kan levere et mangfold av naturgoder, herunder både forsynende tjenester (som tømmer og beiteressurser), regulerende tjenester (som karbonbinding og flomdemping) og opplevelses- og informasjonstjenester (som friluftsliv). Biologisk mangfold (inkl. bestandsstørrelser av arter og artsmangfold), er en av syv egenskaper som inngår i vurderingen av økologisk tilstand: primærproduksjon, fordeling av biomasse i ulike trofiske nivå, funksjonell sammensetning innen trofiske nivå, funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer, landskapsøkologiske mønstre, biologisk mangfold og abiotiske forhold.

Så langt i Norge er det publisert regionale vurderinger av økologisk tilstand for arktisk tundra (dvs. Svalbard og arktisk del av Finnmark; Pedersen et al. 2021), skog (Framstad et al. 2022a) og fjell (Framstad et al. 2022b). For skog og fjell er det vurdert at Indikatorene som inngår i den nasjonale vurderingen av økologisk tilstand, kan inngå i rapportering av økologisk tilstand i FNs nye standard for naturregnskap (United Nations 2021). Det er imidlertid mulig å nedskalere indekset til økosystemer i lokale områder, men det er en utfordring å få samlet inn lokale data som kan benyttes til tilstandsvurdering av områder som for eksempel skal restaureres eller bygges ut. I kapittel 3.3 beskriver vi hva som foregår for utvikling av data for lokale forhold, mens vi i kapittel 3.4 foreslår hvordan dette kan forbedres med en kombinasjon av data bygd på nasjonal overvåking, fjernmåling og lokal innsamling av data etter standardiserte protokoller. Arbeidet med å vurdere indikatorer som er relevante for om naturtypene er forringet, må inngå i dette arbeidet, og de må også kunne benyttes til å vurdere om restaureringstiltak vil bedre tilstanden.

[Naturindeksen](#) er det beste kvantitative målet vi har på utviklingen av det biologiske mangfoldet i Norge (Jakobsson & Pedersen 2020). I naturindeksen inngår kunnskap om utvikling til en rekke arter og artssamfunn over tid, og den gir en samlet oversikt over tilstanden til det biologiske mangfoldet i hovedøkosystemene. Ny kunnskap om indikatorene som inngår i naturindeksen, innarbeides ved hver oppdatering slik at den til enhver tid skal reflektere det beste kunnskapsnivået. Naturindeksen er brukt som en beskrivelse av egenskapen «biologisk mangfold» når økologisk tilstand har blitt vurdert i fjell og skog. Naturindeksen rapporteres for fem regioner i Norge. Rammeverket legger til rette for at naturindeksen kan presenteres på kommunenivå, men per 2022 er datagrunnlaget for dårlig til å gjøre dette. Ny datainnsamling (kapittel 3.3), modelleringer og nye statistiske metoder kan på sikt gjøre dette mulig.

2.3 Natur i Norge og naturrestaurering

For å vite hvor ulike naturtyper ligger, hvor store arealer de dekker, og hvilke områder som har restaureringsbehov, trengs kartlegging av natur. Natur i Norge (NiN) er et type- og klassifiseringssystem for ulike skalanivåer av natur. Det beskriver norsk natur og deler den inn i arealtyper (Halvorsen et al. 2016a,b). Stortinget vedtok i 2014 at NiN skulle utgjøre kjernen i naturkartlegging i Norge. Som følge av dette foregår det meste av den detaljerte naturkartlegging i Norge i dag etter NiN-systemet. I dette kapitlet gir vi en kort gjennomgang av NiN-systemet, hvordan påvirkninger og tilstand i naturforekomster kan synliggjøres i NiN, og dermed hvordan kartlegging kan brukes til å identifisere arealer med restaureringsbehov.

Natur i Norge (NiN) har tre hoveddimensjoner: 1) naturmangfoldnivåene i NiN håndterer skala, 2) typeinndelingen deler naturen inn i typer og 3) beskrivelsessystemet gir mulighet til å beskrive variasjon i naturen også innad i en type, f.eks. variasjon langs klimatiske gradienter eller som resultat av ulike påvirkninger.

Naturen kan deles inn i typer på ulike romlige skalaer, betegnet naturmangfoldnivåer. De tre nivåene landskapstyper, natursystemer og livsmedier er heldekkende, dvs. all natur i Norge kan tilordnes typer på hvert av de tre nivåene. NiN skiller mellom naturlig, semi-naturlig og sterkt

endret natursystem, avhengig av graden av påvirkning fra og avhengighet av menneskebettinget forstyrrelse³.

Natursystem i NiN defineres av «*alle organismer innen et mer eller mindre enhetlig, avgrensbart område, det totale miljøet de lever i og er tilpasset til, og de prosesser som regulerer relasjoner organismene imellom og mellom organismer og miljø (herunder menneskelig aktivitet)*». Natursystemnivået adresserer naturvariasjon på økosystem-nivået, men på en relativt fin romlig skala. Natursystemnivået er det av naturmangfoldnivåene som er mest gjennomarbeidet i NiN 2.1. Kartlegging av natur i Norge tar i hovedsak utgangspunkt i dette nivået. Kartleggingsenheter for terrestriske natursystemer er tilrettelagt for ulike målestokkområder, dvs. at detaljeringen i kartlegging tilpasses en gitt romlig skala (f.eks. 1:5000 eller 1:10 000; Halvorsen & Bratli 2019). Koblingen mellom kartleggingsenheter og natursystemnivået gjør natursystemene til et relevant skalanivå å vurdere i forhold til restaureringsbehov.

Beskrivelsessystemet i NiN gir videre mulighet til en mer detaljert beskrivelse av naturvariasjonen. Beskrivelsessystemet inkluderer ni grupper med variabler (kilder til variasjon), i tillegg til underordnede lokale komplekse miljøvariabler, og har om lag 90 (sammensatte) variabler (Halvorsen et al. 2016a). En av gruppene av beskrivelsesvariabler er tilstandsvariasjon som beskriver omfang, type og effekter av påvirkninger på natur eller økologiske prosesser.

Tilstandsvariasjon i NiN er definert i beskrivelsessystemet ved et sett med 16 variabler («indikatorer»). Disse variablene varierer mellom å beskrive tilstand direkte og å beskrive omfang og type av menneskelige påvirkninger som igjen kan påvirke tilstanden i naturen. Elleve av tilstandsvariablene representerer omfang av ulike påvirkninger, f.eks. omfang av grøfting eller spor av ferdsel med tunge kjøretøy. Fem variabler representerer økologiske prosesser – slik som endringer i arts- eller alderssammensetning – som følge av en ytre påvirkning (**Tabell 2.1**). Ulike måleskalaer brukes for de 16 tilstandsvariablene, men alle gir grunnlag for å vurdere behov for (restaurerings)tiltak for en gitt naturtypeforekomst. For forekomster av myr vil for eksempel skåring av variabelen 7GR Grøfting gi informasjon om hvorvidt grøfter forekommer og hvilken effekt disse har på myras hydrologi og artssammensetning.

Tabell 2.1. Oversikt over tilstandsvariabler slik de er definert for natursystemer i NiN. Variabelsettet omfatter variabler for påvirkning og for effekten av disse påvirkningene (tilstand jf. begrepsbruk i arbeidet med økologisk tilstand og i denne rapporten).

Variabel	Forklaring
7BU Spor etter bunntårling	Fysiske spor etter fiske med bunntredskaper, indikator på trålpåvirkning.
7EU Eutrofiering	Endring i artssammensetning som følge av antropogene tilførsler av nitrogen og fosfor til vann, jord og luft.
7FA Fremmedartsinnslag	Andel av artsinventar som utgjøres av fremmede arter.
7GR Grøfting	Effekter på miljøforhold og artssammensetning forårsaket av dreneringstiltak.
7JB Jordbruk (aktuell bruk av jord)	Består av flere variabler som sammen gir en fullstendig beskrivelse av de tiltakene som blir utført: aktuell bruksintensitet, beitedyr, brenning, beitetrykk, gjødsling, høsting av tresjikt, jordbearbeiding, kystlyngheias utviklingsfaser, slåtteinntensitet, sprøyting, såing og utplantning, samt vanning.

³ **Naturlig system** defineres som økosystem der dominerende økosystemkomponent mangler, eller bare har svakt preg av, menneskebettinget forstyrrelse, men som ikke er betinget av menneskebettinget forstyrrelse, og der økosystemfunksjon, -struktur og -tjenester ikke er vesentlig endret som resultat av menneskebettinget forstyrrelse. **Semi-naturlig system** defineres som økosystem som forutsetter, og i så sterk grad er preget av, menneskebettinget forstyrrelse at økosystemfunksjon, -struktur og -tjenester endres vesentlig. Samtidig er systemet ikke gjennomgripende endret og det er et helhetlig system. **Sterkt endret system** defineres som økosystem preget av høy menneskebettinget forstyrrelsesintensitet, oftest formet (skapt) av naturinngrep som har endret systemets struktur/andre egenskaper så sterkt at systemet ikke har næringskjeder, diasporbank og biotiske relasjoner (Halvorsen et al. 2016b).

7MG Miljøgifter og annen forurensning	Fanger opp virkninger av kjemiske stoffer på artssammensetning.
7OB Overbeskatning	Adresserer tilstandsvariasjon knyttet til påviselig overbeskatning i natursystemer.
7RA Rask suksesjon	Beskriver artssammensetning i suksesjonsforløp som forventes etter opphør av bruk i ulike natursystemer; boreal hei, semi-naturlig jordbruksmark, semi-naturlig myr, treplantasje, samt naturlig og sterkt endret mark.
7SB Skogbruk (bruk av tresatt areal)	Består av flere variabler som sammen gir en fylldig beskrivelse av de tiltakene som blir utført: foryngelsestiltak, foryngelsesmateriale, hogstinngrep, hogststubbeandel, terrengkalking, samt uttaksmetode.
7SD Skogbestandsdynamikk	Den sammensatte variabelen plasserer en skogbestand først på grunnlag av type av bestandsdynamikk i de to kategoriene normalskog (=produksjonsskog) og naturskog. Videre plasseres den i et suksesjonsstadium eller en utviklingsfase.
7SE Spor etter slitasje og slitasjebetinget erosjon	Arealandel med tydelige slitasjespor.
7SN Naturlig bestandsreduksjon på tresatt areal	Består av flere variabler som til sammen skal gi en fylldig beskrivelse av observerbare spor etter naturlig bestandsreduksjon (eller bestandsavgang, dvs. død eller destruksjon av hele skogbestand) på tresatt mark.
7SU Forsuring	Endring i artssammensetning som følge av antropogene tilførsler av kjemiske stoffer (først og fremst svovelforbindelser) som virker forsurende når de avsettes gjennom nedbør eller luft.
7TK Spor etter ferdsel med tunge kjøretøy	Arealandel med kjørespor.
7UB Ubalanse mellom trofiske nivåer	Arealandel med spor etter overbeite eller vegetasjonsskader som skyldes ubalanse mellom trofiske nivåer.
7VR Vassdragsregulerings-effekt	Effekter på miljøforhold og artssammensetning forårsaket av menneskebetingede endringer av vannføring/vannstand i elver og innsjøer.

Pågående kartlegging fokuserer i stor grad på naturlige og semi-naturlige økosystemer, og kartlegging etter Miljødirektoratets instruks omfatter i hovedsak truede naturtyper. Denne kartleggingen skal registrere slike naturtypeforekomster også når de har svært redusert tilstand, f.eks. myr med omfattende eller gjennomgripende grøfting eller svært mye kjørespor. Dersom naturtypeforekomsten er så sterkt forringet at den er varig endret, vil den som regel kartfestes som sterkt endret. Sterkt påvirkede myrer kan f.eks. kartlegges som torvtak eller grøftet åpen torvmark. Slike forekomster vil ikke bli kartfestet i kartlegging etter Miljødirektoratets instruks, men vil fanges opp i f.eks. totalkartlegging av verneområder.

3 Arealregnskap og naturregnskap

Et **naturregnskap** har fire hovedelementer (**Boks 2.1**). De ulike komponentene i regnskapet kan utarbeides som selvstendige produkter, i tillegg til at alle komponenter sammenstilles i et konsistent samlet regnskap.

Et **arealregnskap** tallfester utbredelsen og endringene i arealtyper slik at forvaltningen blir i bedre stand til å gjøre kunnskapsbaserte beslutninger rundt arealbruk (**Boks 2.1**). For å oppnå et mål om arealnøytralitet trengs en måte å måle arealtypenes utstrekning og endringer på over tid. Internasjonalt brukes begrepet *land degradation neutrality* som også fanger opp viktigheten av å bevare god økologisk tilstand på arealene (Cowie et al. 2018). I denne rapporten omtaler vi dette som **naturnøytralitet** (**Boks 2.1**).

Boks 2.1: Definisjon av begreper

Naturregnskap

Naturregnskap, også kalt økosystemregnskap, er en samlet oversikt over tilstand og utvikling i naturen i et område. Et naturregnskap har ifølge FN fire hovedelementer: 1) *arealregnskap* for økosystemer; 2) et geografisk eksplisitt regnskap med parametere som indikerer *økologisk tilstand*, dvs. «helsetilstanden» til økosystemene; 3) et regnskap over et utvalg sentrale goder og tjenester vi får fra økosystemene – *naturgoder*; og 4) økonomisk verdisetting og – regnskap, basert på de tre første punktene. De ulike komponentene i regnskapet kan utarbeides som selvstendige produkter, i tillegg til at alle komponenter samles i et konsistent samlet regnskap (United Nations 2021).

Arealregnskap for økosystemer

Et arealregnskap for økosystemer er en oversikt og en opptelling av det samlede arealet for ulike hovedtyper økosystemer i et analyseområde (f.eks. en kommune eller et planområde). I arealregnskapet ønsker man å beskrive/kvantifisere landskapets sammensetning av økosystemer og landskapselementer. Arealregnskap inngår i naturregnskapet (United Nations 2021).

Endringsanalyse

Ved å utarbeide naturregnskap for det samme området for flere tidspunkt, kan vi gjennomføre en endringsanalyse. En endringsanalyse for et naturregnskap viser endring over tid for økosystemenes utbredelse og/eller tilstand og/eller evnen til å produsere naturgoder.

Arealnøytralitet

I 2022 finnes det ingen offisiell norsk definisjon som beskriver hvordan arealnøytralitet kan oppnås, så dette må defineres fra sak til sak. Her legger vi til grunn at arealnøytralitet innebærer økt gjenbruk og mer effektiv utnyttning av arealer som allerede er utsatt for menneskelige inngrep, slik at ny utbyggingsvirksomhet og endret arealbruk ikke fører til at det samlede naturarealet i et område reduseres..

Naturnøytralitet

Begrepet naturnøytralitet kan forstås på flere måter. Her legger vi til grunn at naturnøytralitet innebærer at inngrep ikke medfører netto tap av naturarealer og at arealenes økologiske tilstand eller evne til å produsere naturgoder ikke er forringet i forhold til før inngrepet. Det innebærer et arealregnskap og en vurdering av tilstanden og at dette deretter sees i sammenheng.

Dette kapitlet gir en oversikt over kunnskapsstatusen i dag, og hvilke utviklingsprosjekter som foregår for å forbedre datagrunnlaget for å utarbeide arealregnskap og naturregnskap. Til slutt omtaler vi hvordan et arealregnskap eller et naturregnskap kan tenkes brukt på lokalt nivå (kommunal arealforvaltning og konsekvensutredninger). For å sette naturregnskap inn i en

internasjonal kontekst som vil få betydning for Norges rapportering til EUROSTAT (EUs statistikkontor), omtaler vi innledningsvis FNs naturregnskap (United Nations 2021). FNs naturregnskap gir et godt grunnlag for å utvikle naturregnskap for Norge og har tilstrekkelig fleksibilitet til at det egner seg for norske forhold og på ulike geografiske skalaer.

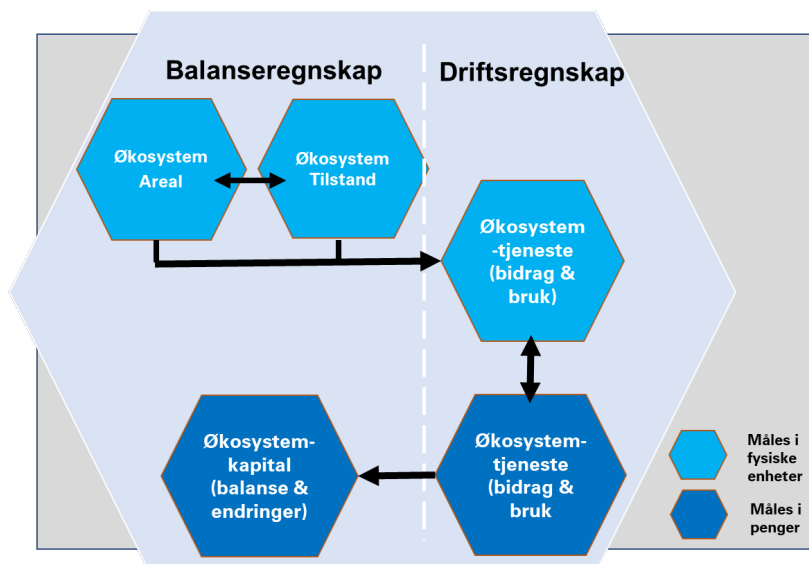
3.1 FNs standard for naturregnskap

Bakgrunnen for arbeidet med naturregnskap i FN er at dagens nasjonalregnskap kun omfatter økonomiske verdier som kan eies eller omsettes. Fellesgoder som ren luft og rent vann, biologisk mangfold og verdien av naturens bidrag til økonomien inngår derfor ikke i nasjonalregnskapet. Det betyr at forringelse av økosystemer, og dermed deres reduserte kapasitet til å produsere naturgoder, ikke er synlig i nasjonalregnskapet. Gjennom nasjonalregnskapet får man ikke vite om vannet er rent eller om bestandene av hubro er god. Det som derimot er synlig, er økonomisk aktivitet knyttet til å restaurere forringet natur, f.eks. rense forurenset vann eller redde den truede hubroen. Restaurering av natur er økonomisk verdiskaping og øker verdiene målt i nasjonalregnskapet, mens forringelse av natur ikke reduserer verdiene målt i nasjonalregnskapet. Dette er et paradoks: Så lenge det ikke reduserer produksjon av varer, vil store naturkatastrofer, forringelse av økosystemer eller utslipp av forurensende stoffer ikke redusere nettosummen i nasjonalregnskapet, men heller føre til en tilsynelatende økt produksjon og velferd grunnet økonomisk aktivitet forbundet med nødvendig restaurering. Redusert kapasitet i økosystemene til regulerende tjenester som flomregulering, karbonbinding eller rensing av vann, vil ikke bli synlig i nasjonalregnskapet.

Formålet med FNs naturregnskap er å styrke kunnskapsgrunnlaget for beslutningstakere i økonomisk politikk, miljøforvaltning og arealforvaltning, og gjøre dem mer oppmerksom på om naturens kapasitet til å levere naturgoder reduseres over tid. Naturregnskapet er arealbasert og knyttet til distinkte økosystem- eller areal typer. Det gir grunnlag for å vurdere naturens kapasitet til å levere naturgoder og hvordan dagens utnyttelse av naturressurser påvirker framtidig kapasitet til å levere naturgodene. Et økosystems kapasitet til å produsere naturgoder avhenger av økosystemets areal og økologiske tilstand, og derfor vil et rent arealregnskap ikke være godt nok for å forstå alle relevante konsekvenser av arealbruken. FNs naturregnskap over areal og økologisk tilstand er i utgangspunktet beskrevet i form av fysiske, kjemiske eller biologiske enheter, dvs. de angis ikke i pengeverdi, men i mengder eller relative verdier. Regnskapet for naturgoder kan kvantifiseres både i biofysiske enheter og tallfestes i pengeverdi.

Etter mange års utviklingsarbeid ble FNs naturregnskap vedtatt som internasjonal standard i mars 2021 (United Nations 2021). Regnskapet kan blant annet benyttes til å rapportere et lands utvikling knyttet til FNs bærekraftsmål. Naturregnskapet er konsistent med regnskapsprinsippene i nasjonalregnskapet, og det er sektorovergripende. Rammeverket er vedtatt i FN, og standarden omfatter arealregnskap og tilstandsregnskap for arealene, samt uttak av naturgoder (naturgoder) (**Figur 3.1**). Disse delene av regnskapet omfatter biofysiske målinger, dvs. kvantitative enheter som areal av de ulike økosystemene (km²) (areal), mengde død ved i skogøkosystemet (m³) (tilstand), og f.eks. turist- og fritidsovernattinger i tilknytning til naturområder (antall overnattinger). Rammeverket inneholder også forslag til monetær vurdering av naturgoder (**Figur 3.1**, mørkeblå heksagoner). Her er det foreløpig ikke enighet om beregningsmetodene for økonomisk verdisetting, slik at denne delen foreløpig ikke er godkjent som en statistisk standard. Rammeverket for økonomiske vurderinger bygger imidlertid på internasjonalt anerkjente statistiske prinsipper.

I tillegg kan man utvikle såkalte tematiske regnskap, f.eks. knyttet til biodiversitet, klimaendringer (inkl. karbon), hav og by der man trenger spesifikk kunnskap som beslutningsstøtte.



Figur 3.1. Naturregnskapet består av fire deler: arealregnskap og den økologiske tilstanden på arealene, naturgoder og økosystemkapital. I bunn ligger det at økosystemenes areal og tilstand gir grunnlag for produksjon av naturgodene. De lyseblå delene er vedtatt som statistisk standard, og disse delene skal rapporteres i biofysiske enheter, dvs. ikke i pengeverdi. De mørkeblå delene skal rapporteres i pengeverdi. Disse delene kan rapporteres frivillig, inkludert verdien av naturgodene. Usikkerhet rundt hvilke økonomiske beregningsmetoder som er best egnet for å anslå pengeverdi, er hovedårsaken til at de mørkeblå enhetene foreløpig ikke inngår i den statistiske standarden. Økosystemtjenesteregnskapet målt i penger viser verdien av naturgodene per år. Økosystemkapitalregnskapet viser endringer i nåverdien av framtidig årlig verdistrøm fra naturgodene (tilsvarende summen av hva som kan gå tapt i framtida om økosystemet ødelegges). Kilde: United Nations (2021).

EU skal for første gang rapportere etter FN-standardene i 2026. Deretter skal areal- og tilstandsregnskap rapporteres hvert tredje år, mens naturgoder skal rapporteres årlig. Norge vil etter all sannsynlighet bli bundet av forordningen i EU, og i [Hurdalsplattformen](#) fastslår Regjeringen at de vil utvikle naturregnskap for Norge. SSB deltar i EUs arbeid med innføring av naturregnskapet i Europa, mens NINA og andre institusjoner gir faglige råd til SSB. Arbeidet med økologisk tilstand i Norge (kapittel 2.2) og arbeidet med å etablere et heldekkende kart over norske land-økosystemer (se Framstad et al. 2021a) vil kunne bli benyttet til rapportering til EUROSTAT (EUs statistikkontor).

En utfordring ved naturregnskapet for lokal arealforvaltning er at rapporteringen til EUROSTAT skal skje på nasjonalt nivå. Imidlertid må vi forutsette at naturregnskap som utformes på lokalt nivå, følger FN-standardene, eller i det minste er kompatibel med denne. Dette gjør det mulig å sammenlikne regnskapene på tvers av konsekvensutredninger, kommuner, fylker, nasjoner eller internasjonale sammenstillinger. Resten av kapittel 3 omtaler status for datagrunnlaget for et naturregnskap inkludert arealregnskap på lokalt nivå. Det er her beslutningene om arealdisponering tas.

3.2 Arealregnskap og tilstand på arealene

Som beskrevet i 3.1, har FNs standard for naturregnskap fire hovedelementer. Økologisk tilstand er beskrevet i kapittel 2.2. Vi går ikke videre på et regnskap over naturgoder eller økonomisk verdsetting i denne rapporten. FNs naturregnskap legger imidlertid til grunn at økosystemenes areal og tilstand er avgjørende for det samlede uttaket av alle naturgoder (**Figur 3.1**). I denne rapporten synliggjør vi at kunnskap om arealregnskap og økologisk tilstand vil gi nyttig kunnskap for ivaretagelse og restaurering av natur. En forutsetning for at en kommune skal bli naturnøytral

(se **Boks 2.1**), er at det samlede naturarealet ikke er i tilbakegang og at arealene har god økologisk tilstand.

Arealregnskap har vært definert på ulike måter i Norge. I en kartlegging av praksis rundt bruk av arealregnskap i kommuneplaner, definerer Rambøll (2020) arealregnskap som et verktøy for å vurdere omfanget av eksisterende og planlagte utbyggingsarealer. Slike arealregnskap kan gjøre det tydeligere for kommunene hvor mye arealer de legger opp til at skal utbygges i årene fremover, og skape en bevissthet om hvilke arealressurser (f.eks. dyrkbar jord) eller områder med naturmangfold som blir borte (Rambøll 2020). I sin standard for naturregnskap, bruker FN en videre definisjon av arealregnskap enn Rambøll. Her er regnskapet ikke avgrenset utbygging, men til regnskap for den samlede utbredelsen av økosystemer. Arealregnskap for økosystemer inngår her som den mest grunnleggende komponenten i et naturregnskap (Lof et al. 2022).

I et arealregnskap ønsker vi å beskrive landskapets sammensetning av ulike økosystemer. Kartlegging av økosystemer innebærer i hovedsak to forenklinger. Den første forenklingen er at det etableres eller velges et typesystem slik at alle økosystemer som likner på hverandre, kan tilordnes samme type (økologisk forenkling). Aller helst vil vi bruke et typesystem som gjenspeiler sammensetning av arter og miljøforhold i områdene våre, og de økologiske prosessene som pågår der. Systemer for typeinndeling av økosystemer (f.eks. NiN) baserer seg gjerne på inndeling i enheter som er stabile over relativt lang tid, typisk mer enn 100–200 år (Halvorsen et al. 2020). Den andre forenklingen er at vi identifiserer arealene geografisk, ved at vi avgrenser hvert område i en gitt skala, og tilordner området til én type (kartografisk forenkling). Dette kan gjøres gjennom feltarbeid, via fjernmåling eller ved en kombinasjon av disse kartleggingsmetodene. Når området er ferdig kartlagt, og alle delområder er tilordnet én type, kan arealregnskapet sammenstilles. Et arealregnskap for økosystemer er ganske enkelt en oversikt og en opptelling av arealer og arealandeler for de ulike typene økosystemer i et analyseområde. Arealregnskapet svarer på spørsmål som hvor mye skog eller våtmark det finnes i et analyseområde, gitt at typesystemet har enheter for en slik inndeling. Slik EUROSTAT og FN definerer begrepet, skal et arealregnskap være romlig og geografisk eksplisitt (Lof et al. 2021, EUROSTAT 2021). Det betyr at arealregnskapet etter FN-standardene ikke skal være basert på et utvalg punkter eller flater (som f.eks. landsskogtakseringen; Breidenbach et al. 2020), men må være basert på heldekende og oppdaterte kart over hele området som vurderes. Dersom vi kartlegger utbredelsen av økosystemer og utarbeider arealregnskap for flere tidspunkt, kan vi kvantifisere hvordan landskapet har endret seg over tid. En slik endringsanalyse svarer på spørsmål som: Hvilke naturtyper har det blitt mer av? Hvilke har det blitt mindre av? Har landskapet blitt mer homogent eller mer heterogent? Hvilke typer har endret seg til hvilke andre typer? Rapporteringen til EU skal ha med slike overgangsmatriser for endringer mellom areal typer.

Mens et arealregnskap gir en oversikt over enheter som er relativt stabile over tid (ulike typer økosystemer), beskriver den økologiske *tilstanden* miljøvariasjon som normalt foregår over kortere tidsrom, typisk variasjon over tidsrom mindre enn hundre år (Halvorsen et al. 2016a; se også kapittel 2.2. som beskriver status for fagsystem for økologisk tilstand). I kapittel 3.3.2 kommer vi tilbake til hvordan fagsystem for økologisk tilstand kan utvikles til å fungere bedre på lokalt nivå.

Enkelte kommuner utarbeider nå arealregnskap ut i fra en innfallsvinkel som baserer seg på AR5-kategorier. Disse [AR5-kategoriene](#) samsvarer ikke godt med et naturregnskap, siden økosystemene ikke er gjenstand for arealinndelingen, men derimot mer relatert til bruksområder (jordbruksareal, produktiv skog og annet areal) (se også kapittel 3.3.1).

3.3 Kunnskapsgrunnlag for arealregnskap i Norge

3.3.1 Kart og kartlegging av økosystemer

Systematisk kartlegging av norsk natur har en lang tradisjon, og det finnes en rekke kart over utbredelse av natur i Norge, basert på ulike inndelinger av naturen. Sentrale aktører i

kartleggingen er Kartverket (basis geodata), Norges geologiske undersøkelse (NGU; berggrunn, løsmasser, jordsmonn), Norsk institutt for bioøkonomi (arealressurser for landbruksformål) og Miljødirektoratet (arter, naturtyper og miljøforhold). Disse kartene er utarbeidet med sikte på å dekke svært ulike formål og bruksområder, og de er i varierende grad egnet til bruk i et arealregnskap for økosystemer. En oversikt over kartleggingstradisjoner og typesystemer er gitt i Bryn et al. (2020). En rekke kart av interesse for naturforvaltningen er samlet i kartportal for økologiske grunnkart (Artsdatabanken 2022). Økologiske grunnkart er en samling kartlag som gir kunnskap om hvor naturtyper og arter finnes i landet. Det består også av kartlag om miljøvariabler, som sier noe om forutsetninger for at naturtyper og arter kan finnes på gitte steder i Norge.

Krav til kartgrunnlag i FNs standard for naturregnskap

Grovt sett må kart som skal brukes i utarbeiding av arealregnskap for økosystemer etter FNs standard, oppfylle fire viktige kriterier. For det første må kartene gjenspeile økologien i analyseområdet, dvs. de må benytte en inndeling av naturen i økosystemer som gjenspeiler samspillet mellom arter og miljøforhold. For det andre må kartene ha et detaljnivå (oppløsning) som er egnet til formålet (f.eks. kunnskapsgrunnlag for arealplanlegging og forvaltning). For det tredje må kartleggingstidspunkt være oppgitt, slik at kartet kan brukes til å vurdere endringer over tid. For det fjerde må kartene være heldekkende, dvs. at de ikke kun kartlegger enkelte kjente forekomster, men at alt areal i kartleggingsområdet er klassifisert og avgrenset. En vurdering av eksisterende kartprodukter som viser økosystemer i Norge, er gitt i Framstad et al. (2021b). Her omtaler vi kun kort de kartene og datasettene som er mest aktuelle med sikte på utarbeiding av arealregnskap for Norge.

Arealdekkende kartlegging er sammenhengende kartlegging der hele det forhåndsdefinerte arealet kartlegges og alle arealkategorier inkluderes. Eksempler på slik kartlegging er kartverkets topografiske kartserie N50 og NIBIO sitt kart over Arealressurser AR5. Slik kartlegging er i utgangspunktet egnet både til å utvikle naturregnskap og som kunnskapsgrunnlag for arealplanlegging, gitt at de har godt nok detaljnivå og er oppdaterte. Ulempen med arealdekkende naturkartlegging er at det tar tid og er relativt kostnadskreven. Til tross for en satsing på naturkartlegging gjennom kunnskapsløftet for naturmangfold (omtalt i Meld. St. 14 (2015-2016)), har de fleste heldekkende temakartene for Norge fortsatt ganske lav dekningsgrad. Vegetasjonskart i målestokken 1:20.000 – 1:50.000 dekker f.eks. bare omkring 10 % av fastlandsarealet i Norge, geologiske kart i målestokken 1:50.000 dekker omkring 55 %, mens kvartærgeologiske kart i målestokken 1:50.000 dekker omkring 25 % (Bryn et al. 2020).

N50 Kartdata er et landsdekkende topografisk kart i kartserien Norge 1:50 000 (Kartverket 2017). Kartserien er heldekkende for Norge, men har få arealtyper, er ikke økologisk og kartlegges med relativt lav presisjon for naturområder. Myrer og skogområder må f.eks. være større enn 4 000 m² for å kartfestes.

AR5 er et nasjonalt klassifikasjonssystem for kartlegging og klassifisering av arealressurser med særlig vekt på arealer i jordbruk og skogbruk (Ahlstrøm et al. 2019). AR5 dekker stort sett hele landet under skoggrensen. Store områder over skoggrensen er ikke kartlagt. Kartleggingen er tilpasset målestokk 1:5 000, og minste kartleggingsenhet er 500 m² for jordbruksareal og 2 000 m² for annet areal. AR5 skal i prinsippet oppdateres og ajourføres kontinuerlig, men det er forskjeller fra kommune til kommune, og det kan være et etterslep på inntil fem år, og ofte langt mer i fjell og utmarksområder. Kartserien er mest oppdatert i sentrale strøk og i jordbruksområder. AR5 har imidlertid ikke den typeinndelingen av arealer (økosystemer) som FNs standard for naturregnskap krever. AR50 representerer en generalisering av AR5 i målestokk 1:50 000, med noe enklere typeinndeling og grovere oppløsning, med et minsteareal på 15 dekar. AR50 er gjort landsdekkende ved å trekke inn andre datagrunnlag (N50 og det fjernmålingsbaserte produktet AR-fjell (Heggem et al. 2019)).

SSB-arealbruk (GeoNorge 2021) er et landsdekkende datasett som gir oversikt over bebygd og opparbeidet areal og hvordan dette brukes (bolig, næring, fritidsbebyggelse, idrettsanlegg, m.m.). Kartet danner grunnlag for SSBs arealbruksstatistikk og oppdateres årlig. Kartserien er

en sammenstilling av data fra andre offentlig tilgjengelige kart fra bl.a. NIBIO (arealressurskart), felles kartdatabase (FKB), Nasjonal vegdatabank (NVDB) og andre offentlige kartprodukter. Dermed er oppdatering av SSBs kart avhengig av oppdateringen av disse kartdataene. Siden kartserien gir en oversikt over alt areal som er utbygd, gir den også et grunnlag for å definere arealer som ikke er utbygd, ettersom dette vil være alt gjenværende areal.

Framstad et al. (2021b) vurderer at ingen av de etablerte norske kartproduktene vurdert over kan brukes eller videreutvikles til et hovedøkosystemkart som tilfredsstillere kriteriene for naturregnskap etter FN sin standard (gjenspeile økologien i analyseområdet, detaljerte nok, jevnlig oppdaterte og heldekkende). Internasjonalt er det utviklet gode eksempler på kartprodukter og informasjonssystemer for naturregnskap (inkludert arealregnskap), som f.eks. EU-prosjekt portalen «Mapping and assessment for integrated ecosystem accounting» (MAIA⁴) og «Artificial Intelligence for Environment & Sustainability (ARIES⁵)». Tilpasning og utvikling av slike kartprodukter og informasjonssystemer for naturregnskap vil trolig være avgjørende for en vellykket implementering av arealregnskap for økosystemer i Norge.

Kartlegging av viktige naturforekomster som ikke er heldekkende

Den enkleste formen for naturkartlegging er registrering av rene forekomstdata. Her kartfestes forekomster av et naturelement (f.eks. en naturtype) eller et utvalg arealkategorier basert på en del kriterier om verdi/betydning for biologisk mangfold, uten innsamling av informasjon om øvrige arealer i kartleggingsområdet. Eksempler på slik kartlegging er tidligere kartlegging av naturtyper etter DN-håndbok 13 (Direktoratet for naturforvaltning 2007). Dette gir gjerne informasjon om forekomster av natur som f.eks. er sjelden, truet, eller som tillegges særlig vekt i arealforvaltningen. Ulempen med slik kartlegging er at arealplanleggeren ikke vet om «hvite flekker» på kartet betyr at den aktuelle naturtypen ikke finnes, eller om det bare betyr at området ikke er kartlagt. Dermed kan man f.eks. risikere å ødelegge verdifull natur utilsiktet, fordi man tror at området er kartlagt og at de aktuelle naturverdiene ikke finnes der, mens området i realiteten aldri er undersøkt. Rene forekomstdata er nyttige indikasjoner på geografisk utbredelse av f.eks. arter og naturtyper, men de er mindre egnet til bruk i naturregnskap, og kan også være et usikkert kunnskapsgrunnlag for arealplanlegging.

Dersom både forekomster og fravær av en naturtype kartlegges i hele kartleggingsområdet (heldekkende), vil derimot kartene gi et godt kunnskapsgrunnlag for arealplanlegging. De kan da også brukes i et naturregnskap. Et eksempel på forekomst-fravær-kartlegging er kartlegging av naturtyper etter Miljødirektoratets instruks (Miljødirektoratet 2021b). Her kartlegges forekomst og fravær av et utvalgt sett naturtyper av spesiell interesse for naturforvaltningen innenfor avgrensede arealer.

De fleste kartleggingsprosjektene er detaljerte og foregår på lokalt nivå. All kartlegging av naturtyper i Norge på oppdrag fra Miljødirektoratet er samlet i Naturbase (Miljødirektoratet 2022) og i Økologiske grunnkart (Artsdatabanken 2022). Her er også samlet en del kartlegginger gjort i forbindelse med konsekvensutredninger. Naturbase inkluderer flere kartlag fra ulike kilder, der de mest relevante er Utvalgte naturtyper, Naturtyper – Miljødirektoratets instruks, Naturtyper – DN-håndbok 13 (terrestrisk), og Naturtyper – DN-håndbok 19 (marint biologisk mangfold). Naturbase har således informasjon om hvilke konkrete naturtyper som har redusert tilstand der dette er kartlagt, og dermed om naturtypen kan/ bør restaureres til en bedre tilstand.

For å få en oversikt over restaureringsbehov i en gitt naturtype, og prioritere restaureringsbehov i forekomster av naturtypen, er det mulig å hente ut data fra Naturbase på alle forekomster av naturtypen, og gå gjennom beskrivelsene av lokalitetskvalitet. Datagrunnlaget for en slik oversikt og prioritering er imidlertid mangelfullt, i hovedsak fordi:

- Kartleggingen av natur i Norge er ikke heldekkende. Hvor stor andel av forekomstene som er kartlagt, er høyst varierende og ofte ukjent.

⁴ <https://maiaportal.eu/>

⁵ <https://seea.un.org/content/aries-for-seea>

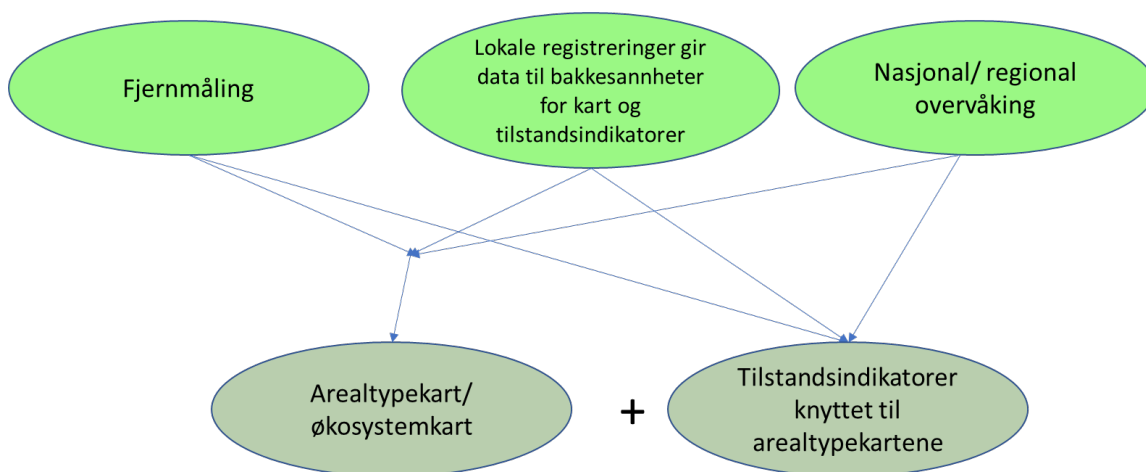
- Hvor godt vurderinger av lokalitetskvalitet, og særlig tilstand, samsvarer med restaureringsbehov er ikke undersøkt.
- Det er ikke utviklet løsninger for å oppdatere kvalitetsvurderinger av forekomster etter gjennomføring av (restaurerings)tiltak. Hvorvidt kvalitetsvurderinger i Naturbase stemmer med dagens tilstand, er dermed usikkert.

Arealrepresentativ kartlegging

Et kostnadseffektivt alternativ til arealdekkende kartlegging er arealrepresentativ utvalgskartlegging. Slik kartlegging omfatter et utvalg (f.eks. 1000) mindre områder eller flater, plassert tilfeldig eller systematisk i et rutenett i landskapet. Kartlegging av utvalget brukes som grunnlag for å gi estimat for hele «populasjonen/arealmengden» av naturtyper i et kartleggingsområde, f.eks. et land, et fylke eller en kommune. Et eksempel på slik kartlegging er landsskogtakseringen og arealrepresentativ overvåking av naturtyper (ANO; Tingstad et al. 2019). ANO vil etter første omløp i 2024 gi en oversikt over samlet areal og økologisk tilstand for vanlig forekommende naturtyper i Norge. I tillegg foregår det noen få naturtypespesifikke overvåkingsprosjekter (overvåking av åpen grunnlendt kalkmark; Evju et al. 2020a, 2021, arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng; Bår et al. 2021). Disse naturtypespesifikke overvåkingsprosjektene vil gi grunnlag for å peke på restaureringsbehov og effekter av restaurering innenfor disse naturtypene. ANO vil derimot gi oversikt over endringer i areal og tilstand av (vanlige) naturtyper i Norge.

3.3.2 Fra nasjonalt til lokalt nivå

Som beskrevet over, er det tatt en rekke initiativ for å kunne framskaffe beslutningsrelevante data til bruk i lokalt arealregnskap og vurdering av hvordan lokal arealforvaltning kan bli arealnøytral eller til og med naturnøytral. Kunnskapen må kunne brukes både til å føre naturregnskap og til å vurdere tilstand og vurdere konkrete tiltak for ev. å oppnå naturnøytralitet, slik som 1) hvor skal man prioritere restaurering, og 2) hvor er det mulig å gjennomføre kompensierende tiltak. For å vurdere naturnøytralitet må man både vurdere arealet av en naturtype, men også om den økologiske tilstanden (kvaliteten) på arealet er god. **Figur 3.2** gir et oversiktsbilde av hvordan ulike datakilder bidrar som grunnlag for å vurdere areal og tilstand.



Figur 3.2. Kunnskapskilder for å kunne vurdere areal og tilstand på lokalt nivå.

Kommunal- og distriktsdepartementet (KDD) har inngått en rammeavtale med Rambøll om et fireårig prosjekt om å gjennomføre piloter, utvikle veiledning og få faglige råd knyttet til bruk av

arealregnskap i kommuneplanprosesser. I prosjektet er det fokus på områder som kan være aktuelle for bebyggelse og annen bruk av arealer. Det er ikke fokus på naturregnskap og endringer i arealet av økosystemer. Slik prosjektinnretningen ser ut per januar 2022, ser det ut som om det vil bli mulig å utvide fokuset til også å inkludere andre typer arealer og deres økosystemer. **Figur 3.2** illustrerer hvilke datakilder som kan bidra til at en kommune eller andre kan utforme et naturregnskap, og dermed også om det kan være et grunnlag for å oppnå naturnøytralitet. Per 2022 er det flere kommuner som frivillig har vedtatt arealnøytralitet eller ser på muligheter for bruk av arealregnskap i kommuneplanleggingen.

Alle data som samles inn, bør være tilgjengelig for alle potensielle brukere, uansett hvem som foretar innsamlingen. Nasjonalt bør Norge utvikle relevante fjernmålingskart over økosystemer, der kartene også kan benyttes lokalt. Det er imidlertid noen utfordringer her, bl.a. hvordan seminaturlig mark og våtmark kan avgrenses (Framstad et al. 2021b). Lokalt kan det være behov for å samle inn flere data før man kan ferdigstille et naturregnskap. Trolig vil det være et spesielt behov for å samle inn flere registreringer for å vurdere arealenes økologiske tilstand. Innsamling av data fra lokale initiativer er i dag lite systematisk. Det må derfor utvikles standardiserte protokoller for feltregistreringer som kan gjøres lokalt, og registreringene bør kunne rapporteres til en sentral database via f.eks. apper som benyttes i felt. Lokale registreringer bør kunne gjennomføres uten spesiell kompetanse, men selvfølgelig etter opplæring. For utvikling av slike protokoller er det mye å lære av lokale registreringer som f.eks. er brukt i rapportering til EUs habitatdirektiv eller Storbritannias *Biodiversity Net Gain* initiativ (spesielt *the Biodiversity Metric*⁶). Protokollene som utvikles for lokale registreringer, bør være i samsvar med det som brukes i norske nasjonale overvåkingsprogram der det er behov for lignende registreringer (som ANO og GRUK; se kapittel 3.3.1 og NiN-kartleggingen der relevant).

Fagsystemet for økologisk tilstand (Nybø & Evju 2017) beskriver og gir rammene for hvordan begrepet økologisk tilstand skal tolkes. Der står det blant annet at økologisk tilstand skal reflektere en helhetlig vurdering av økosystemenes tilstand i forhold til struktur og funksjon. Selv om flere av egenskapene ved økosystemer i god økologisk tilstand gjenspeiler økologiske prosesser som utspiller seg på landskapsnivå, så er det er allikevel ingen ting ved fagsystemet som tilsier at det ikke kan gjennomføres i lokale utredninger, inkludert kommunale naturregnskap. Spesielt så har indeksmetoden for måling av økologisk tilstand (Töpper & Jakobsson 2021) et potensial for lokal tilpasning. Dette testes nå ut av NINA i et pilotprosjekt der det skal utarbeides et komplett naturregnskap for Nordre Follo kommune gjennom forskningsprosjektet ECOGAP som ledes av OsloMet. Noen av utfordringene i dette arbeidet blir blant annet å lokalisere relevante datasett eller produsere protokoller for ny datainnsamling, samt å designe nye tilstandsindikatorer som gir høyoppløselig og forvaltningsrelevant informasjon. Prosjektet vil gi nyttig læring for utvikling av naturregnskap for andre kommuner og fylker.

Det er et mål at selve utformingen av naturregnskap (areal og tilstand) kan baseres på offentlige kart og databaser, som kan gi grunnlag for en «automatisk» utregning. Man må likevel anta at før regnskapet lages, så må det gjøres en del lokale registreringer (se over). Manual for disse registreringene og utvikling av on-line apper der man legger inn lokale registreringer i en felles database, er ikke påbegynt. Per 2022 tenker vi at hver kommune trenger en person som har ansvaret å organisere eventuelle lokale registreringer og samle denne kunnskapen i standardisert format. Personen må kunne håndtere nasjonale databaser, gi opplæring til registranter både i metodikk og innlegging av registreringer i felles databaser. Det er en fordel med økologisk kompetanse. Nødvendig omfang av lokale registreringer er ikke klart, men arbeidet i ulike testkommuner kan bidra til å få innsikt i omfanget. En utbygger bør benytte samme registreringsmetoder og «automatiske beregninger» av naturregnskap for utbyggingsområdet.

⁶ [The Biodiversity Metric 3.0 - JP039 \(nephubprod.appspot.com\)](https://nephubprod.appspot.com)

4 Behov for restaurering av natur

Når er det behov for restaurering av natur? Dette kan være både ganske lett, men også svært komplisert å svare på. Enkelt sagt er det behov for å restaurere natur dersom kvaliteten (= tilstand) er forringet, eller dersom arealet/forekomsten av en naturtype eller art er redusert som følge av menneskelig påvirkning. Dermed er det en klar kobling til temaene økologisk tilstand og areal- og naturregnskap som er gjennomgått i kapittel 2.2 og 3.

Norge har som mål å restaurere 15 % av allerede forringede økosystemer (Meld. St. 14 (2015-2016) «Natur for livet»). For å følge framdriften mot dette målet, er det behov for statistikk på restaurert areal og en oversikt over hvor mye areal av ulike økosystemer som har behov for restaurering for å kunne beregne avstanden til målet om 15 % restaurert areal. Ettersom ytterligere nedbygging må kompenseres på toppen av 15 %-målet, trengs også statistikk på nye tap eller forringelse av natur. Samtidig er det vanligvis ikke slik at natur enten er intakt eller totalt forringet, men forringelse forekommer langs en gradient, der behovet for restaurering og målet med tiltakene vil variere mye. Derfor rommer restaurering av natur svært mange forskjellige typer tiltak. Restaureringsprosjekter kan ha ulike formål og målsettingene for hvert enkelt prosjekt må avklares. Dette er spesielt viktig i komplekse prosjekter der det også kan oppstå motsetninger mellom ulike mål.

Dette kapitlet har først en gjennomgang av hvordan naturrestaurering defineres og avgrenses. Så presenterer vi hvordan behov for restaurering kan beskrives for vanlig og trua natur. Deretter kommer vi inn på hvordan naturrestaurering inngår i tiltakshierarkiet ved nye utbyggingsprosjekter, spesielt bruken av økologisk kompensasjon. Siste del av kapitlet handler om strategier og prioritering av restaurering, inkludert ulike modeller for prioritering.

4.1 Naturrestaurering – definisjoner og innhold

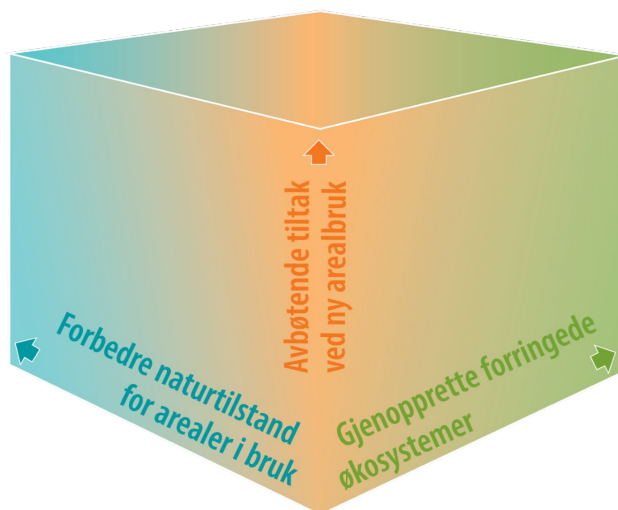
Naturrestaurering er definert på litt ulike måter i ulike miljøer. Fremdeles er det noen miljøer som begrenser begrepet til aktive tiltak som har som mål å gjenopprette det opprinnelige økosystemet (Cliquet et al. 2021), men de fleste miljøer inkluderer nå tiltak som kan forbedre den økologiske tilstanden selv om den ikke tilbakeføres til det opprinnelige økosystemet. Restaurering kan oppsummeres som «aktive tiltak som tar sikte på å forbedre tilstanden i økosystemer som er forringet eller ødelagt og med den hensikt å forbedre naturens evne til å produsere naturgoder» (Society for Ecological Restoration 2004, IPBES 2018). Dette ligger også til grunn for Norges oppfølging av Aichi-målene gjennom det nasjonale målet om at «Økosystemene skal ha god tilstand og levere naturgoder» (Meld. St. 14 (2015-2016) «Natur for livet»). Ved behandlingen av stortingsmeldingen vedtok Stortinget opptrapping av arbeidet med å bedre tilstanden i økosystemene med sikte på at 15 % av de forringede økosystemene skal være restaurert innen 2025 (vedtak 669). I likhet med de fleste andre land har Norge definert restaureringsmål forankret i internasjonale konvensjoner. Felles for de fleste landene er at målene ikke er juridisk bindende, og det er i praksis liten framgang for å oppnå dem (Cliquet et al. 2021).

Restaurering av natur er både et mål og et virkemiddel i nasjonal og internasjonal politikk (Jørgensen 2015). På den ene siden er det et mål å utføre tiltak som kan rapporteres (mengde/omfang), mens det på den andre siden er viktig at tiltakene har ønsket effekt for natur og klima (kvalitet). For å oppnå kvalitet på restaureringen må den gjennomføres slik at økosystemene får en målbart bedre tilstand, i tråd med definerte standarder for økologisk restaurering (Gann et al. 2019). Effekten av restaureringstiltak må kunne sammenliknes med tilstanden før restaurering og i forhold til en referansetilstand (eller et referanseområde) eller med en tilstand etter restaurering i tråd med målet for tiltaket (ønskelig tilstand).

Det er mange typer aktive tiltak som kan bidra til å bedre tilstand i økosystemer, og det kan være nyttig å gruppere dem langs tre akser (**Figur 4.1**).

- Den første aksene handler om å restaurere gamle (eller nye) naturinngrep slik at disse arealene (eller populasjonene) igjen kan fungere som økosystem og levere naturgoder. Dette er den klassiske naturrestaureringen, med prosjekter som restaurering av grøfta myrsystemer eller tilbakeføring av Hjerkinnskytefelt til nasjonalpark (**Figur 4.2**). I henhold til målene i biomangfoldkonvensjonen og naturmangfoldmeldingen må denne typen restaurering øke betydelig i årene som kommer for å nå målet om restaurering av 15 % av ødelagt natur innen 2030.
- Den andre aksene er mer komplisert. Den handler om tiltak for å begrense arealbruk og gjøre skadereduserende tiltak i nye utbyggingsprosjekter. Egentlig vil slike prosjekter alltid representere tap av natur, men dette er lovlige vedtak som er besluttet ut fra en vurdering av mange sprikende interesser. Kunnskap og tiltak fra naturrestaurering kan bidra til å begrense negative effekter av nye inngrep. Her kan også restaurering av midlertidige inngrep eller kompensering (ved å restaurere områder utenfor tiltaksområdet) inngå (se også kapittel 4.3).
- Det er også en tredje akse, som omfatter bevaring eller forbedring av naturtilstanden av arealer som er i bruk. Eksempler på dette er restaurering av biologisk mangfold i tradisjonelt kulturlandskap, etablering av natur i by for rekreasjon, leveområder for arter og håndtering av overvann. Måten arealer forvaltes på kan bidra til å gjenopprette økologiske funksjoner og levere naturgoder. I kulturlandskap og bebygde områder finnes arealer som kan få økt verdi etter restaureringstiltak og påfølgende skjøtsel. Slike restaureringsprosjekter kan også bidra til å nå 15 %-målet.

Et begrep som ofte brukes er «naturbaserte løsninger». Naturbaserte løsninger kan være restaureringstiltak, men naturbaserte løsninger kan også være tiltak som forbedrer kun en eller noen få naturgoder som for eksempel regnbed og grønne tak og ikke har betydning for økologi eller biologisk mangfold. Vi inkluderer ikke slike naturbaserte løsninger spesielt i vår videre tekst, men vil påpeke at dette kan være gode løsninger som har stort potensial for å bidra til oppskalering av naturrestaurering.



Figur 4.1. Naturrestaurering kan omfatte mange ulike typer tiltak som har det til felles at de skal forbedre tilstanden til økosystemer som er forringet eller ødelagt. Til sammen utgjør alle slike tiltak et «restaureringsrom» der restaureringsprosjekter kan plasseres langs disse aksene.



Figur 4.2. Klassisk naturrestaureringstiltak der målet er å gjenopprette naturlige prosesser og forbedre økologisk tilstand; fjerning av veger og anlegg i Hjerkind skytefelt (venstre) og gjenfylling av grøfta myrer i Aurstadmossen (høyre). Foto: Dagmar Hagen.

4.2 Behov for restaurering i ulike naturtyper

Naturrestaurering kan forbedre tilstanden i de fleste forringede naturtyper. Behovet for restaurering avhenger av graden av forringelse, og det er derfor viktig å kunne kartfeste og beskrive arealenes tilstand. Det er definert og typifisert nærmere hundre hovedtyper av natursystemer i Natur i Norge (se kapittel 2.3). Ved kartlegging av naturtyper etter NiN, kan oppdragsgiver bestille vurdering av ulike tilstands- og påvirkningsvariabler i disse naturtypene. Både naturtyper som er trua og naturtyper som er livskraftige kan ha arealer som er forringet, og som kan få forbedret økologisk tilstand ved naturrestaurering. For de trua naturtypene er hovedargumentet for å restaurere arealer å bevare selve naturtypene, mens i alle andre naturområder er restaurering viktig for å ivareta også andre naturgoder som for eksempel karbonlagring, flomdemping og evne til å rense vann samt å bidra til å forbedre konnektiviteten i landskapet. Naturrestaurering kan derfor bidra til å hindre at flere naturtyper blir vurdert som trua av utryddelse på norsk rødliste.

4.2.1 Rødlista naturtyper – arealtap og forringelse

Kunnskapsgrunnlaget for å vurdere restaureringsbehov er noe bedre for truede naturtyper enn for naturtyper som er vanligere. Norsk rødliste for naturtyper har et kriteriesett som er direkte relevant for å vurdere restaureringsbehov (se kap. 4.2.1). Ved kartlegging av naturtyper etter Miljødirektoratets instruks, som i hovedsak omfatter rødlistede naturtyper, gjøres tiltaksvurderinger rutinemessig som del av kartleggingsoppdraget. Det gjennomføres også en god del tiltak for å bedre forholdene for trua natur. Mange av disse (restaurerings)tiltakene kan imidlertid også være svært relevante for naturtyper som er vurdert som livskraftige.

Norsk rødliste for naturtyper (Artsdatabanken 2018a) vurderer naturtypers risiko for å gå tapt fra Norge. Vurderingene legger til grunn IUCNs metodikk for vurdering av økosystemer (Bland et al. 2017), men med noen tilpasninger til norske forhold (Artsdatabanken 2018b). Kriteriene som legges til grunn, er (se også **Vedlegg 1**):

- A Reduksjon i totalarealet: reduksjon av naturtypens totalareal i løpet av en 50-årsperiode
- B Begrenset geografisk utbredelse: naturtypens utbredelsesareal og/eller forekomstareal, vurdert sammen med tre underkriterier
- C Abiotisk forringelse: Andelen av totalarealet som er forringet av abiotiske faktorer, og graden av forringelse i løpet av en 50-årsperiode

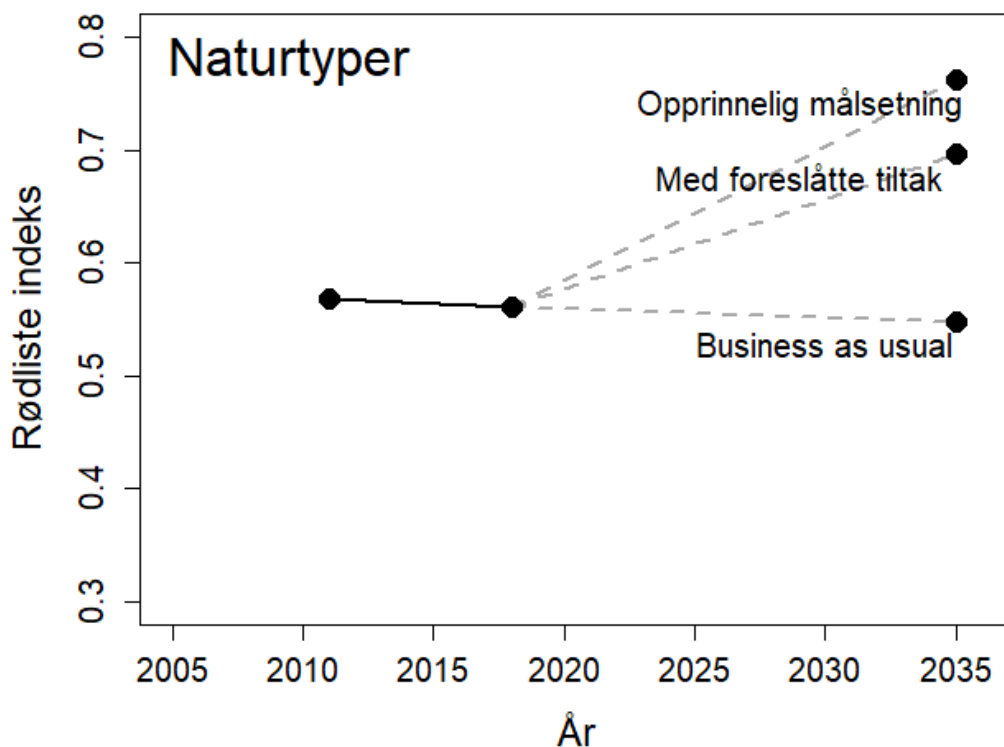
- D Biotisk forringelse: Andelen av totalarealet som er forringet av biotiske faktorer, og graden av forringelse i løpet av en 50-årsperiode
- E Kvantitativ analyse: Estimert sannsynlighet for at naturtypen går tapt.

Totalt 106 naturtyper står på Rødlista (Artsdatabanken 2018b, Svalbard unntatt). Av disse er det 28 landformer, 23 naturtyper innenfor «økosystemet» fjell og berg, 12 skogtyper, 6 semi-naturlige typer, 19 våtmarkstyper, 6 ferskvannstyper, i tillegg til 12 marine typer. Arealtap (kriterium A) og forringelse forårsaket av abiotiske faktorer (kriterium C) er de vanligste årsakene til rødlisting og er utslagsgivende for hhv. 40 og 46 naturtyper. Særlig naturtyper som er vurdert etter kriteriene C og D, har behov for restaurering; slike naturtyper har betydelig andel areal som er forringet. For å identifisere relevante tiltak samt hvor slik restaurering bør gjennomføres, er det behov for gjennomgang av rødlistevurderingene samt eksisterende kartdata, for å skaffe informasjon om hva som er de viktigste påvirkningsfaktorene og hvordan forringelsen arter seg.

4.2.2 Tiltak for å ta vare på trua natur

En slik gjennomgang er gjort for noen truede naturtyper. I 2018 gjennomførte NINA og samarbeidspartnere et prosjekt for Miljødirektoratet kalt «Tiltak for å ta vare på truet natur» (Kyrkjeeide et al. 2018a). Formålet med prosjektet var å identifisere og kostnadsvurdere tiltak som var nødvendige for å forbedre rødlistestatusen for truede naturtyper (og arter) med ett trinn på rødlisteskalaen fra 2011 til 2025. Kunnskapsgrunnlag ble utarbeidet for 33 naturtyper, hvorav 29 var truede (EN og VU), to nær truede og to ikke rødlistevurdert (Aalberg Haugen et al. 2019). Kostnader ble vurdert for mulige tiltak gjennom en tiltaksanalyse, gjennomført som en samfunnsøkonomisk analyse av kostnader for ulike tiltak, med effekt i form av måloppnåelse (forbedret rødlistestatus). Restaureringstiltak var en av de vanligste foreslåtte tiltakskategoriene (Kyrkjeeide et al. 2018a).

For 24 naturtyper ble det satt som hovedmål å forbedre rødlistestatus med ett trinn innen 2035, for én naturtype ble målet satt til to trinn ned, mens for de øvrige ble hovedmålet å ikke forverre rødlistestatus i 2035. For 26 naturtyper ble det foreslått tiltakspakker med > 75 % måloppnåelse, og for to tiltakspakker med > 50 % måloppnåelse. For de resterende naturtypene ble det ikke foreslått tiltakspakker, på grunn av kunnskapsmangler. En analyse viser at vi kan redusere risiko for utryddelse for naturtypene samlet fram mot 2035, dersom alle foreslåtte tiltak blir gjennomført (Kyrkjeeide et al. 2021; **Figur 4.3**). Dette synliggjør betydningen av restaurering for å forbedre tilstanden for truet natur.



Figur 4.3. Scenarier for rødlisteindeksen for naturtyper, vurdert samlet for de 33 naturtypene som inngikk i «Tiltak for å ta vare på truet natur»-prosjektet. Opprinnelig målsetning er å forbedre rødlistestatus med ett trinn, med foreslåtte tiltak er dersom alle nye tiltak som er foreslått, gjennomføres, og business as usual er hvis ingen nye tiltak iverksettes. Tilpasset fra Kyrkjeeide et al. (2021).

Mens tiltakspakker ble foreslått av forskningsmiljøene (Kyrkjeeide mfl. 2018a, Aalberg Haugen et al. 2019), skulle virkemidler for å sikre måloppnåelse vurderes av sektorene. Denne oppfølgingen har skjedd i ulike direktoratsgrupper for trua natur, og dokumentasjon av arbeidet med oppfølgingsplan er samlet her: [Oppfølgingsplan for trua natur - Miljødirektoratet \(miljodirektoratet.no\)](https://miljodirektoratet.no). En direktoratsgruppe ledet av Miljødirektoratet, leverte i 2018 en utredning om tiltak og virkemidler for å forbedre bevaringsstatus for artene og naturtypene behandlet i Kyrkjeeide et al. (2018a) (se også **Boks 3.1**).

Boks 3.1. Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone

Som et eksempel på arbeidet med tiltak for truet natur, bruker vi her naturtypen åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone. Naturtypen ble vurdert som sårbar i Norsk rødliste for naturtyper i 2011 (Lindgaard & Henriksen 2011), men i revisjonsarbeidet av rødlista, som pågikk samtidig som prosjektet, ble naturtypen vurdert til sterkt truet (Evju et al. 2018). Målsetningen for naturtypen ble dermed satt til å ikke forverre rødlistestatus fram mot 2035 (VU i 2035). Følgende påvirkningsfaktorer ble identifisert: Gjengroing, fremmede arter, rekreasjon/friluftsliv, nedbygging, samt nitrogenpåvirkning (luftbåren og fra økte sjøfuglbestander). Den anbefalte tiltakspakken omfattet restaureringstiltak som bekjempelse av fremmede arter, skjøtsel samt stans av nedbygging av gjenværende areal, som til sammen ble anslått å ha en sannsynlighet for måloppnåelse på 95–100 % og en samlet kostnad på nær 20 mill. kr, der kostnader knyttet til stans av nedbygging ikke ble vurdert (Aalberg Haugen et al. 2019).



Åpen grunnlendt kalkmark på Brønnøya i Asker. Foto: Siri Lie Olsen/NINA.

For åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone anbefalte Direktoratetsgruppa en virkemiddelplan for å sikre gjennomføring av den anbefalte tiltakspakken: Områdevern, statlig erverv til nytt vern, tiltak i verneområder, Utvalgt naturtype (UN) samt ny budsjettpost for tiltak til bevaring av truet natur ([Oppfølgingsplan for trua natur - Miljødirektoratet \(miljodirektoratet.no\)](https://www.miljodirektoratet.no/oppfolgingsplan-for-trua-natur)). Naturtypen fikk status Utvalgt naturtype i desember 2020.

Høsten 2019 fikk direktoratetsgruppa (ny gruppe, sammensatt omtrent som i 2018) i mandat å foreslå en oppfølgingsplan for beslutningsgrunnlagene som ble utarbeidet i 2018. Oppfølgingsplanen skulle utvikle og ta i bruk kriterier for prioritering. Direktoratetsgruppa utviklet et omforent kriteriesett. Dette ble brukt sammen med vurderinger etter en trinnvis metode, og artene og naturtypene ble plassert i fire grupper:

1. Arter og naturtyper som inngår i en oppfølgingsplan, med samordnet oppfølging og årlig rapportering (se **Tabell 4.1**).

2. Arter og naturtyper som kan følges opp av den enkelte sektor med egne tiltak og virkemidler, ev. i samarbeid med andre sektorer. Disse ble inndelt i fire undergrupper:
 - a. Arter og naturtyper med forventet måloppnåelse på over 50 % og tilstrekkelig skåring på kriteriene, men hvor det ev. ikke er tilstrekkelig med budsjettmidler.
 - b. Arter og naturtyper med forventet måloppnåelse på over 50 %, men hvor det ikke er tilstrekkelig skåring på kriteriene.
 - c. Arter og naturtyper med forventet måloppnåelse på over 50 % og tilstrekkelig skåring på kriteriene, men hvor det ikke er tilslutning fra alle direktorater til den angitte virkemiddelpakken.
 - d. Arter og naturtyper hvor forventet måloppnåelse er på under 50 %.
3. Naturtyper hvor det trengs en ny vurdering som følge av ny rødliste for naturtyper i 2018.
4. Ingen forslag om oppfølging knyttet til dette oppdraget.

Måloppnåelse i denne sammenheng er direktoratsgruppas vurdering av forventet måloppnåelse for samlet tiltaks- og virkemiddelpakke. Av de 32 vurderte naturtypene er 12 vurdert i gruppe 1, mens 13 er vurdert å trenge ny vurdering som følge av revidert rødliste for naturtyper. De resterende sju naturtypene er plassert i gruppe 2, der ulike faktorer er utslagsgivende for hvorfor naturtypene ikke er prioritert (2b: 2, 2c: 2, 2d: 3). Det er satt i gang utarbeidelse av nye kunnskapsgrunnlag for naturtyper i gruppe 3, med planlagt ferdigstilling våren 2022. De 12 naturtypene som er omfattet av oppfølgingsplanen, er vist i **Tabell 4.1**.

Tabell 4.1. Naturtyper omfattet av oppfølgingsplanen for truet natur, per juni 2020.

Hovedøkosystem	Naturtype	Anbefalt tiltakspakke
Marint	Grisehalekorallbunn	Sikring mot bunntåling Kartlegging av potensielle leveområder
Marint	Muddervulkanbunn	Sikring mot bunntåling Sikring mot olje- eller gassutvinning Sikring mot gruvedrift
Marint	Ålegraseng	Sikring mot utbygging Sikring mot mudring
Skog	Kystgranskog	Sikring mot inngrep
Skog	Lågurtgrankalkskog	Stans av utbygging og flatehogst Skjøtsel og restaurering Supplerende kartlegging
Skog	Olivinskog	Stans av utvinning (bergverksdrift) Skjøtsel og restaurering Supplerende kartlegging
Våtmark	Sentrisk høgmyr	Hydrologisk restaurering Sikring av lokaliteter med akseptabel tilstand
Åpent lavland	Fuglefjell	Uttak av fremmede arter Implementering av handlingsplan Sikring av areal
Åpent lavland	Sanddynemark	Uttak av fremmede arter Fjerning av plantefelt og leplantinger Tilrettelegging for kanalisering av ferdsel Skape nakne sandområder
Åpent lavland	Sørlig etablert sanddynemark	Uttak av fremmede arter Fjerning av plantefelt og leplantinger Tilrettelegging for kanalisering av ferdsel Husdyrbeite
Åpent lavland	Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone	Skjøtsel Bekjempelse av fremmede arter Stans av nedbygging av gjenværende areal

Restaureringstiltak inngår i tiltakspakken for flere av naturtypene, både i **Tabell 4.1** og for de øvrige 21 naturtypene som var omfattet av det opprinnelige prosjektet. Uttak/bekjempelse av fremmede arter er et restaureringstiltak som er relativt vanlig, særlig i naturlig åpne naturtyper. For å oppnå forbedret tilstand må dette i mange naturtyper kombineres med restaureringstiltak som fjerner trær og busker (løplantinger, plantefelt, generell gjengroing). Hydrologisk restaurering er avgjørende for å forbedre rødlistestatus til våtmarksnaturtypene som er vurdert. For flere av skogtypene omfatter tiltakspakkene «skjøtsel og restaurering». Slike tiltak innebærer særlig tynning og avstandsregulering i tette granplantefelt, som vil bidra til bedre skogstruktur. Det er også viktig å merke seg at å hindre nye inngrep (sikre arealer, stanse nedbygging) er avgjørende tiltak for mange av naturtypene.

Det er også verdt å merke seg at manglende kunnskap om tiltakenes effekt begrenser måloppnåelse i en del tilfeller. Med andre ord: vi vet ikke akkurat hva som er gode (restaurerings)tiltak og hvordan de bør gjennomføres for å bedre naturtypenes tilstand. Det er godt dokumentert at mangel på evaluering og overvåking av restaureringstiltak er en stor utfordring for å utvikle bedre og mer målretta restaureringstiltak, samt for å kunne rapportere bedring i tilstand (Evju et al. 2020b, Nilsson et al. 2016).

4.2.3 Generelt om restaureringsbehov i «vanlig» natur

I 2006-2007 la Riksrevisjonen fram sin undersøkelse av arealstatus og arealutvikling i Norge. Konklusjonen var at utviklingen skjer i strid med de mål og prinsipper Stortinget har vektlagt for å sikre en bærekraftig utvikling. Det er ikke foretatt en landsomfattende undersøkelse av arealstatus og arealutvikling i Norge i regi av Riksrevisjonen siden dette. Ifølge Riksrevisjonen (2007, 2012) tillater forvaltningen i dag en bit-for-bit-nedbygging av naturområder som ikke har et spesielt vern. Dette resulterer i stadig mer fragmenterte naturområder, at konnektiviteten i landskapet og de økologiske funksjonene brytes. De regionale forventningene til regional og kommunal planlegging (Kommunal- og moderniseringsdepartementet 2019) er tydelige på at like viktig som å ivareta den grønne infrastrukturen i kommunenes arealplanlegging, er å identifisere områdene som har dårlig tilstand, vurdere restaureringstiltak der, samt vurdere muligheten for å restaurere tilstøtende arealer som kan øke omfanget av denne grønne infrastrukturen. Restaurering kan for eksempel målrettes mot områder som er sentrale som korridorer og vandringsveier, for å hindre f.eks. negative barriereeffekter av fragmentering for enkelte arter (Stange et al. 2019). For at økosystemene skal levere naturgoder og opprettholde sine økologiske funksjoner, vil det å løfte blikket fra den enkelte naturtypeforekomsten til økosystemet og landskapet som forekomsten er en del av, være helt sentralt. For eksempel kan et større våtmarksområde øke sin evne til å holde tilbake vann og binde karbon dersom myrene i området blir restaurert.

Det finnes ingen oversikt over arealer med behov for restaurering, men det bør være en ambisjon på sikt å identifisere dette i arbeidet med kommunenes arealplan. Når kommunene får et naturregnskap som inkluderer både areal og økologisk tilstand, vil dette være et godt utgangspunkt.

4.3 Naturrestaurering i utbyggingsprosjekter

Behovet for naturrestaurering i Norge inkluderer både restaurering av arealer som allerede i dag har dårlig økologisk tilstand, og restaurering i forbindelse med nye arealer som blir bygd ned eller forringet på annet vis. Som vi allerede har påpekt, så vil ikke et restaurert økosystem ha like god økologisk tilstand som før ødeleggelsen på svært lang tid, kanskje aldri. Derfor bør det alltid være et mål om å minimere omfanget av naturødeleggelse, som dermed minimere behovet for framtidig naturrestaurering. Selv om det er bred enighet om at naturinngrep er den største trusselen mot naturmangfold, er det også bred politisk enighet om at nye naturområder i noen grad må tas i bruk til ny infrastruktur som blant annet veger, kraftlinjer, næringsområder og boliger, og at hensynet til naturmangfold må avveies mot andre viktige samfunnsinteresser (jf. nml. § 14). Kunnskap om restaurering av natur er vesentlig for skadeforebygging og for fastsetting

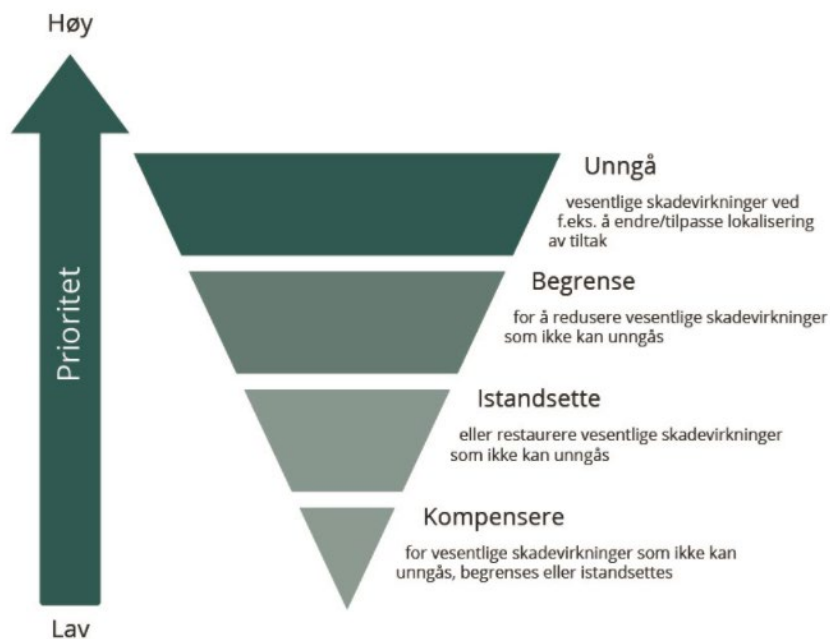
om krav om avbøtende tiltak i ulike typer vedtak knyttet til inngrep for å begrense tap av natur i nye utbygginger.

4.3.1 Nye utbygginger og tiltakshierarkiet

Når nye utbygginger planlegges og gjennomføres, ligger samfunnsøkonomiske vurderinger til grunn for både plassering av tiltaket og hvordan tiltaket gjennomføres (Finansdepartementet 2016). Hensyn til naturmangfold er et av mange hensyn som inkluderes i en helhetlig vurdering (Klima- og miljødepartementet & Kommunal- og moderniseringsdepartementet 2017) og vektleggingen av hensyn til naturmangfold varierer fra prosjekt til prosjekt - alt avhengig av hvor viktig naturmangfoldet ansees å være i forhold til de andre samfunnshensynene. Det skal ifølge KLD være en høyere terskel for å fremme innsigelse mot en plan som legger grunnlag for tiltak som vurderes å være av vesentlig samfunnsmessig verdi, enn en plan som vurderes som mindre samfunnsnyttig (Klima og miljødepartementet 2021). I hvert utbyggingsprosjekt stilles spørsmålet: Hvor stor negativ konsekvens for naturmangfoldet vil utbyggingen resultere i? Er konsekvensen store nok, utredes de etter KU-forskriftens krav (Klima- og miljødepartementet & Kommunal- og moderniseringsdepartementet 2017). Til slutt er det en politisk avgjørelse hvorvidt planen eller tiltaket får tillatelse til gjennomføring. I denne prosessen kan det også stilles konkrete krav til utbyggeren til lokalisering, arealbruk og ulike tilpasninger som må gjøres i utbyggingen. Her kan det også stilles krav til skadereduserende og eventuelle kompenserende tiltak som skal gjennomføres.

I de aller fleste utbyggingsprosjekter følger utbygger prinsippene i tiltakshierarkiet, som også er nedfelt i Plan- og bygningsloven og som er operasjonalisert i veiledningen til konsekvensanalyser (Miljødirektoratet 2021e, Statens vegvesen 2021) (**Figur 4.44**). For å vurdere resultatet av tiltakene som blir gjennomført, må det utarbeides et naturregnskap. Ettersom det ikke foreligger en standardisert metode for naturregnskap for utbyggingsprosjekter (se kapittel 3.3.2), er dagens praksis at naturkartlegging i forbindelse med KU suppleres med ytterligere kartlegginger av arter eller naturtyper. Vi anbefaler å lage et regnskap som både inkluderer arealregnskap og vurdering av den økologiske tilstanden, slik det er beskrevet i kapittel 1 og 3. Når naturregnskapet for før-tilstanden er beskrevet, kan arbeidet med tiltakshierarkiet starte:

- Det høyest prioriterte trinnet er å **unngå** naturinngrep. Dette inkluderer både geografisk lokalisering av inngrepet (trasévalg for linjeinngrep, valg av tomt for byggeprosjekter, m.m.), men også hvordan utbyggingen gjennomføres. Dette kan også handle om å finne alternativ plassering og utnytte allerede forringet areal istedenfor å bygge ned natur.
- Dersom det ikke er mulig å unngå nedbygging av natur, kan kunnskap og erfaring fra naturrestaurering benyttes til å både **begrense** skadene og **istandsette** midlertidige inngrep slik at den negative konsekvensen for det totale inngrepet blir minst mulig (**figur 4.5**).
- Når skadereduserende tiltak er gjennomført, bør det gjøres en endringsanalyse for å sammenstille arealregnskap og endring av økologiske tilstand etter utbyggingen. Dersom det fremdeles er en større negativ konsekvens for naturmangfoldet enn det myndighetene godtar, kan situasjonen bli at det siste trinnet i tiltakshierarkiet utløses: **Økologisk kompensasjon** (se kapittel 4.3.2). Dersom myndighetene ikke stiller krav til økologisk kompensasjon, er det anledning til å gjøre kompenserende tiltak frivillig.



Figur 4.4. Tiltakshierarkiet slik det beskrives i Miljødirektoratets veiledning til konsekvensutredning. Unngå de vesentlige skadevirkningene, deretter begrensn og istandsett. Til slutt kan det være aktuelt å kompensere for resterende skadevirkninger (Kilde: Miljødirektoratet 2021e).



Figur 4.5. Tiltak for å begrense skade og istandsette vegens sideområde ved å tilbakeføre stedlige toppmasser. E10 Lofotens fastlandsforbindelse. Foto Astrid Brekke Skrindo.

4.3.2 Økologisk kompensasjon

Økologisk kompensasjon betyr å sette av andre områder som erstatning for tapt og/eller forringet natur i forbindelse med utbygginger, men er så langt brukt lite i Norge sammenliknet med andre land. Allerede i 2012 oppsummerte Hårklau (2013) at økologisk kompensasjon (*ecological offsetting*) ble bruk i alle verdensdeler i minst 40 land, og fokuset på økologisk kompensasjon har økt de siste ti årene. Det finnes ingen internasjonal standard eller definisjon for økologisk kompensasjon, men det overordnede målet er at inngrep ikke skal gi netto tap for naturen (*no net loss*) i forhold til en fastsatt referansetilstand. Eventuelle tap kan erstattes med forbedrende tiltak og kompensasjonsarealer som sikrer lik- for lik (lik naturtype med lik tilstand) utenfor anleggsområdet (Cowie et al. 2018). Det er jobbet internasjonalt med kompensasjon i mange år og mange land følger veilederen og kriteriene utarbeidet av BBOP (2017). Arbeidet med økologisk kompensasjon må implementeres i de respektive lands plan- og juridiske systemer, noen som gjør det vanskelig å adoptere andre lands systemer direkte.

Hvordan gjennomføre økologisk kompensering?

Et norsk tilbakeblikk: Skadereducerende (avbøtende) tiltak i forbindelse med utbygging har vært gjennomført i mange tiår her i landet, og frivillig kompensasjon er gjort i forbindelse med en del utbyggingsprosjekter. Men det var først da naturmangfoldloven ble vedtatt i 2009 at økologisk kompensasjon ble et juridisk virkemiddel i naturforvaltningen: §48, som omhandler dispensasjon fra vernevedtak, tydeliggjør «...Tiltakshaveren kan pålegges å bære rimelige kostnader ved iverretakelsen, opprettelsen eller utviklingen av et slikt tilsvarende område» og kapittel II i loven er også viktig grunnlag for å kunne sette vilkår om avbøtende tiltak. I naturmangfoldloven knyttes krav om økologisk kompensasjon direkte opp mot verneområder, utvalgte naturtyper og funksjonsområder for prioriterte arter (Lundstein & Haaland 2017). Naturmangfoldloven, som er en sektorovergripende lov, gjelder alle sektorer. Krav om økologisk kompensasjon kan derfor stilles til alle typer naturinngrep i alle sektorer.

Samferdselsutbygginger gir ofte store negative konsekvenser for naturmangfold, og spørsmål om økologisk kompensasjon som planverktøy ble raskt aktuelt. Miljødirektoratet, Landbruksdirektoratet, Statens vegvesen Vegdirektoratet og Jernbaneverket (nå Jernbanedirektoratet) fikk i oppdrag fra sine respektive departementer å utrede bruk av økologisk kompensasjon (og fysisk kompensasjon for dyrket mark) for samferdselsprosjekter i 2012 (Hårklau 2013). Utredningen anbefalte pilotprosjekter med uttesting av økologisk kompensasjon i konkrete samferdselsprosjekter der det forelå krav fra miljømyndighetene, for å få erfaring⁷. Pilotprosjektene har synliggjort at økologisk kompensasjon som forvaltningsverktøy i Norge krever et tydeligere rammeverk (Hårklau et al. 2017 og 2019).

Solbergregjeringen vedtok i 2019 prinsipper for økologisk kompensasjon basert på erfaringer fra pilotprosjektene og juridiske utredninger. Prinsippene skulle publiseres sammen med veiledning som per februar 2022 ikke er ferdigstilt, men etter avtale med KLD (pers. medd. Bjørn Bugge), har vi fått tilgang på prinsippene. De er vedlagt denne rapporten (**Vedlegg 2**). Prinsippene er utarbeidet for økologisk kompensasjon innenfor 12 nautiske mil fra grunnlinjen og landterritoriet og skal, foreløpig, ikke inkludere saker som behandles etter energi- og vassdragslovgivingen. Prinsippene definerer økologisk kompensasjon slik: «Økologisk kompensasjon innebærer at den ansvarlige for en utbygging som ødelegger eller skader verdifull natur, kompenserer for denne ødeleggelsen eller skaden. Kjernen i økologisk kompensasjon er at økologiske funksjoner som går tapt, erstattes av kompenserende tiltak. Kompensasjonen gjennomføres ved å restaurere,

⁷ Pilotprosjektene som er evaluert er: • Ringeriksbanen/E16 Høgkastet-Hønefoss (fellesprosjekt for Bane NOR og Statens vegvesen), Hole og Ringerike kommuner, Buskerud (ny firefelts motorveg og dobbeltsporet jernbane) • E8 Riksgrensen–Ski- botn, Storfjord kommune, Troms (utvidelse og omlegging av tofelts veg) • E39 Lønset-Hjelset, Molde kommune, Møre og Romsdal (ny 2/3-felts veg) – nytt pilotprosjekt • E39 Stord-Os, Stord, Fitjar, Tysnes og Os kommuner, Hordaland (ny firefelts veg) – nytt pilotprosjekt • Fv722 Veslebygda-Flo Stryn kommune, Sogn og Fjordane (skredsikring/tunnel) – nytt pilotprosjekt Følgende pilotprosjekter ble overført fra SVV til Nye Veier AS og er derfor ikke med videre: • E6 Kåterud–Arnkvern, Hamar og Stange kommuner, Hedmark (utvidelse fra tofelts til firefelts motorveg) • E6 Vingrom–Ensbj, Lillehammer og Øyer kommuner, Oppland (ny firefelts motorveg) • E18 Langangen–Rugtvedt, Porsgrunn og Bamble kommuner, Telemark (ny firefelts motorveg)

etablere eller beskytte natur av samme type på et annet sted enn det som direkte berøres av utbyggingen, for å begrense netto tap av verdifull natur».

Det første spørsmålet som må avklares er: Når kan myndighetene kreve økologisk kompensasjon? Prinsippene tydeliggjør at «verdifull natur» defineres som natur som omfattes av Klima- og miljødepartementets rundskriv «Nasjonale og vesentlige regionale interesser på miljøområdet» pkt. 3.6. (Klima- og miljødepartementet 2021). Dette innslagspunktet er det samme som der Statsforvalterne kan vurdere innsigelse på utbyggingsprosjektet. På denne måten kan krav til økologisk kompensasjon være en måte å unngå innsigelse på. Dette innebærer også at økologisk kompensasjon ikke er begrenset til arealer som er vernet eller har annen beskyttelse med hjemmel i naturmangfoldloven, men også utbygging i annen natur kan medføre krav om økologisk kompensasjon.

Det neste spørsmålet blir da: Hva er kravene til erstatningsarealene for at de skal kunne defineres som økologisk kompensasjon? Prinsippene tydeliggjør: *«For å oppnå sitt formål skal den økologiske kompensasjonen tilføre nye naturverdier eller legge til rette for å øke bestander (addisjonalitet), av samme type natur som går tapt (like for like). For å sikre at kompensasjonen er formålstjenlig, bør det bl.a. vurderes om det er behov for en kompensasjon som favner videre enn det faktiske tapet (i areal eller bestandsstørrelse). Størrelsen på kompensasjonen avhenger av naturen som påvirkes, og om det er forringelse av verneområde, eller prioritert art som skal kompenseres. Kompensasjonsområdet bør befinne seg i nærliggende område til området som tapes, der dette er mulig. Den økologiske kompensasjonen bør normalt vare like lenge som utbyggingens påvirkning på naturen.»*

Økologisk kompensasjon kan gjennomføres på tre måter: Sikre nye områder som allerede har god økologisk tilstand eller restaurere arealer med dårlig økologisk tilstand eller etablere naturområder der det ikke er natur fra før. Hver av metodene har utfordringer knyttet til addisjonalitet og likhets-kravet: Det er vanskelig å argumentere for at nye naturverdier tilføres ved å sikre eksisterende arealer som allerede har god tilstand. Ofte vil sikring av et område som ellers ville kunne bli bygd ned, godtas som at kravet til addisjonalitet er oppfylt. Det finnes ingen entydige mål for hva som er god nok økologisk tilstand, og når man da kan si at krav om lik natur er oppfylt. En måte å håndtere dette på, er å stille krav om å kompensere med større areal enn det som blir ødelagt, slik at de totale naturkvalitetene (areal + tilstand) kompenseres.

Pilotprosjektene har også vist at det kan være vanskelig å finne arealer til økologisk kompensasjon. For eksempel fantes det ikke tilstrekkelig areal for kompensasjon av E6 gjennom Åkersvika, slik at deler av kompensasjonsområdene ble lagt til Nordre Øyeren våtmarksområde, 12 mil sør for Åkersvika. Muhrmann et al. (2021) har foreslått etablering av systematiske oversikter over aktuelle arealer for kompensasjon i form av «arealbanker». Selv uten et fullstendig naturregnskap kan områdene som er kartlagt, inkluderes i en oversikt så lenge de ikke-kartlagte områdene er tydelig avgrenset.

Gir økologisk kompensasjon netto null tap for naturen?

Formålet med økologisk kompensasjon internasjonalt er å sikre null netto tap for naturen (*no net loss*) i forhold til en fastsatt referansetilstand (naturregnskap), der tap kan erstattes med skade-reducerende tiltak og kompensasjonsarealer som sikrer lik for lik (Cowie et al. 2018). I Norge fastsetter de vedtatte nasjonale prinsippene at det kan stilles krav om økologisk kompensasjon kun hvis inngrepet kommer i konflikt med det som defineres som «verdifull natur» av Klima- og miljødepartementets rundskriv «Nasjonale og vesentlige regionale interesser på miljøområdet» pkt. 3.6. (Klima- og miljødepartementet 2021). Dette betyr at det ikke blir stilt krav til økologisk kompensasjon ved inngrep i andre, men litt mindre verdifulle, områder. Utvalget av «verdifull natur» er basert på konsensusprosesser i miljøforvaltningen, og gjenspeiler først og fremst hvordan et bredt spekter av ulike miljøinteresser vektlegges i miljøforvaltningen i dag. Utvalget er delvis basert på objektive kriterier som rødlistene (f.eks. truede arter og naturtyper), men også pragmatiske ekspertvurderinger for ulike tematiske områder (friluftsliv), eller ivaretagelse av områder som allerede har en forvaltningsstatus (verdensarvområder, utvalgte kulturlandskap i

jordbruket, m.m.). De nasjonale og vesentlig regionale interessene som er inkludert i rundskrivet, varierer mye i geografisk utstrekning fra enkeltobjekter som trær til områder på størrelse med hele kommuner. Det samlede utvalget inkluderer i liten grad økosystemenes funksjon og struktur. Siden retningslinjene ikke er utarbeidet som grunnlag for naturrestaurering, fraråder vi at rundskrivet knyttes direkte til restaurering uten klare kriterier og nærmere faglige vurderinger.

Naturpanelets hovedrapport fra 2019 (IPBES 2019) har vært tydelig på at det ikke holder å unngå nye inngrep, men at naturens økologiske tilstand må forbedres. Et eksempel på land som setter denne utfordringen i system, er Storbritannia, som er i ferd med å rulle ut en standard for Biodiversity Net Gain⁸ (naturpositiv), hvor nye utbyggingsprosjekter forplikter seg til å skape en 10 % økning i biomangfold 10 år etter prosjektstart (CIEEM et al. 2016). Dette kan oppnås enten gjennom bevaring eller restaurering av natur, i eller utenfor byggeområdet. Biomangfold skal måles etter en standardisert protokoll som tar hensyn til naturtypenes areal og økologiske tilstand, samt naturens nasjonale og regionale unikhet og landskapsøkologiske funksjon. Metoden, som i stor grad baserer seg på det som kalles *the Biodiversity Metric*, kan også brukes for å overvåke restaureringstiltak eller å vurdere alternative kompensasjonstiltak. Systemet kan, etter noen nasjonale tilpasninger, vise seg å ha svært stor relevans og nytteverdi for bruk i norsk forvaltning og kan representere en lokal og målrettet datainnsamling som utfyller/supplerer fjernmåling og nasjonale overvåkingsprogrammer. Det ligger en viktig forutsetning i denne standarden; det er ikke mulig å oppnå naturpositivitet hvis du ikke unngår natur som er uerstattelig biodiversitet.

I Norge ser vi økende interesse for å forbedre naturtilstanden i byggeprosjekter som følger bærekraftsstandardene som for eksempel CEEQUAL⁹ og BREEAM¹⁰. Her får utbyggingsprosjektene poeng for å gjøre tiltak for å forbedre forholdene for det biologiske mangfoldet. Disse standardene kan bidra til at det blir økt fokus på forbedring av forhold for biologisk mangfold, men per i dag har ikke standardene gode nok naturregnskap til å vurdere effekten av forbedringstiltakene.

Faren for grønnvasking av utbyggingsprosjekter

Foreløpig finnes det ingen standardisert metode for naturregnskap på prosjektnivå som kan brukes for å vurdere effekten av inngrep, eller effekten av de skadereduserende og de kompenserte tiltakene. Den økte interessen for å gi bærekraftstempel på utbygginger kan derfor øke risikoen for grønnvasking, dvs. det gjøres tiltak som ikke har en dokumentert positiv effekt på naturmangfoldet, eller til og med tiltak som kan ha negativ effekt. For å unngå grønnvasking, så må utbyggingsprosjektet gjøre en grundig kartlegging (av areal og økologisk tilstand) før start, tiltakshierarkiet må følges og dokumenteres, og først når det ikke er mulig å unngå eller begrense skadene, må økologisk kompensasjon vurderes. Det må stilles krav til målbare effekter av avbøtende tiltak, og dersom det stilles krav om økologisk kompensasjon, må effekten (på areal og økologisk tilstand) kunne dokumenteres. I motsatt fall vil kompensasjon bli en mulighet for en utbygger til å «kjøpe seg fri» fra naturødeleggelse ved å betale for restaurering i et annet område.

I pilotprosjektene i Samferdselssektoren er det pekt på behov for følgende avklaringer for at økologisk kompensasjon skal bli et nyttig planverktøy:

- Rollefordeling og samarbeid mellom myndighet og tiltakshaver: Hvem stiller krav når? Hva er bra nok kompensasjon?
- Naturregnskap gjennom de ulike trinnene i tiltakshierarkiet for å vurdere hvor mye som skal kompenseres. Både arealkartlegging og økologisk tilstand.
- Kompensasjonsareal og tiltak: Hvordan identifisere arealer som både oppfyller kravet om addisjonalitet, likhet og nærhet? Når må restaurerende tiltak inkluderes for å øke den økologiske tilstanden til disse arealene? Hva gjør man dersom slike arealer ikke finnes?

⁸ [Biodiversity Net Gain: What's it all about? – Partnership for Biodiversity in Planning](#)

⁹ [Om CEEQUAL – Grønn byggallianse \(byggalliansen.no\)](#)

¹⁰ [Om BREEAM-NOR – Grønn byggallianse \(byggalliansen.no\)](#)

Kan man velge andre naturtyper, naturtyper lengre unna, større arealer av dårligere tilstand?

4.4 Prioritering – hvordan få mest igjen for innsatsen

Nasjonale og internasjonale målsettinger og ambisjoner for restaurering er betydelige og vil kreve store ressurser, både i form av kunnskap, tid og penger. I kampen om midler skal restaurering kjempe både mot andre miljøtiltak og helt andre sektorer som helse og samferdsel. Uansett hvor mye midler som bevilges til restaurering i årene framover, vil en hard prioritering av innsats være nødvendig for å få mest mulig natur igjen. Samtidig viser beregninger at restaurering av natur i gjennomsnitt gir verdier 10 ganger større enn kostnadene (IPBES 2018; se også kapittel 5).

Klima- og miljødepartementet (KLD) bestilte en utredning med anbefaling om konkrete og prioriterte restaureringsprosjekter i terrestriske økosystemer, som kunne iverksettes raskt med grunnlag i kjent metodikk (Miljødirektoratets tildelingsbrevet for 2021), med frist 1. juli 2021. Utredningen gir ingen systematisk gjennomgang av restaureringsbehov i ulike hovedøkosystemer (skog, fjell og åpent lavland) (Miljødirektoratet 2021c). Det er i stedet tatt utgangspunkt i de truede naturtyper innenfor hovedøkosystemene, omfattet av «Tiltak for å ta vare på trua natur»-prosjektet og prioritert for videre oppfølging av ei tverrsektorielle direktoratsgruppe. De terrestriske naturtypene med stort restaureringsbehov som ble identifisert av Miljødirektoratet, var: åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone, sanddynemark og undertypen sørlig etablert sanddynemark (**Tabell 4.1**).

Miljødirektoratets forslag var å starte restaureringsprosjekter av disse naturtypene i verneområder, både fordi det er et udekket restaureringsbehov i mange verneområder, fordi det foreligger bl.a. skjøtelsesplaner for mange forekomster, og fordi juridiske og administrative utfordringer er mindre i enn utenfor verneområder.

Prioritering er avgjørende for å få mest ut av tilgjengelige ressurser (både penger og folk med riktig kompetanse), for å løse de mest akutte utfordringene og bidra optimalt for å bevare og restaurere biologisk mangfold. Prioritering betyr at noe kan identifiseres som viktigere eller mer påkrevet enn noe annet, og derfor må ressursene fordeles i henhold til dette. Prioritering er et verktøy for å ta valg mellom hva som skal gjøres, hvor det skal gjøres, og hva som skal gjøres først og sist (Noss et al. 2009), som for eksempel i forhold til rødlistestatus, mellom arter og naturtyper og økologisk verdi (Westphal et al. 2003), men også inkludert breiere vurderinger av effektive kostnader og samfunnsbehov (Scemama & Levrel 2016, Wilson et al. 2011).

4.4.1 Strategier og prioritering

I dag organiseres naturrestaurering i Norge som enkelttiltak eller som avgrensa programmer for enkelte naturtyper med egne støtteordninger fra ulike sektorer (Hagen et al. 2016). Med forventninger om kraftig økning i aktiviteten kan det være relevant å vurdere en endring i måten naturrestaurering planlegges, prioriteres, finansieres og gjennomføres på. Dette vil kreve en mer målrettet tverrsektoriell nasjonal strategi for naturrestaurering som må henge sammen med øvrige strategier og planer for å ta vare på natur i Norge.

Et prosjekt finansiert av Nordisk Ministerråd så på hvordan de nordiske landene skal nå Aichimålenes restaureringsforpliktelser (Hagen et al. 2015). Her understrekes behovet for å ta steget fra enkeltprosjekter over til nasjonale planer og strategier for restaurering, samt å sette

restaurering inn i en større forvaltningskontekst. Etter dette har EU vedtatt at alle EU-landene skal utarbeide nasjonale restaureringsstrategier¹¹.

Strategisk tenking handler om å se framover og om å se egen virksomhet i forhold til indre strukturer og ytre omgivelser (Johnsen 2014). Strategi er omtalt som «*the art of creating power*» ved at strategier handler om å få mer ut av en situasjon eller en organisasjon enn hva som ellers kunne forventes (Freedman 2013). På denne måten vil strategisk tenking gi et bedre grunnlag for prioritering, med det formålet å få mer ut av knappe ressurser. Hensikten med å utvikle strategier er å gi en retning på arbeidet og bedre koordinering av en samlet innsats, som også kan styrke en organisasjon eller et fagfelt i forhold til andre fagfelt. I tillegg til den klassiske oppfatningen av strategi som en plan (for å utvikle en organisasjon eller en satsing i en bestemt retning) er strategi også en måte å jobbe på over tid (et mønster; Mintzberg et al. 2009). Hensikten med en nasjonal strategi for naturrestaurering er å få mer koordinert og målrettet restaurering, samt bidra til å styrke den samlede innsatsen. Økt omfang av restaurering har betydning for framtidig arealbruk. En studie fra 2019 viser at det er sammensatte årsaker til at det så langt ikke er foreslått en samlet norsk strategi (Hagen 2020). Studien viser at stort mangfold av interesser, inkludert motsetninger mellom ulike sektorer, eks. landbruks- og miljøforvaltningene, om hvilke tiltak som bidrar til restaurering, gjør det krevende å bli enige om hva en strategi skal inneholde. Så langt har departementenes satsing på restaurering i stor grad vært forankret i Norges klimaforpliktelser og tiltakenes evne til å binde karbon. Den nasjonale planen for restaurering av våtmark er et slikt eksempel, selv om det også er formulert økologiske mål (Miljødirektoratet 2020). I tillegg tilsier signalene fra KLD at de ønsker å avvente fagsystem for økologisk tilstand før det kan besluttes hvordan den samlede innsatsen skal prioriteres. Internt i miljøforvaltningen er det en forventning om at de internasjonale trendene og de norske forpliktelsene på sikt må føre til at innsatsen økes og målrettes, men med en usikkerhet om hvorvidt dette synet deles av andre sektorer (Hagen 2020).

De prosjektene som så langt er gjennomført i Norge, viser at det ikke nødvendigvis er grad av påvirkning eller økologisk tilstand som styrer hvilke prosjekter som gjennomføres (Hagen et al. 2013, Hagen et al. 2015). Ofte er det politiske anbefalinger som ligger til grunn for restaurerings-satsinger i Europa, slik som habitatdirektivet eller nasjonale miljømål, og som styrer hvilke habitater eller arter som prioriteres. Dette fører gjerne til at satsingene rettes mot enkeltarter eller spesielle naturtyper. Tilsvarende ser vi også i Norge, med klart mest fokus på innsats i myr og våtmark, mellom annet begrunnet ved nasjonale klimamål (Miljødirektoratet 2020), samt de forpliktelsene som ligger i EUs vannrammedirektiv (Miljødirektoratet 2021d).

4.4.2 Modeller og tilnæringer til prioritering

Teorier, modeller og metoder for å gjøre prioriteringer har vært utviklet og brukt i ulike deler av miljøforvaltningen, som for eksempel romlig planlegging av verneområder, betydning av sammenhengende natur (se for eksempel Moilanen et al. 2009, Panzacchi et al. 2015) og for å måle effektiviteten av forvaltningstiltak (Salzer & Salafsky 2006). Slike modeller kan for eksempel gi muligheter for å plukke ut hvor tiltak kan gjennomføres, slik at de vil gi mest forbedring av økologisk tilstand. Slike modeller kan også brukes for å identifisere hvilke arealer som har dårligst økologisk tilstand, eller hvilke arealer som har potensial for å få svært god økologisk tilstand dersom de restaureres. En analyse av restaureringsinnsatsen i Norden viste at valg av restaureringsmetoder er tydelig koblet til naturtyper (og er sammenfallende mellom landene), mens sosioøkonomiske drivere er styrende for om, eller hvor, det faktisk igangsettes restaureringsprosjekter (Hagen et al. 2013). En viktig sosioøkonomisk driver var EU-medlemskap, spesielt gjennom at de tre EU-medlemslandene i Norden hadde gjennomført Life-prosjekter (et EU-tiltaksprogram for klima og miljø) som ga mulighet til større satsinger på forskning og storskala tiltak i prioriterte naturtyper. Nedenfor gir vi noen eksempler på metoder og tilnæringer til prioritering av restaurering. De er ment å illustrere ulike måter å nærme seg prioritering på.

¹¹ [EU Biodiversity Strategy for 2030 — European Environment Agency \(europa.eu\)](https://european-council.europa.eu/media/en/press-summaries/default/11823?fd=1590301823&tid=11823)

Romlige prioriteringsverktøy

Dette finnes modeller som teoretisk sett kan brukes og videreutvikles for planlegging og prioritering av områder og tiltak for restaurering. Slike prioriteringsverktøy gjør det mulig å beregne hvor effektive ulike romlige fordelinger av tiltak er for å forbedre tilstanden for utvalgte naturgoder (Adame et al 2015). Det er utviklet temmelig sofistikerte metoder for optimal lokalisering av restaureringstiltak (e.g. Noss et al. 2009, Wilson et al. 2011, Pouzols & Moilanen 2013), men felles for disse metodene er de trenger mye og gode data, og de er teknisk krevende å utføre.

I Finland har de undersøkt potensialet for slike metoder i praksis. I 2015 utnevnte den finske regjeringen ei bredt sammensatt arbeidsgruppe som skulle formulere et rammeverk og kriterier for prioritering av nasjonale restaureringstiltak (Kotiaho et al. 2015) med utgangspunkt i nytte, kostnader og effektivitet. Oppdraget var forankret i EUs strategi for biodiversitet (Target 2: *“Maintain and restore ecosystems and their services by including green infrastructure in spatial planning and restoring at least 15 % of degraded ecosystems by 2020”*). Arbeidsgruppa gikk svært systematisk til verks og brukte kvantitative modeller for å beregne optimal lokalisering av restaureringstiltak for å oppnå ulike biodiversitetsmål og naturgoder (Kotiaho et al. 2016). Arbeidet konkluderer med at selv om slike kvantitative modeller er i stand til å beregne hva som er mest effektiv restaurering, kan ikke dette utnyttes fullt ut i praksis. For det første trengs mye bedre data på økologisk tilstand i ulike naturtyper. For det andre trengs empiriske data på effekten av restaureringstiltak for å bedre økologisk tilstand. For det tredje trengs gode indikatorer som kan måle framgangen i forholdet til restaureringsmål (for eksempel 15 %-målet). I tillegg påpeker den finske rapporten at rundt alt dette ligger en rekke rammebetingelser, som lovverk, involvering og økonomi, som kompliserer mulighetene til optimal restaurering (Kotiaho et al. 2016). Basert på en bred gjennomgang av muligheter, tilgjengelige modeller, involvering og tilgjengelige data, skisseres et system med fire faser som grunnlag for prioritering: (1) identifisere et fokus-økosystem (naturtype) og identifisere hvilke komponenter som har dårlig økologisk tilstand (for eksempel hydrologi, død ved), (2) beskrive økosystemets tilstand, (3) beskrive effekter og kostnader ved alternative restaureringstiltak, og (4) lansere kostnadseffektiv prioritering av restaureringstiltak innenfor samme naturtype og mellom naturtyper. Gitt begrensningene, ble det gjort en romlig modellering og analyse av hvordan Finland kunne nå målet om 15 % restauring innen 2050 (Aichimål 15) og hva dette kostet under ulike betingelser. Et viktig funn var at dersom fokuset på restaurering er på én naturtype om gangen, vil kostnadene bli dobbelt så store som dersom man har en arealtilnærming og ser på naturtypene samlet (dvs. 38 milliarder EUR i forhold til 16 milliarder EUR).

Det arbeidet som foregår i Norge i dag, med fagsystem for økologisk tilstand og arealkartlegging, har mye til felles med dette finske arbeidet. Mangelen på arealdekkende tilstandsdata og empiriske data på effekter av ulike typer restaureringstiltak er også begrensende for å gjøre systematisk prioritering av tiltak i Norge.

Vannforskriften

Norge er tilsluttet EUs vannrammedirektiv, og det er vannforskriften som skal ivareta dette gjennom «å gi rammer for fastsettelse av miljømål som skal sikre en mest mulig helhetlig beskyttelse og bærekraftig bruk av vannforekomstene»¹². Forvaltning av norske vassdrag representerer en modell for prioritering av restaureringsinnsats. Arbeidet under vannforskriften er godt beskrevet på Vannportalen¹³. Enkelt fortalt er utgangspunktet for forvaltningen at tilstanden (kjemisk og økologisk) i alle vannforekomster (dvs. elver, ferskvann, kystområder) blir klassifisert og gitt en tilstand (svært god, god, middels, dårlig, svært dårlig). Tilstanden forholder seg til en referansetilstand som skal reflektere forholdene uten menneskelig påvirkning. Tilstanden fastsettes ut fra kjemiske, biologiske og hydromorfologiske elementer, der det er utviklet målbare indikatorer for hvert element. Slike indikatorer kan være sammensetning av vannplanter, aldersstruktur på fisk, nivå av enkelte kjemiske stoffer. Så fastsettes status ut fra «verste styrer»-prinsippet, slik at det er det elementet med dårligst tilstand som bestemmer den totale status for vannforekomsten.

¹² <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>

¹³ <https://www.vannportalen.no/>

Målet er minst *god tilstand*. Den økologiske tilstanden i vannforskriften sier noe om økosystemets funksjon. Dette i motsetning til for eksempel EUs habitatdirektiv der bevaring av trua arter og biodiversitet er de primære målene (Norge er ikke tilsluttet EUs habitatdirektiv).

Prioritering i vannforskriften (og EUs vannrammedirektiv) innebærer å forbedre tilstanden i de vannforekomstene som ikke har god tilstand, slik at de når denne tilstanden. Dette arbeidet har også tidsfrister for når god tilstanden skal være oppnådd. Vannforskriften beskriver minimumsnivåer (for indikatorer og elementer) som skal oppnås gjennom restaureringstiltak (eller andre tiltak). Dermed gis prioritet til de forekomstene som ligger dårligst an, slik at disse kan «stige i gradene» og etter hvert få **god tilstand**. Systemet er ikke innrettet på å gjøre tiltak for å løfte forekomstene ytterligere, til svært god tilstand.

Fagsystem for økologisk tilstand har en del elementer felles med vannforskriften, men som beskrevet i kapittel 2.2 er arbeidet med økosystemer på land mer komplekst, og det har også vist seg å være vanskeligere å definere målbare indikatorer og sette konkrete mål på tilstand.

Prioritering basert på nasjonale bevaringsmål

I Norden finner en rekke eksempler på at prioritering av restaureringstiltak kobles til spesielt viktige og trua naturverdier, spesielt rødlistearter eller rødlista naturtyper. Kapittel 4.2 viser hvordan restaurering er viktig for bevaring av ulike typer trua natur. Vedtak om tiltak for prioriterte arter og utvalgte naturtyper innebærer dermed indirekte også en prioritering av restaureringsinnsats. For EU-landene er det habitatdirektivet som legger rammeverket for dette arbeidet. Der settes det mål om gunstig bevaringsstatus for nærmere angitte naturtyper ¹⁴.

Pragmatisk og «gripe-muligheten»

I og med at det i liten grad er formulert strategier og nasjonale planer for restaurering, men det likefull gjennomføres en del tiltak, må det *a priori* foregå en form for prioritering av innsats. Dette kan omhandle hvilke naturtyper som prioriteres, eller i hvilke lokaliteter.

For kulturlandskap er det ulike typer prioriteringer; Utvalgte kulturlandskapstyper (med hjemmel i nml. § 52 slåttemark, slåttemyr og kystlynghei) prioriteres fra norske myndigheter. Grunneiere kan søke om tilskudd til å ivareta de enkelte lokalitetene. Gjennomføring av aktive tiltak er i praksis gjerne en kombinasjon av lokale forhold (som forekomst av sjeldne arter) og interesse fra lokale aktører (for eksempel lokale grunneieres ønske om å bidra i skjøtsel), men også tilgang på midler (først til mølla). En fordel med tiltaksplaner rettet direkte mot enkelte arter eller naturtyper, er at de kan være mer målrettet og realistiske å få gjennomført i praksis (e.g. Westphal et al. 2003, Wilson et al. 2011). Det er i praksis denne formen for pragmatisk prioritering som har vært framgangsmåten i mye av det restaureringsarbeidet som er gjort så langt her i landet.

I Norge er tilgangen til areal en viktig barriere for restaurering. Det finnes så langt ingen systemer for kompensering eller ekspropriering av land til restaureringsformål. Lovverket setter også begrensninger for omgjøring av areal, for eksempel fra landbruksformål til (restaurert) natur. I den nasjonale planen for restaurering av våtmark (Miljødirektoratet 2020) er lokaliteter inne i verneområder prioritert, fordi dette er områder som miljøforvaltningen allerede har myndighet til å forvalte, og det er avklarte avtaler med grunneiere. Dette innebærer naturlig nok at de myrene som restaureres, ikke nødvendigvis er de med dårligst tilstand eller har størst sannsynlighet for vellykket restaurering, men de som er tilgjengelige for tiltak.

4.4.3 Forbildeprosjekter mens vi venter

De svært ulike tilnærmingene til prioritering beskrevet over, har alle sine fordeler og ulemper. Målet med prioritering er å nå nasjonale mål og vedtak fattet av Stortinget, øke effektiviteten i forvaltningen, gi oversikt, holde fokus, demonstrere nødvendige avveier og bygge kunnskap.

¹⁴ [The Habitats Directive - Environment - European Commission \(europa.eu\)](https://european-council.europa.eu/media/en/press-operations/infographic-116166.jpg)

Trolig vil en blanding av systematisk planlegging og opportunistisk «gripe muligheten» være nødvendig for å komme videre i storskala restaurering.

For at Stortingets vedtak og nasjonale mål skal nås, er det etter vår vurdering et behov for et koordinert arbeid, gjerne i form av tverrsektorielle nasjonale satsinger eller en nasjonal strategi, for å nå de norske restaureringsambisjonene. Samtidig er det slik at faktisk pågående restaurering foregår rundt omkring, gjerne små tiltak, over hele landet og i ulike naturtyper. En mulig tilnærming til det nasjonale restaureringsarbeidet kan være å utvikle en «*top-down and bottom-up*» strategi (Hagen et al. 2015). Mindre (eller større) enkeltprosjekter kan gi ny innsikt og læring som kan få betydning både lokalt og i større skala på sikt og kan initieres av lokale aktører, kommuner, grunneiere, frivillige organisasjoner. En god koordinering av slike initiativer kan medføre større grad av måloppnåelse, gi bedre og mer effektiv restaurering, både økologisk, økonomisk og logistisk, samt bidra til å bygge praktisk erfaring som kan deles med andre.

En nylig publisert studie om nordmenns holdninger og kunnskap om restaurering viser at folk flest kan lite om restaurering, men at de generelt er positive til tiltak som kan forbedre økosystemer og biologisk mangfold (Stange et al. 2022). Samtidig har FN slått fast at folks mangel på kunnskap om hvilke muligheter som ligger i restaurering, er en viktig barriere for storskala restaurering (se kapittel 5.2). Da er det viktig med mange prosjekter rundt omkring der folk bor, som kan gi engasjement, kunnskap og deltakelse.

Det er ingen grunn til å vente på at nasjonale strategier er på plass eller fagsystemet for økologisk tilstand er fullt utviklet. En mulig start kan være å definere noen nasjonale forbildeprosjekter i ulike naturtyper og regioner. Et slikt prosjekt kan være restaureringen av Hjerkinns skytefelt på Dovrefjell til nasjonalpark (Hagen et al. 2022a, b), som har samlet mye kunnskap og metoder med overføringsverdi til andre områder og sektorer. Andre forbildeprosjekter kan for eksempel være fra et helt nedbørsfelt, større våtmarksområder med myr, skog, grunnlendt mark. Eller kanskje kan vi få en forbildekommune?

5 Naturavgift

Virkemidlene forvaltningen har til rådighet innenfor miljøpolitikken, deles ofte i tre hovedgrupper: informasjon, økonomiske virkemidler og juridiske virkemidler (NOU 2015:15). Det er i dag få økonomiske virkemidler som bidrar til å begrense tap av naturmangfold i arealforvaltningen utenom verneområdene. Fysiske naturinngrep, arealendringer til utbyggingsformål og annen intensiv bruk av naturarealer har som regel ingen direkte kostnad for brukeren. Inntektene ved omdisponering, utbygging og intensiv bruk av naturressurser tilfaller normalt grunneier eller bruker, mens ulemper i form av for eksempel tap av natur og klimagassutslipp ofte belastes fellesskapet. Idéen med en naturavgift er at all bruk av naturens ressurser og naturgoder bør ha en pris, og at denne prisen bør reflektere de samfunnsøkonomiske kostnadene ved tap av for eksempel naturmangfold (NOU 2015:15). En naturavgift er en avgift på bruk av naturareal. Poenget med dette virkemidlet er å gi utbyggere insentiv til å begrense tap og forringelse av natur, slik at prosjekter som er privatøkonomisk lønnsomme, men som har høye miljøkostnader, ikke bygges ut eller at de flyttes til lokaliteter med lavere miljøkostnader.

Flere land har innført avgifter som er relevante i vurderingen av en naturavgift. Danmark, Canada, Israel, Estland, Finland, Tsjekia og Spania har f.eks. avgift på uttak av mineralressurser og andre definerte tekniske anlegg og inngrep. Helt siden 1996 har det blitt diskutert om en mulig naturavgift burde innføres i Norge (NOU 1996:9). Innføring av naturavgift har siden blitt foreslått av tre offentlige utvalg: først av utvalget som utredet verdien av naturgoder (NOU 2013:10), siden av grønn skattekommisjon (NOU 2015:15) og senest av et ekspertutvalg som skulle vurdere grunnlaget for verdiskaping, produksjon, sysselsetting og velferd etter pandemien (NOU 2021:4).

I utgangspunktet skal en naturavgift ha som hensikt å pålegge utbyggere et gebyr for inngrep som fører til tap av naturarealer og dermed naturgoder og biologisk mangfold (NOU 2015:15). Dette skal bidra til at utbygger enten reduserer anvendt areal for sin utbygging eller velger arealer der avgiften er lavere, samtidig som det kan redusere antallet og omfang av utbygginger totalt. Naturavgiften skal sørge for at prisen for å bruke natur blir høyere, men den tar ikke utgangspunkt i et null-netto-tap av naturmangfold. Grønn skattekommisjon anbefalte at naturavgiften bør sees i sammenheng med utvalgets forslag om CO₂-avgift på inngrep i myr og større arealendringer.

Den største utfordringen ved utformingen av en naturavgift er ifølge NOU 2021:4 at de samfunnsøkonomiske kostnadene ved naturinngrep viser stor variasjon på tvers av tid, sted og type skade på naturen. Kunnskapen om skadekostnadene er også begrenset. Siden både økosystemtjenestene og naturinngrepene er mange og ulikeartede, vil det ikke være mulig å utforme én avgift som omfatter alle disse. Det må derfor tas stilling til hvilke naturinngrep som skal omfattes av en naturavgift, og hvilke eksterne effekter den skal prise. Valget vil antakelig stå mellom et enkelt og pragmatisk system med en generell avgift for nye naturinngrep og et mer presist fagsystem med ambisjoner om å differensiere avgiften ut fra hvilke naturverdier som blir berørt. En generell avgift vil neppe fange opp reelle miljøeffekter treffsikkert, men kan bidra til en høyere terskel for nedbygging av natur. Et presist fagsystem kan bli et mer målrettet virkemiddel for å ivareta spesifikke naturverdier som truet natur eller natur med særlig viktige naturgoder som karbonlagring eller utmarksbeite. Samtidig kan et fagsystem med mange ulike avgiftssatser lett bli komplisert, og være forbundet med høye administrative kostnader.

Grønn skattekommisjon foreslo at en naturavgift skulle tillegges tekniske inngrep i naturen av en viss størrelse, for eksempel vei, jernbane, kraftlinjer, skitrekk, vindturbiner, steinbrudd, vannmagasiner mv. Utvalget foreslo også at det bør innføres en CO₂-avgift på klimagassutslipp fra omdisponering av større arealer, for eksempel avskoging, drenering, grøfting og nedbygging av myr, samt uttak av torv. Utvalget anbefalte at utforming av avgiften skulle vurderes nærmere, blant annet med sikte på hvem som må betale avgift (avgiftssubjektet) og når avgiftsplikten oppstår (NOU 2015:15). Utforming av et slikt virkemiddel vil også kreve underliggende kart- og datagrunnlag som kan avgrense natur, og eventuelt også spesielle naturkvaliteter, geografisk. Aktuelle kartprodukter og indekser som kan brukes som grunnlag for å fastsette naturavgift er

drøftet av Jakobsson et al. (2020). Avgrensning av naturinngrepet på kart må deretter kombineres med data som angir den samfunnsøkonomiske verdien av disse naturkvalitetene. Det gjenstår å vurdere hvordan dette kan gjøres konkret i Norge med tilgjengelig kartgrunnlag.

Miljødirektoratet (2021f) har nylig utredet avgift på klimagassutslipp fra nedbygging av arealer og konkluderer med at dette er mulig, men at det er en rekke utfordringer som må løses før en slik avgift kan virke etter hensikten. Den enkleste modellen for fastsettelse av avgift som skisseres i Miljødirektoratets rapport, tar utgangspunkt i en fast sats per arealenhet som bygges ned. Dette vil gjøre det dyrere å bygge ned eller omdisponere karbonholdige arealer, men skiller ikke mellom høyt og lavt karboninnhold. Også Miljødirektoratet peker på at mer avanserte innretninger kan ha ulik avgiftssats for ulike typer natur (arealkategorier), der f.eks. særlig karbonrike arealer får en høyere avgiftssats enn mindre karbonrike arealer.

5.1 Restaureringskostnader

Wold Economic Forum slår fast at miljøødeleggelser utgjør en av de største truslene mot verdens økonomi (WEF 2020). Beregninger basert på data fra en rekke restaureringstiltak fra alle naturregioner, viser at restaurering av natur i gjennomsnitt gir verdier 10 ganger større enn kostnadene (IPBES 2018). I tillegg er det dokumentert at halvparten av de truede artene i verden (500 000) er avhengig av at deres leveområder restaureres om de skal overleve på lang sikt (IPBES 2019). Restaureringskostnader har vært foreslått som en mulig inngang for å fastsette naturavgift. IBPES' rapport om forringelse av naturverdier (IPBES 2018, 2019) slår fast at restaurering av natur og å unngå naturødeleggelse er svært gunstig også i økonomisk forstand. Generelt vil kostnadene ved å bevare og restaurere natur betales tilbake med en mye større nytteverdi enn kostnader ved selve tiltaket. Kortsiktig nedbygging av naturressurser kan få langvarige negative konsekvenser for produksjon av naturgoder, og på denne måten blir det mer kostnadseffektivt å unngå naturinngrep. Det er også dokumentert at de verdiene som restaureres, direkte bidrar til en lang rekke av FNs bærekraftsmål, som for eksempel 1 (hindre sult), 2 (redusere fattigdom), 4 (utdanning) 5 (likestilling), 11 (bærekraftige samfunn), i tillegg til de mer åpenbare som 13 (stoppe klimaendringene), 14 (livet under vann) og 15 (livet på land). En rapport fra FNs miljøprogram (UNEP) dokumenterer at naturrestaurering direkte og indirekte kan ha betydning for å oppnå hvert av de 17 bærekraftmålene (IRP 2019).

5.1.1 Areal og tilstand – hva inngår i kostnader?

Selv om det er fastslått at restaurering er i ferd med å bli en milliardindustri som er helt nødvendig for istandsetting av forringet areal, finnes ikke et enkelt svar på hva det koster å restaurere natur (Kimball et al. 2015). Dette er et spørsmål på linje med «hvor stor er en fisk?». Det finnes svært mange og svært ulike restaureringstiltak, fra gjenfylling av myrer, etablering av blomsterenger, fjerning av vandringshindre for fisk, oppformering og utsetting av trua arter, gjenåpning av bekker, osv. Noen tiltak gjennomføres i byer, andre i mindre tilgjengelige områder. Omfang og kostnader ved enkelttiltak varierer enormt. Hvordan skal kostnader beregnes, og hva skal være måleenheten? Er et område restaurert når gravemaskina har åpnet bekken, eller er det først når fagfolk har vært ute og dokumentert at tiltaket faktisk har en langsiktig økologisk effekt og fisk og insekter er tilbake i vassdraget? Hva betyr det at et område er restaurert, og hvem skal godkjenne prosjektet?

Tid og kvalitet er to stikkord som gjør det ekstra krevende å beregne kostnader og evaluere suksess. Nedbygging eller forringelse av natur kan skje svært raskt, mens det tar svært lang tid å gjenopprette økologiske prosesser og funksjoner. Noen typer forringelse eller naturinngrep gir også uopprettelig skade, som å sprengte i fjell eller å utrydde genetisk unike populasjoner av arter. Det er dermed ikke tilstrekkelig å måle areal hvor tiltakene er utført, det må i tillegg stilles krav til kvaliteten på restaurerte arealer, og dette er mye mer komplisert. For å beregne kostnader ved restaurering må det defineres klare mål med tiltakene, med indikatorer som kan måle

framgang og konkludere. Da er vi tilbake til tema som vi har vært innom tidligere i denne rapporten: økologisk tilstand, tiltak for bevaring av trua natur og arealregnskap.

Det er heller ikke åpenbart hvilke kostnader som skal med i regnestykket. Det mest konkrete er kostnader til gjennomføring av selve de tekniske tiltakene, som for eksempel entreprenørkostnader. Men i tillegg kommer andre utgifter som kan forventes å utgjøre en signifikant del av totalkostnadene i enkelte prosjekter:

- **Planleggingskostnader.** Restaureringsprosjekter må planlegges og gjerne samordnes med andre typer arealbruk, dessuten må det gjerne utføres forundersøkelser og bruk av fagfolk som kan beskrive tiltak og konkretisere målene.
- **Erverv av areal.** Dersom arealer i privat eie skal restaureres, vil dette være en inngripen i privat eiendomsrett, og det kan forventes krav om kompensasjon, men juridiske forhold omkring erverv til restaurering (eller kompensasjon) er uklare. Spesielt i områder med arealpress og ønske om utbygginger til infrastruktur eller tettstedsutvikling kan dette bli en høy kostnad.
- **Overvåking og evaluering av kvalitet.** For å dokumentere at de gjennomførte tiltakene har ønsket effekt og målbar bedring av økologisk tilstand, må det gjøres systematisk overvåking. Omfang og utvalg vil variere med naturtype og formålet med tiltaket. Det finnes en del erfaringstall fra overvåking av natur som kan brukes for å beregne denne kostnaden for restaureringsprosjekter. Dersom restaurering av natur skal nå målet om 15% restaurert areal, vil det være kostnadseffektivt å bygge langsiktig kunnskap om effekter av tiltak i ulike naturtyper. Dette vil også bidra til å sikre kvaliteten på arbeidet.

5.1.2 Hva koster det? Fra det store bildet til enkelttiltak

Som beskrevet i kapittel 4.4 (Prioritering), er det nyttig å ha to innganger til planlegging av best mulig restaurering, en nasjonal og strategisk og en med utgangspunkt i konkrete enkeltprosjekter. De samme to inngangene er fornuftig å bruke når vi snakker om kostnader.

Nasjonal og strategisk – de store tallene

Av strategiske årsaker kan det være hensiktsmessig å få en grov oversikt over hva restaurering på stor skala vil koste, for eksempel for et land eller for en naturtype i et land. Dette kan gi grunnlag for politisk innsalg eller kan sparke i gang en prosess som på sikt vil gi mer detaljerte planer for restaurering. Det finnes noen eksempler på slike beregninger, de fleste gir grove anslag med stort spenn. Et eksempel ble omtalt i kapittel 4.4.2 (romlige modeller for prioritering) der Finland har beregnet en kostnad for å oppnå 15 % restaurering av forringet areal til å koste mellom 16 og 38 milliarder EUR (ca. 160–380 milliarder NOK), avhengig av om man velger å ta naturtype for naturtype, eller om man ser alle naturtyper i sammenheng (Kotiaho et al. 2016).

Høsten 2021 gjorde SABIMA et oppspill til en diskusjon om restaureringskostnader for at Norge skal oppnå 15 % restaurering (Steel et al. 2021). Basert på eksisterende data (kartdata og offentlig statistikk) var dette en grov gjennomgang av hvilke arealer som bør inngå, men der det generelt er satt restriktive forutsetninger for ikke å overestimere kostnader. Kostnadene var basert på estimer og tilgjengelige data om bevilgede midler og behov for tiltak, samt kjente kostnader på sammenliknbare tiltak, for eksempel fra skogsdrift. Gjennomgangen antyder en samlet kostnad på 50 milliarder NOK, fordelt på 7 milliarder NOK til restaurering på land, 27 milliarder NOK for marin restaurering og omtrent 7,5 mdr. NOK for å fjerne fremmede arter.

I en synteseartikkel for kysthabitater har Bayraktarov et al. (2015) sammenstilt data på kvalitet, areal, kostnader og metoder fra 235 restaureringsstudier av ulike kysthabitater fra hele verden, inkludert korallrev, mangrove, strandenger og tangsamfunn. Beregningene viste en restaureringskostnad på gjennomsnittlig 1,6 millioner USD per hektar (tilsvarer 1,28 milliarder NOK per km²), mens de hevder at den reelle totalkostnaden trolig er 2-4 ganger høyere. Kostnadene

varierer mye mellom naturtyper. De fleste studiene er fra Europa og USA, mens kostnadene til restaurering generelt er opp til 30 ganger billigere i utviklingsland.

Felles for disse eksemplene er at alle understreker at tallene er basert på forenklinger og en god del forutsetninger. De oppgir mangel på gode arealdata, lite data om behov for restaurering, samt at det mangler en klargjøring av hvilke kvalitetsmål som skal gjelde for å si at et område, eller en populasjon, er restaurert. De beløpene som presenteres kan ved første øyekast virke store. Stortinget har for 2022 bevilget ca. 41 millioner NOK til restaurering, i hovedsak til myr og våtmark.

Det er nyttig å sammenlikne disse store tallene med kostnader som samfunnet bruker på utbyggingprosjekter som forårsaker press på natur og behov for restaurering. For eksempel skal Statnett fram mot 2030 bruke 60–100 milliarder NOK på oppgradering av det norske strømmettet (Statnett 2021) og ny fergefri E39 mellom Trondheim og Kristiansand har en antydnet kostnad på 340 milliarder NOK (Kilde: Statens vegvesen).

Kostnader for enkeltprosjekter i ulike naturtyper

For planlegging og budsjettering av enkeltprosjekter og tiltak er det behov for andre erfaringstall enn de som er nevnt over. Også på dette nivået er det komplisert å presentere gode tall med overføringsverdi. Det er mulig å hente ut tall på tekniske kostnader av enkelttiltak. Kostnadene vil imidlertid variere langs mange akser: samme type tiltak i ulike naturtyper, ulike tiltak i samme naturtype, er det del av større prosjekt eller enkelttiltak, by eller langt unna infrastruktur, utforming av anbud og entreprenørkostnader. Noen tiltak har spesielle tilleggskostnader som kan påvirke kostnadene i anleggsfasen, som for eksempel sikkerhet, nærhet til spesielle natur- eller kulturverdier eller hensyn til lokalbefolkning.

Det er vanskelig å sammenlikne kostnader mellom prosjekter fordi det brukes ulike enheter for hva som er restaurert. De fleste prosjekter som presenteres i vitenskapelig litteratur, oppgir kostnad per arealenhet (for eksempel Bayraktarov et al. 2015, Kimball et al. 2015). Noen gjennomførte tiltak angis som lengde eller antall (som for eksempel Miljødirektoratets rapportering av restaurerte myrer; 25 områder og 63 km grøfter restaurert i 2021 (www.miljodirektoratet.no)). Kostnader til restaurering av arter eller populasjoner rapporteres gjerne som totalkostnad per prosjekt, men der det også kan være vanskelig å skille ut faktiske restaureringskostnader.

Felles for de prosjektene der det er beregnet kostnad, er at de omfatter de rent tekniske kostnadene til praktisk gjennomføring av tiltakene ute i området. Kostnader til systematisk evaluering, overvåking av tilstand eller effekt av tiltakene over tid er ikke inkludert. Tilsvarende som for de nasjonale kostnadsvurderingene er det også for enkelttiltak dårlig kunnskap om hvilke naturverdier som er gjenopprettet (hvor mye natur man får for innsatsen). Det mangler kriterier for å fastslå hva som er vellykket restaurering, og dermed er det ingen systematisk måte å beregne kostnader på kvalitet. Mangelfull evaluering av restaureringsprosjekter er påvist som en av de sentrale begrensningene for vellykket storskala restaurering (Nilsson et al. 2016).

Med dette som bakteppe har vi valgt ut noen eksempler fra restaurering i ulike naturtyper for å illustrere hvilke data som finnes om kostnader og kvalitet. Eksemplene viser at det er stort spenn i kostnader og at de eksemplene som finnes, er få og kan gi et tilfeldig utslag. Det er stort behov for å gjøre et systematisk arbeid framover for å få bedre oversikt over relevante variabler og mer robuste tall. Dette vil gi et grunnlag for å budsjettere og planlegge restaureringstiltak. I tillegg trengs data som kan koble tiltak med kostnader og målte effekter på biologisk mangfold og naturgoder.

Plan for restaurering av våtmark i Norge

Det er vedtatt en nasjonal plan for restaurering av våtmark i Norge (Miljødirektoratet 2020). Hovedaktiviteten som omfattes av planen, er restaurering av grøfta myrer i naturreservater over hele landet. Målet med tiltakene er å redusere klimagassutslipp, øke vannstanden og forbedre økologisk tilstand i myrøkosystemet. Planen skisserer at tiltak som er aktuelle, har et

kostnadsspenn på fra 50 000 til over 30 millioner NOK. Rapporterte kostnader for tetting av grøfter i 2016 var på 90 til 190 NOK per meter. Til sammenlikning er kostnaden for tilsvarende tiltak i Finland på 10 til 13 NOK per meter, noe som kan skyldes mindre erfaring, mer komplisert logistikk og større riggekostnader i Norge (Miljødirektoratet 2020). Det er etablert overvåking i et lite utvalg av de restaurerte myrene for å måle effekter på økologi og biologisk mangfold (Kyrkjeeide et al. 2018), men det er ikke gjort en kobling mellom restaureringskostnader og effekt av tiltak. Miljødirektoratet (2020) påpeker også at det mangler data på koblingen mellom tiltak og betydning for klimagassutslipp.

Restaureringskostnader for tilbakeføring av vindkraftverk

NVE fikk i 2021 utarbeidet en rapport som vurderer restaureringskostnader for tilbakeføring av utvalgte vindkraftverk (OsloEconomics & Sweco 2021). I rapporten inngår erfaringstall på fjerning av veger og tyngre infrastruktur i noen konkrete prosjekter. Her inkluderes kostnader til selve tiltakene, inkludert leie av maskiner og anleggsfolk, for å kjøre bort og omfordele tilkjørte eller sprengte masser. Erfaring fra tilsvarende prosjekter i Skottland viser at massetransport og omplassering av masser for restaurering av landskapet er kritisk for å oppnå god kvalitet, og utgjør en stor del av kostnadene (Welstead et al. 2013). Gjennomgang av erfaringstall og intervju med entreprenører og utbyggere i rapporten til NVE viser meterkostnad for fjerning av veger på 300–500 NOK i Hjerkinns skytefelt og 400–500 NOK for en midlertidig anleggsveg i Midtfjellet vindkraftverk (OsloEconomics & Sweco 2021). I tillegg er det budsjettert kostnader for fjerning av framtidige veger i vindkraftverk, basert på forventede entreprenørkostnader, på anslagsvis 700–1700 NOK per m for terrengforming og revegetering. Kostnadsvurdering for flytting av masser er forventet å være 70–80 NOK per m³, mens sluttbearbeiding av areal er beregnet til 20–25 NOK per m². Dette er beregninger for framtidige tiltak, og det er ikke konkretisert hvilke naturkvaliteter, eller målbar forbedring av økologisk tilstand tiltakene skal gi.

Restaurering av Hjerkinns skytefelt

I forbindelse med restaurering av Hjerkinns skytefelt er det rapportert kostnader for restaureringstiltak gjennom hele prosjektperioden. Totalbudsjettet for prosjektet var på 580 millioner NOK, hvorav ca. 400 millioner NOK var kostnader til rydding av eksplosivrester og blindgjengere mens ca. 180 millioner NOK var kostnader til naturrestaurering (Hagen et al. 2022a). Prosjektet er grundig dokumentert. Det er lagt grunnlag for systematisk overvåking av tilbakeførte områder, men foreløpig er ikke dette finansiert. Resultater fra prosjektet inkluderer mellom annet 5,2 km² restaurerte arealer (i hovedsak myr, fjellhei, vierhei), 130 km² utvidelse av nasjonalparkareal, økt karbonlagringskapasitet på 54 500 t C (og karbonopptak på 1800 t C/år) og fjerning av mer enn 19 000 blindgjengere (Hagen et al. 2022a). Gjennomsnittlig restaureringskostnad er beregnet til 27 NOK per m², men varierer en god del mellom ulike anlegg.

Restaurering av gytehabitat i Leirbekken, Orkla

Mange små bekker i jordbrukslandskapet er kanalisert, og de økologiske forholdene for fisk og andre organismer er kraftig endret. Det gjøres en del tiltak for å gjenopprette habitat i mindre strekninger av slike bekker rundt om i landet, og det er dokumentert at slike tiltak er gunstige for biologisk mangfold, naturkvalitet, erosjonskontroll, flom og kulturlandskapskvaliteter (Hauge et al. 2005). Kostnader ved slike tiltak varierer mye, avhengig av størrelsen på bekken, lengde og hvor mye masse som må flyttes på. Det er gjennomført tiltak i flere sidebekker til Orkla de siste par årene, og erfaringene herfra viser det vi ser i andre prosjekter: det er kostnader til entreprenører og massehåndtering som er de største direkte kostnadene (Odd Lykkja, Orklavassdraget vannområde pers. medd.). I bekken Tonga ble det byttet ut en kulvert, gravd ut 3 nye kulper og etablert 150 m nytt elveløp til en samlet kostnad til entreprenør på 575 000 NOK. Hovedutgiften var den nye kulverten. I bekkene Leirbekken og Ustørja er det gjort tiltak med å utvide og endre bekkeløp, legge inn småøyer, skjul og gytegrus langs noen hundre meter av bekken. Samlet kostnad her var 550 000 NOK. Tetthet av ørret, yngel og gytegroper overvåkes før og etter tiltaket.

Restaurerings- og skjøtselstiltak i tradisjonelt kulturlandskap

Gjennom spesielle kulturlandskapstilskudd i landbruket gjennomføres tiltak for å bevare og skjøtte kvaliteter i det tradisjonelle kulturlandskapet. Dette er delvis tiltak som grunneierne selv utfører, og dermed er prissetting avhengig av hvordan arbeidsinnsats eller innleid arbeidskraft skal regnes inn. Hårklau (2013) innhentet kostnader fra et utvalg restaureringsmetoder. Dette er tall fra 10 år tilbake, men kan likevel gi en indikasjon: etablering av dammer og vannspeil 50 000 til 150 000 NOK per dekar, rydding av kratt 1000 til 3200 NOK per dekar, ljåslått 2000 til 3200 NOK per dekar og slått med tohjulstraktor 700–1400 NOK per dekar. Det er forsket mye på effekter av skjøtselstiltak i kulturlandskapet, og en del av forskningen handler om målbare effekter av tiltak.

Fjerne fremmede arter

Bekjempelse av fremmede karplanter er ofte et restaureringstiltak, enten som eneste restaureringsmetode eller i tillegg til andre metoder. Menon Economics har hentet inn tiltakskostnader for 65 vanlige fremmede karplanter for utvikling av en samfunnsøkonomisk analyse for å vurdere prioritering av innsats mot fremmede arter (Magnussen et al. 2019, Magnussen et al. 2021). For eksempel anslås en pris på mellom 200 000 og 4 millioner NOK per dekar for å bekjempe parkslirekne (*Reynoutria japonica*) med fire ulike metoder, mens prisen for å bekjempe kjempespringfrø (*Impatiens glandulifera*) ligger mellom 3000 og 60 000 NOK per dekar. Dette er kun kostnadsoverslag, og usikkerheten er stor på grunn av manglende data. Prioritering av tiltak mot fremmede karplanter må også inkludere andre hensyn enn den samfunnsøkonomiske rangeringen, spesielt forholdet til hvor de fremmede artene vokser og hvilke naturverdier de eventuelt truer (Skrindo et al. 2021).

5.1.3 Riktig kompensasjon og risiko for grønnvasking

Kostnader knyttet til økologisk kompensasjon synliggjør hvilke problemstillinger som kan dukke opp dersom det skal settes en avgift på naturen som skal gjenspeile restaureringskostnader. Kostnadene for kompensasjon vil naturlig nok variere mye med om det er behov for restaureringstiltak i kompensasjonsområdene eller om det kompenseres kun ved vern av nye områder. Konkrete eksempler viser at regnestykker for kompensering varierer enormt, også fordi det ofte inkluderes en kompensasjonsfaktor slik at erstatningsarealet er større enn selve inngrepet. Kompensasjon for inngrep i Åkersvika naturreservat i forbindelse med utvidelse av E6 hadde krav om å kompensere med tre ganger så stort areal som inngrepet (1:3). Da Nye veier AS ikke oppfylte krav om nærhet til Åkersvika, slik at deler av kompensasjonsarealene lagt til Nordre Øyeren våtmarksområder 12 mil sør for Åkersvika, økte forholdstallet til 1:6 (Hårklau et al. 2019). Kravene til økologisk kompensasjon for planlagte inngrep i Nordre Tyrifjorden våtmarksområder er 1:5 for verneområde og foreslått verneområde, 1:3 for naturtypen kalkbarskog og 1:2 for økologiske funksjonsområder (Hårklau et al. 2019).

Kostnadene for kompensasjon kan fordeles på a) prosesskostnader som inkluderer plan- og beslutningsprosesser, b) kartleggingskostnadene som inkluderer utgifter til kartlegging og vurdering av tilstand, c) investeringskostnader som inkluderer restaureringskostnader og ervervelse av grunn, og d) kostnader for langsiktig forvaltning som kan inkludere skjøtsel (Hårklau et al. 2019). Evalueringene av Statens vegvesens pilotprosjekter (se kapittel 4.3.2) oppsummerer: «For samferdselsutbygginger, vil kostnadene for kompensasjon i de fleste store prosjekter utgjøre en liten eller svært liten del av de totale prosjektkostnadene. I de fleste tilfeller vil kostnadene ved kompensasjon også være små sammenlignet med enkelte tekniske løsninger for å unngå, avbøte og restaurere skader på naturmangfold selv ved restaurering eller nyetablering av natur, som ofte vil være dyrere enn vern av eksisterende verdier» (Hårklau et al. 2017, 2019). Dersom kostnadene ved økologisk kompensasjon er så små som pilotprosjektene antyder, er dette et viktig funn i vurderingen av utarbeidelse av en naturavgift og også for å vurdere faren ved at økologisk kompensasjon kan utnyttes som grønnvasking av utbyggingsprosjekter.

De enkleste modellene for kompensasjon tar ikke tilstrekkelig høyde for **tidsfaktoren** (at det tar mye lengre tid for naturen å gjenetableres enn det tar å ødelegge et område), og **usikkerhet** (det vil alltid være en usikkerhet om nøyaktig hvor stor del av naturverdiene/økologisk tilstand som vil bli kompensert) (Hilderbrand et al. 2005). Dette kan best sammenliknes med å *låne ut penger uten å kreve rente til noen som er kjent som upålitelige betalere*. Å inkludere disse faktorene i modeller for å beregne hva som kan være riktig nivå på kompenseringen («*fair offset*»; Moilainen et al. 2009) gir svært store utslag. Sannsynligheten for vellykket restaurering varierer mye fordi noen naturtyper og metoder gir større sannsynlighet for å lykkes. Beregningene viser også at det er enklere å beregne riktig omfang (*ratio*) på kompensasjonen dersom naturtyper og økologiske forhold er mest mulig like i de områdene som skal gå tapt og de som skal restaureres.

Samlet sett antyder dette at en avgift basert på kostnader ved restaurering og kompensasjon ikke alene vil gi naturen en beskyttelse som kan begrense eller stoppe tapet av naturmangfold i utbyggingsprosjekter.

5.2 Restaurering: barrierer, innovasjon og næringsutvikling

Naturrestaurering er både et verktøy og et mål (Jørgensen 2015). Det er et politisk mål å stoppe tap av natur og snu utviklingen gjennom å restaurere forringede områder. Det er dokumentert at aktive restaureringstiltak kan bidra til å gjenopprette leveområder, populasjoner, karbonopptak og forbedre tilgangen av andre naturgoder. I Norge har folk flest fortsatt like konkret forhold til restaurering av natur, trolig fordi de færreste kjenner til konkrete prosjekter (Stange et al. 2022). Samtidig er de fleste positive til tiltak som kan forbedre tilstanden for natur og kulturlandskap. Dette antyder at restaurering har potensial til å være en ønsket aktivitet, dersom de positive ringvirkningene synliggjøres og dokumenteres.

Restaurering kan også føre til konflikter fordi dette representerer en ny måte å forvalte arealer på og fordi det vil gi diskusjoner om hva arealene skal brukes til (Aasetre et al. 2021). Arealforvaltning handler i praksis om vanskelige avveininger mellom ulike formål. Mange har interesser og meninger om bruk av arealer og for å finne langsiktige løsninger er det nødvendig å søke samarbeid mellom de mange brukerne av naturen, inkludert både tradisjonelle og nye brukere.

Erfaringer fra andre land har vist at storskala satsing på restaurering har potensial for næringsutvikling og innovasjon, samt bedre levekår for lokalbefolkning (IRP 2019). Dette er kanskje mest åpenbart i land med større og mer dramatiske utfordringer enn oss og her foregår store restaureringsprosjekter for å håndtere direkte trusler mot liv og helse. I Sør-Afrika bidrar programmet «Water for life» til å gjenetablere natur rundt vannforekomster og gir jobb og inntekt til flere titusen innbyggere og fører til bedre vannforsyning¹⁵. Madrid by har vedtatt prosjektet «Madrid's Metropolitan Forest» som innebærer å etablere 40 km skog rundt sentrum for å bedre livsmiljø for både folk og natur¹⁶. Også i Norge kan restaurering bidra til å bedre naturmiljø og redusere miljørisiko ved flom, styrtregn og tørke. Det er trolig et betydelig potensial for innovasjon og utvikling av nye næringer dersom omfanget av restaurering skal realiseres. Det er så langt ikke gjort en systematisk vurdering av slike muligheter, men det burde være av interesse å gjøre en slik sammenstilling.

FN har oppsummert fem barrierer som må overvinnes for å nå de ambisiøse målene om storskala restaurering (UN Strategy for Restoration Decade¹⁷). Disse barrierene er høyst relevante også for Norge, og med utgangspunkt i disse kan det antydes noen muligheter for innovasjon og næringsutvikling.

¹⁵ <https://www.dffe.gov.za/projectsprogrammes/wfw>

¹⁶ <https://www.metropolis.org/blog/madrids-metropolitan-forest-forest-belt-reconnect-citys-population-nature>

¹⁷ <https://www.decadeonrestoration.org/strategy>

1. Politisk vilje

Naturrestaurering handler om politiske prioriteringer. Dersom økologiske prosesser og biologisk mangfold skal prioriteres, må annen arealbruk i restaureringsområdet som parkeringsplasser, hyttefelt, dyrka mark og veger vike. Hensynet til naturen må tillegges større vekt enn andre samfunnshensyn. I dag taper naturen for utbyggingsprosjekter og andre samfunns mål. Uten politisk vilje, er det ikke mulig å få til store restaureringsprosjekter. I Norge har politikerne satt et mål på å forbedre tilstanden til 15% av forringete økosystem, men det trengs prioriteringer, ressurser, styring og koordinerer på tvers av sektorer for å nå dette målet. Presset mot natur er godt dokumentert. Trolig kan det bli lettere for politikere å prioritere restaurering av natur når muligheter for næringsutvikling og inntekter til lokalsamfunn blir konkret og synliggjort.

2. Muligheter til å gjennomføre tiltak i praksis

Vellykket restaurering er avhengig av at ulike aktører samarbeider om å bruke vitenskapelig kunnskap og praktisk erfaring. Den praktiske gjennomføringen av tiltak bygger på erfaringer fra ulike profesjoner, som maskinentreprenører, landskapsarkitekter, økologer, gartnere og ingeniører. Dette er aktører som allerede er vant til å samarbeide i utbyggingsprosjekter. I restaureringsprosjekter kan dette samarbeidet videreutvikles. Ved å sette klare mål for restaureringsprosjektene og inkludere både overvåkning, evaluering, kompetansebygging og erfaringsoverføring vil det være mulig å utvikle dagens bransjer til nye typer oppdrag. Krav til gjennomføring, samt tydelige forventninger i anbudspapirer og kontrakter kan motivere entreprenører til å utvikle sin kompetanse og gjøre økologi og restaureringserfaring til et konkurransefortrinn. Bedrifter som tilegner seg kunnskap om naturrestaurering, som deltar i utviklingsprosjekter (inkludert innovasjonsprosjekter i Forskningsrådet) og som også er med på å utvikle innovative nye løsninger og teknologi, kan få konkurransefortrinn i nye utviklings- og restaureringsprosjekter.

Det holder ikke at planleggerne og bedriftsledere har kunnskap om naturrestaurering, dette må nå helt ut til de som gjennomfører tiltak i praksis, som maskinførere. NINA har utviklet et konsept som kalles «Grønt kurs». Dette er en prosess for integrering og opplæring av alle aktører i et restaureringsprosjekt, gjennom planlegging og gjennomføring av tiltak¹⁸. Erfaringene med bruk av denne prosessen i både restaurerings- og utbyggingsprosjekter er gode og viser at kvaliteten på tiltak blir bedre når maskinførere og utbyggere kan bidra sammen med økologer for å finne gode løsninger.

3. Finansiering

Naturrestaurering har en prislapp. Noen tiltak koster mye, andre svært lite. Samtidig viser forskning at restaurering lønner seg (se kapittel 5.1). Det er viktig å se både kostnad og nyttesiden av naturrestaurering. Økte naturgoder kan utligne direkte kostnader i mange tilfeller. Den økonomiske nytten av restaurering må dokumenteres også i Norge, slik at det blir attraktivt å investere i slike tiltak.

EUs taksonomi for bærekraftige aktiviteter er et klassifiseringssystem for hvilke aktiviteter som anses som miljømessig bærekraftige¹⁹. Målet er at det skal bli enklere å styre kapital i retning av bærekraftige aktiviteter som har positiv påvirkning på klima og natur. Det er to vilkår for å kunne bli oppfattet som bærekraftig: (i) aktiviteten må bidra vesentlig til et av seks definerte miljømål, og (ii) aktiviteten må heller ikke gjøre betydelig skade på noen av de andre målene. I tillegg skal aktiviteten oppfylle minimumskriterier om sosiale forhold og styring (*governance*). De seks miljømålene er: begrensnings av klimaendringer, klimatilpasning, bærekraftig bruk og beskyttelse av vann og marine ressurser, omstilling til en sirkulærøkonomi, forebygging og bekjempelse av forurensning samt beskyttelse og gjenopprettelse av biologisk mangfold og økosystemer. Fra 2023 skal EUs taksonomi ha implementert kriteriene for hensyn til naturmangfold. Det kan forventes at alle store aktører innen næringsliv og finans vil dreie aktiviteten sin i retning av de vedtatte bærekraftkriteriene, definert et referanseøkosystem, klare mål, miljørisikovurderinger, tiltaksplan, overvåkningsplan og evaluering. En så detaljert EU-taksonomi kan trolig ha

¹⁸ [Planter «Grønt kurs» i anleggsbransjen \(forskning.no\)](https://forskning.no/planter-gront-kurs-i-anleggsbransjen)

¹⁹ [EU taxonomy for sustainable activities | European Commission \(europa.eu\)](https://european-commission.eu/eu-taxonomy-for-sustainable-activities)

en oppdragende rolle på alle aktører som skal jobbe med naturrestaurering og dermed bidra til profesjonalisering og innovasjon.

Noen land (for eksempel Storbritannia, Tyskland, Nederland, Spania, USA) har etablert systemer med habitatbanker, som forenklet fortalt innebærer at firma kjøper eiendommer med forringet natur som de restaurerer. Så kan utbyggere som bygger ned andre områder betale seg fri ved å støtte disse bankene (Hårklau 2013). Dette har vært ansett som næringsutvikling, men i de senere årene stilles det ofte spørsmål om hvor godt bankene egentlig erstatter de tapte naturområdene og hvorvidt denne næringen i realiteten bidrar til grønnvasking av utbyggingsprosjektene (se f.eks. Gorissen et al. 2020) I Norge er dette ikke vurdert som et aktuelt tiltak fram til nå, men det er noen likheter mellom habitatbanker og økologisk kompensasjon når det gjelder faren for grønnvasking (se kapittel 4.3.2).

I arbeidet med å kutte klimagassutslipp i landbruket skal regjeringen nå etablere Bionova som en finansieringsmekanisme til støtte for klimatiltak i landbruket. Det er mulig å innrette Bionova så tilskudd rettes mot tiltak som er positive både for klima og natur. Noen slike tiltak kan ses på som restaurering, og innretningen av Bionova kan få betydning for restaurering av landbrukspåvirkede arealer, både innen jord- og skogbruk. Regjeringen har bedt om innspill til hvordan Bionova skal innrettes innen 30.3.22 og det skal være operativt fra andre halvår i 2022.

4. Forskning og utvikling

Naturrestaurering er ungt fagområde som er i stor utvikling. Det publiseres en mengde studier i vitenskapelige tidsskrifter som gir viktig kunnskap. En utfordring er likevel mangelfull dokumentasjon på virkningene av de praktiske tiltakene som gjennomføres, slik at gode erfaringer går tapt og dårlige erfaringer ikke fanges opp. Generelt trengs studier som kan dokumentere langsiktig effekt av restaureringstiltak. Både økologer, samfunnsvitere og praktikere må samarbeide for å samle kunnskap og utvikle fagområdet videre. Forskning gir også grunnlag for innovasjon og næringsutvikling, som på sikt kan gi nye arbeidsplasser. Innovasjonsprosjekter i Forskningsrådet er et eksempel på muligheter for finansiering av denne typen forskning.

5. Folks bevissthet om behovet for restaurering

Miljødirektoratet har i 2014 og i 2020 gjennomført undersøkelser av folks holdninger til, og forståelse av naturmangfold. Den siste av disse undersøkelsene viste at bekymringen rundt tap av natur har økt siden forrige undersøkelse. Hele 97 % mener at det er viktig å stanse tap av naturmangfold fordi vår velferd og livskvalitet er avhengig av natur, og 60 % mener at de er blitt eller kommer til å bli påvirket av tap av natur (Miljødirektoratet 2021g). Ser folk flest forskjell på intakt natur og påvirket natur? Er folk flest klar over at nærområdene de ferdes i kan trenge restaurering for å bedre sin økologiske tilstand? Hva vet egentlig folk om naturrestaurering og hva skal til for å få til en folkelig opinion for reparering av ødelagt natur? Det har tradisjonelt foregått lite restaurering i Norge og folk flest har lite kjennskap til naturrestaurering og hvilke muligheter det gir (Stange et al. 2022). Større aktivitet og god formidling er viktige bidrag til å øke bevisstheten og se hvilke muligheter som ligger i slike tiltak, både for naturen og for muligheter til nye arbeidsplasser og innovasjon. Hvorvidt mer restaurering vil føre til felles løft eller konflikter, er mye avhengig av om folk synes at restaurering er en smart måte å forbedre naturens tilstand på. Da må de kjenne til hva slags muligheter som ligger i restaurering. En studie av folks kjennskap til restaurering (Stange et al. 2022) viste at folk på indre Østlandet (selv)rapporterer litt større kunnskap om restaurering enn resten av landet. En mulig tolkning kan være at det store restaureringsprosjektet på Hjerkin (Hagen et al. 2022), som har fått svært stor oppmerksomhet regionalt, har medvirket til å gi folk et forhold til hva restaurering kan medføre. Det kan være en tanke å finansiere et utvalg gode forbildeprosjekter som kan demonstrere muligheter, konkretisere kostnader, nytte, løsninger og prosesser.

- Elmqvist, T., Folke, C., Nyström, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B. & Norberg, J. 2003. Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 488-494.
- Evju, M., Høitomt, T., Ihlen, P.G., Aarrestad, P.A. & Grytnes, J.-A. 2018. Åpen grunnlendt sterkt kalkrik mark i boreonemoral sone, Fjell og berg. Norsk rødliste for naturtyper 2018. <https://artsdatabanken.no/RLN2018/266>. Artsdatabanken.
- Evju, M., Stabbetorp, O., Olsen, S.L., Bratli, H., Often, A. & Bakkestuen, V. 2020a. Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Uttesting av overvåkingsmetodikk og resultater fra 2020. NINA Rapport 1910. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M., Hagen, D., Kyrkjeeide, M.O. & Köhler, B. 2020b. Learning from scientific literature: Can indicators for measuring success be standardized in "on the ground" restoration? *Restoration Ecology* 28: 519-531. <https://doi.org/10.1111/rec.13149>.
- Evju, M., Skringo, A.B. & Solstad, H. 2021. Overvåking av åpen grunnlendt kalkmark 2021-2024. Årsrapport 2021. NINA Rapport 2045. Norsk institutt for naturforskning.
- EUROSTAT 2021. Revised proposal for a future model on ecosystem accounts. Version of 6 October 2021.
- Finansdepartementet 2016. Instruks om utredning av statlige tiltak (utredningsinstruksen). FOR-2016-02-19-184, Lovdata. <https://lovdata.no/dokument/INS/forskrift/2016-02-19-184>
- Framstad, E., Berglund, H., Jacobsen, R.M., Jakobsson, S., Ohlson, M., Sverdrup-Thygeson, A. & Töpper, J. 2021a. Vurdering av økologisk tilstand for skog i Norge i 2020. NINA Rapport 2000. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E., Bjørkelo, K., Bakkestuen, V., Mathiesen, H.F., Nowell, M.S., Strand, G.-H. & Venter, Z. 2021b. Kart over norske hovedøkosystemer – en mulighetsstudie. NINA Rapport 2055. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E., Eide, N.E., Eide, W., Klanderud, K., Kolstad, A.L., Töpper, J. & Vandvik, V. 2022. Vurdering av økologisk tilstand for fjell i Norge i 2021. NINA Rapport 2050. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E., Kolstad, A.L., Nybø, S., Töpper, J. & Vandvik, V. 2022. The condition of forest and mountain ecosystems in Norway. Assessment by the IBECA method. NINA Rapport 2100. Norsk institutt for naturforskning.
- Freedman, L. 2013. *Strategy: A history*. Oxford University Press.
- Gann, G.D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C.R., Jonson, J., Hallett, J.G., Eisenberg, C., Guariguata, M.R., Liu, J.G., Hua, F.Y., Echeverria, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K. & Dixon, K.W. 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology* 27: S3-S46. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>.
- GeoNorge 2021. <https://register.geonorge.no/det-offentlige-kartgrunnlaget/arealbruk-2021/a965a979-c12a-4b26-90a0-f09de47dbecd>.
- Gorissen, M.M.J., van der Heide, C.M. & Schaminée, J.H.J. 2020. Habitat Banking and Its Challenges in a Densely Populated Country: The Case of The Netherlands. *Sustainability*. 12(9), 3756, <https://doi.org/10.3390/su12093756>
- Hagen, D., Svavarsdóttir, K., Nilsson, C., Tolvanen, A., Raulund-Rasmussen, K., Aradóttir, A.L., Fosaa, A.M. & Halldórsson, G. 2013. Ecological and social dimensions of ecosystem restoration in the Nordic countries. *Ecology and Society* 18(4): 34. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05891-180434>
- Hagen, D., Lindhagen, A., Päivinen, J., Svavarsdóttir, K., Tennokene, M., Klokk, T. & Aarønæs, M. S. 2015. The Nordic Aichi restoration project. How can the Nordic countries implement the CBD-target on restoration of 15% of damaged ecosystems within 2020? *TemaNord* 2015:515 ISSN 0908-6692. Nordic Council of Ministers. 76 pp.
- Hagen, D., Kotiaho, J., Kareksela, S., Lindhagen, A., Isaksson, D., Päivinen, J., Svavarsdóttir, K., Tennokene, M. & Hansen, K.T. 2016. Restoration priorities and strategies: Restoration to protect

- biodiversity and enhance green infrastructure: Nordic examples of priorities and needs for strategic solutions. *TemaNord* 2016:534. Copenhagen: Nordisk Ministerråd, 102 p. ISSN 0908-6692
- Hagen, D. 2020. Nasjonal strategi for naturrestaurering i Norge - en god idé eller bare et slag i lufta? Master of Public Administration. NTNU – Fakultet for økonomi. Masteroppgave. 65 s.
- Hagen, D., Evju, M., Henriksen, P.S., Solli, S., Erikstad, L. & Bartlett, J. 2022a. From military training area to National Park over 20 years: Indicators for outcome evaluation in a large-scale restoration project in alpine Norway. *Journal for Nature Conservation* 66: 126125. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.126125>.
- Hagen, D., Henriksen, P.S., Solli, S., Løkstad, V. & Evju, M. 2022b. Fra skytefelt til nasjonalpark. Restaurering av Hjerkinnskytefelt på Dovrefjell. NINA Temahefte 86. Norsk institutt for naturforskning.
- Halvorsen, R. & Bratli, H. 2019. Veileder for beskrivelsessystemet i kartlegging av terrestrisk naturvariasjon etter NiN (2.2.0) tilpasset målestokk 1:5 000 og 1:20 000 Natur i Norge, Artikkel 11 (versjon 2.2.0): 1-218. Artsdatabanken, Trondheim.
- Halvorsen, R., medarbeidere & samarbeidspartnere. 2016a. NiN - typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystem-nivået. *Natur i Norge*, Artikkel 3 (versjon 2.1.0): 1-528, Artsdatabanken, Trondheim.
- Halvorsen, R., Bryn, A., & Erikstad, L. 2016b. NiNs systemkjerne – teori, prinsipper og inndelingskriterier. *Natur i Norge*, Artikkel 1 (versjon 2.1.0). In (pp. 1-358). Artsdatabanken, Trondheim.
- Halvorsen, R., Skarpaas, O., Bryn, A., Bratli, H., Erikstad, L., Simensen, T., & Lieungh, E. 2020. Towards a systematics of ecodiversity: The EcoSyst framework. *Global Ecology and Biogeography*, 29(11), 1887-1906. <https://doi.org/10.1111/geb.13164>.
- Hauge, A., Walseng, B., Langsjøvd, S.J. & Borch, H. 2005. Gjenåpning av bekkelukninger – veileder. *Jordforsk rapport 85/05*. ISBN 82-7467-547-9. 39 s.
- Heggem, E.S.F., Mathisen, H. & Frydenlund, J. 2019. AR50 – Arealressurskart i målestokk 1:50 000. Et heldekkende arealressurskart for jord- og skogbruk. NIBIO Rapport 5/118/2019.
- Hilderbrand, R. H., Watts A.C., & Randle A.M. 2005. The myths of restoration ecology. *Ecology and Society* 10(1): 19. <http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss1/art19/>
- Hårklau, S.E. 2013. Kompensasjon av jordbruks- og naturområder: Litteraturstudie med anbefalinger og vurdering av kostnader. Multiconsult, Skog og landskap og Naturrestaurering for Samferdselsdepartementet. ([Litteraturstudie - kompensasjon jordbruk natur \(regjeringen.no\)](http://litteraturstudie-kompensasjon-jordbruk-natur-regjeringen.no)).
- Hårklau, S.E., Haaverstad, K.T. & Skrindo, A.B. 2017. Evaluering av pilotprosjekter innen økologisk kompensasjon. Statens vegvesen rapporter 474. Vegdirektoratet.
- Hårklau, S.E., Haaverstad, K.T. & Skrindo, A.B. 2019. Evaluering av pilotprosjekter innen økologisk kompensasjon - Runde 2. Statens vegvesen rapporter 367. Vegdirektoratet.
- IPBES 2018. The IPBES assessment report on land degradation and restoration. Montanarella, L., Scholes, R., and Brainich, A. (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 744 pages. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3237392>
- IPBES 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors) IPBES secretariat.
- IRP 2019. Land Restoration for Achieving the Sustainable Development Goals: An International Resource Panel Think Piece. Herrick, J.E., Abrahamse, T., Abhilash, P.C., Ali, S.H., Alvarez-Torres, P., Barau, A.S., Branquinho, C., Chhatre, A., Chotte, J.L., Cowie, A.L., Davis, K.F., Edrisi, S.A., Fennessy, M.S., Fletcher, S., Flores-Díaz, A.C., Franco, I.B., Ganguli, A.C., Ifejika Speranza, C., Kamar, M.J., Kaudia, A.A., Kimiti, D.W., Luz, A.C., Matos, P., Metternicht, G., Neff, J., Nunes, A., Olaniyi, A.O., Pinho, P., Primmer, E., Quandt, A., Sarkar, P., Scherr, S.J., Singh, A., Sudoi, V., von Maltitz, G.P., Wertz, L., Zeleke, G. A think piece of the International Resource Panel. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya

- Jakobsson, S., Bakkestuen, V., Barton, D. N., Lindhjem, H., & Magnussen, K. 2020. Utredning av tilgjengelige og relevante datagrunnlag for kategorisering av naturareal. NINA Rapport 1767. Norsk institutt for naturforskning.
- Jakobsson, S. & Pedersen, B. (red.) 2020. Naturindeks for Norge 2020. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. Norsk institutt for naturforskning, NINA-rapport 1886. Norsk institutt for naturforskning.
- Johnsen, Å. 2014. Strategi i offentlig sektor. I: Johnsen, Å. (red.) En strategisk offentlig sektor. Fagbokforlaget, Bergen, s. 269-292.
- Jørgensen, D. 2015. Ecological restoration as objective, target, and tool in international biodiversity policy. *Ecology and Society* 20: 43. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08149-200443>.
- Kartverket 2017. Produktspesifikasjon for N50 Kartdata. SOSI Produktspesifikasjon, versjon 20170401.
- Kimball, S., Lulow, M., Sorenson, Q., Balazs, K., Fang, Y.-C., Davis, S. J., O'Connell, M., & Huxman, T.E. 2015. Cost-effective ecological restoration. *Restoration Ecology*, 23, 800-810.
- Klima- og miljødepartementet 2021. Rundskriv T-2/16. Nasjonale og vesentlige regionale interesser på miljøområdet – klargjøring av miljøforvaltningens innsigelsespraksis. Revidert februar 2021. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/nasjonale-og-vesentlige-regionale-interesser-pa-miljoomradet--klargjoring-av-miljoforvaltningens-innsigelsespraksis/id2504971/>
- Klima- og miljødepartementet og Kommunal- og moderniseringsdepartementet 2017. Forskrift om konse-kvensutredninger. FOR-2017-06-21-854. Lovdata. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2017-06-21-854>
- Kommunal- og moderniseringsdepartementet 2019. Nasjonale forventninger til regional og kommunal planlegging 2019-2023. <https://www.regjeringen.no/contentassets/cc2c53c65af24b8ea560c0156d885703/nasjonale-forventninger-2019-bm.pdf>
- Kotiaho, J.S., Kuusela, S. Nieminen, E. & Päivinen, J. 2015. Elinympäristöjen tilan edistäminen Suomessa. Suomen ympäristö 8 | 2015. <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/156982>
- Kotiaho, J. S., Kuusela, S., Nieminen, E., Päivinen J. & Moilanen A. 2016. Framework for assessing and reversing ecosystem degradation. Reports of the Finnish Ministry of Environment 15en | 2016.
- Kyrkjeeide, M.O., Lyngstad, A., Hamre, Ø. & Jokerud, M. 2018b. Overvåking av restaureringstiltak i myr. Aurstadmåsan, Kaldvassmyra og Hildremvatnet. NINA rapport 1576. Norsk institutt for naturforskning.
- Kyrkjeeide, M.O., Pedersen, B., Magnussen, K., Handberg, Ø.N., Evju, M., Øien, D.-I., Myklebost, H.E., Haugen, I.M.A., Jackson, C. & Thomassen, J. 2018a. Tiltak for å ta vare på trua natur. NINA Rapport 1554. Norsk institutt for naturforskning.
- Kyrkjeeide, M.O., Pedersen, B., Evju, M., Magnussen, K., Mair, L., Bolam, F.C., McGowan, P.J.K., Vestergaard, K.M., Braa, J. & Rusch, G.M. 2021. Bending the curve: Operationalizing national Red Lists to customize conservation actions to reduce extinction risk *Biological Conservation* 261: 109227. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109227>.
- Lindgaard, A. & Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011: Artsdatabanken, Trondheim.
- Lof, M., Grondard, N., Hein, L., Barton, D. N. & Martin, F.S. 2022. Guidance for the Biophysical Modelling and Analysis of Ecosystem Services in an Ecosystem Accounting Context. V3.1 February 2022. Lastet ned 30 September 2021.
- Lundstein, A. & Haaland, Å. 2017. En kartlegging av økologisk kompensasjon i norsk forvaltning, med hovedvekt på vei- og jernbaneutbygging i verneområder. Masteroppgave. Fakultet for landskap og samfunn. NMBU.
- Magnussen, K., Westberg, N.B., Blaaid, R. Rød, M.E. & Often, A. 2019. Kost-nyttevurderinger av tiltak mot fremmede karplanter. Menon-publikasjon 108/2019. Miljødirektoratet M1569|2019.

- Magnussen, K., Westberg, N.B., Grieg, E., Rød, M.K., Tingstad, L., Skrindo, A.B., Often, A. og Vassvik, L. 2021. Bekjempelse av fremmede karplanter. Kosnader og nytte ved tiltak mot 65 arter. Menon-publikasjon133/2021. Miljødirektoratet M-2156|2021
- Meld. St. 14. 2015-2016. Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold. Det kongelige klima- og miljødepartement.
- Miljødirektoratet 2020. Plan for restaurering av våtmark i Norge (2021-2025). Rapport M-1903|2020. Miljødirektoratet.
- Miljødirektoratet 2021a. Faktagrunnlag for vurdering av avgift på klimagassutslipp fra nedbygging av arealer. Rapport M-2179. Hentet fra <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2021/desember-2021/faktagrunnlag-for-vurdering-av--avgift-pa-klimagassutslipp--fra-nedbygging-av-arealer/>
- Miljødirektoratet 2021b. Kartleggingsinstruks. Kartlegging av terrestriske naturtyper etter NiN2. Veileder M-1930|2021. Miljødirektoratet.
- Miljødirektoratet 2021c. Restaurering av terrestrisk natur – forslag til konkrete prosjekter. Svar på oppdrag fra KLD. Notat.
- Miljødirektoratet 2021d. Mer livskraftige vassdrag. Forslag til nasjonal strategi for restaurering av vassdrag 2021-2030. https://www.vannportalen.no/globalassets/vannportalen/kunnskapsgrunnlaget/restaurering/restaureringsstrategien/resstrat2021_hoveddel_150921.pdf
- Miljødirektoratet 2021e. Konsekvensutredning for klima og miljø. Veileder. M-1941, [Konsekvensutredninger for klima og miljø - Miljødirektoratet \(miljodirektoratet.no\)](https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2021/desember-2021/konsekvensutredning-for-klima-og-miljo-veileder)
- Miljødirektoratet. 2021f. Faktagrunnlag for vurdering av avgift på klimagassutslipp fra nedbygging av arealer. Rapport M-2179. <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2021/desember-2021/faktagrunnlag-for-vurdering-av--avgift-pa-klimagassutslipp--fra-nedbygging-av-arealer/>
- Miljødirektoratet. 2021g. Kunnskap og holdninger til naturmangfold 2020. M-2120 [Kunnskap og holdninger til naturmangfold 2020 - Miljødirektoratet \(miljodirektoratet.no\)](https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2021/desember-2021/kunnskap-og-holdninger-til-naturmangfold-2020)
- Miljødirektoratet 2022. Naturbase. <https://geocortex01.miljodirektoratet.no/Html5Viewer/?viewer=naturbase>
- Mintzberg, H., Ahlstrand, B.W. & Lampel, J.B. 2009. Strategy Safari. The complete guide through the wilds of strategic management, 2. utg. Pearson Education Limited, London.
- Moilanen, A., Possingham, H.P. & Polasky, S. 2009. A mathematical classification of conservation prioritisation problems. In: Moilanen A., Wilson K.A. & Possingham H.P. (eds.), Spatial Conservation Prioritisation: Quantitative Methods and Computational Tools, Oxford University Press, Oxford, pp. 28-42.
- Muhrman, A.M., Rørstad, P.K. & Colman, J.E. 2021. Økokontoer og arealbanker i kommunal natur- og arealforvaltning. Kart og plan, 114(01-02), 55-73.
- Nilsson, C., Áradóttir, A.L., Hagen, D., Halldórsson, G., Høegh, K., Mitchell, R.J., Raulund-Rasmussen, K., Svavarsdóttir, K., Tolvanen, A. & Wilson, S.D. 2016. Evaluating the process of ecological restoration. Ecology and Society 21: 41. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-08289-210141>.
- Noss, R.F., Nielsen, S. & Vance-Borland, K. 2009. Prioritizing ecosystems, species, and sites for restoration. Spatial Conservation Prioritisation: Quantitative Methods and Computational Tools, (eds A. Moilanen, H.P. Possingham & K. Wilson), pp. 158–171. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.
- NOU 1996: 9. 1996. Grønne skatter – en politikk for bedre miljø og høy sysselsetting. Finans- og tolldepartementet.
- NOU 2013:10. 2013. Naturens goder - om verdien av økosystemtjenester. Miljøverndepartementet,
- NOU 2015:15. 2015. Sett pris på miljøet. Rapport fra grønn skattekomisjon. Finansdepartementet.
- NOU 2021:4. 2021. Norge mot 2025. Om grunnlaget for verdiskaping, produksjon, sysselsetting og velferd etter pandemien. Finansdepartementet.
- Nybø, S. & Evju, M. (red.) 2017. Fagsystem for fastsetting av økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd, Trondheim. [Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand - regjeringen.no](https://www.regjeringen.no/no/tema/okologi/fagsystem-for-fastsetting-av-okologisk-tilstand)

- Oliver, T.H., Heard, M.S., Isaac, N.J.B., Roy, D.B., Procter, D., Eigenbrod, F., Freckleton, R., Hector, A., Orme, C.D.L., Petchey, O.L., Proença, V., Raffaelli, D., Suttle, K.B., Mace, G.M., Martín-López, B., Woodcock, B.A. & Bullock, J.M. 2015. Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions. *Trends in Ecology & Evolution* 30: 673-684. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.009>.
- Oslo Economics AS & Sweco Norge AS. 2021. Kunnskapsgrunnlag om tilbakeføring av områder ved nedleggelse av vindkraftverk. NVE Ekstern rapport 16/2021. 59 s.
- Orr, B.J., Cowie, A.L., Castillo Sanchez, V.M., Chasek, P., Crossman, N.D., Erlewein, A., Louwagie, G., Maron, M., Metternicht, G.I., Minelli, S., Tengberg, A.E., Walter, S. & Welton, S. 2017. Scientific Conceptual Framework for Land Degradation Neutrality. A Report of the Science-Policy Interface. United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD), Bonn, Germany
- Panzacchi, M., Van Moorter, B., Strand, O., Loe, L.E. & Reimers, E. 2015. Searching for the fundamental niche using individual-based habitat selection modelling across populations. *Ecography*, 38, 659–669. <https://doi.org/10.1111/ecog.01075>
- Pedersen, Å.Ø., Arneberg, P.; Fuglei, E.; Jepsen, J. U.; Mosbacher, J.; Paulsen, I.M.G.; Ravolainen, V., Øseth, E, Ims, R.A. 2021. Panel-based assessment of ecosystem condition (PAEC) as a knowledge platform for ecosystem-based management of Norwegian Arctic tundra. Kortrapport 56. Norsk Polarinstitutt.
- Pouzols, F.M., & Moilanen, A. 2013. RobOff: software for analysis of alternative land-use options and conservation actions. *Methods in Ecology and Evolution* 4:426–432. <http://dx.doi.org/10.1111/2041-210X>
- Rambøll 2020. Kartlegging av praksis rundt bruk av arealregnskap i kommuneplan Rambøll-rapport 25.06.20. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/kartlegging-av-praksis-rundt-bruk-av-areal-regnskap-i-kommuneplan/id2722535/>
- Riksrevisjonen 2006-2007. Riksrevisjonens undersøkelse av bærekraftig arealplanlegging og areal-disponering i Norge Dokument nr. 3:11 (2006–2007)
- Riksrevisjonen 2011-2012. Riksrevisjonens oppfølging av forvaltningsrevisjoner som er behandlet av Stortinget, Dokument nr. 3:11.
- Salzer, D. & Salafsky, N. 2006. Allocating resources between taking action, assessing status, and measuring effectiveness of conservation actions. *Natural Areas Journal* 26(3): 310-316. [https://doi.org/10.3375/0885-8608\(2006\)26\[310:Arbtaa\]2.0.Co;2](https://doi.org/10.3375/0885-8608(2006)26[310:Arbtaa]2.0.Co;2).
- Scemama, P. & Levrel, H. 2016. Using habitat equivalency analysis to assess the cost effectiveness of restoration outcomes in four institutional contexts. *Environmental Management* 57: 109-122. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0598-6>.
- Skrindo, A.B., Magnussen, K., Tingstad, L., Sandvik, H., Often, A., Westergaard, K. B. & Vassvik, L. 2021. Vanskelige arter og vanskelige valg – prioritering av innsats mot fremmede karplanter. NINA Temahefte 83. Norsk institutt for naturforskning.
- Society for Ecological Restoration 2004. The SER international primer on ecological restoration. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. www.ser.org
- Stange, E.E., Panzacchi, M. & van Moorter, B. 2019. Modelling green infrastructure for conservation and land planning – a pilot study. NINA Report 1625. Norwegian Institute for Nature Research. Retrieved from <http://hdl.handle.net/11250/2598222>
- Stange, E., Hagen, D., Junker-Köhler, B. & Kaltenborn, B.P. 2022. Public perceptions of ecological restoration within the context of Norwegian landscape management. *Restoration Ecology*. <https://doi.org/10.1111/rec.13612>
- Statens vegvesen 2021. Konsekvensanalyser. Veiledning håndbok V712. [Håndbok V712 Konsekvensanalyser \(vegvesen.no\)](https://www.vegvesen.no/handbok-v712-konsekvensanalyser)
- Statnett, 2021. Nettutviklingsplan 2021. Statnett, Oslo, Norway.
- Steel, C., Eckbo, N. & Renman, Å. 2021. Ressursbehovet for restaurering av natur i Norge. Sabimantat november 2021. Sabima.

- Tingstad, L., Evju, M., Sickel, H. & Töpper, J. 2019. Utvikling av arealrepresentativ nasjonal naturovervåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag. NINA Rapport 1642. Norsk institutt for naturforskning.
- Töpper J. & Jakobsson S. 2021. The Index-Based Ecological Condition Assessment (IBECA) - Technical protocol, version 1.0. NINA Report 1967. Norsk institutt for naturforskning.
- United Nations. 2021. System of Environmental-Economic Accounting—Ecosystem Accounting. White cover (pred-edited) version. https://seea.un.org/sites/seea.un.org/files/documents/EA/seea_ea_white_cover_final.pdf. Lastet ned 29. 09.2021.
- WEF. 2020. The Global Risk Report 2020. [WEF Global Risk Report 2020.pdf \(weforum.org\)](https://www.weforum.org/reports/global-risk-report-2020): Lastet ned 26.02.2022.
- Welstead, J., Hirst, R., Keogh, D., Robb, G. & Bainsfair, R. 2013. Research and guidance on restoration and decommissioning of onshore wind farms. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 591.
- Wilson, K.A., Lulow, M., Burger, J., Fang, Y., Andersen, C., Olson, D., O'Connell, M. & McBride, M. 2011. Optimal restoration: accounting for space, time and uncertainty. *Journal of Applied Ecology*, 48:715–725. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01975.x>
- Westphal, M.I., Pickett, M., Getz, W.M. & Possingham, H.P. 2003. The use of stochastic dynamic programming in optimal landscape reconstruction for metapopulations. *Ecological Applications* 13: 543–555.
- Whisenant, S.G. 1999. *Repairing damaged wildlands*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Aalberg Haugen, I.M., Kyrkjeeide, M.O., Bjerke, J.W., Brandrud, T.E., Hegre, H., Jokerud, M., Vange, V., Westergaard, K.B., Øien, D.-I., Myklebost, H.E., Hanssen, O., Hassel, K., Järnegren, J., Endrestøl, A., Lyngstad, A., Nordén, J., Dervo, B., Evju, M., Mjelde, M., Nordén, B., Christie, H., Gjershaug, J.O., Pedersen, B., Austrheim, G., Mattisson, J., Ødegaard, F., Handberg, Ø.N., Magnussen, K., Dombu, S.V., Ruano, M., Daverdin, M., Jackson, C.R., Hanssen, F., Dervo, B. & Singaas, F.T. 2019. Tiltak for å ta vare på truet natur. Kunnskapsgrunnlag for 90 truede arter og 33 truede naturtyper. NINA Rapport 1646. Norsk institutt for naturforskning.
- Aasetre, J., Hagen, D. & Bye, K. 2021. Ecosystem restoration as a boundary object, demonstrated in a large-scale landscape restoration project in the Dovre Mountains, Norway. *Ambio*. <https://doi.org/10.1007/s13280-021-01582-2>

Vedlegg 1 Kriterier for rødlisting av naturtyper

IUCN-kriterier for å vurdere risiko for kollaps av naturtyper, med norske tilpasninger (Bland et al. 2017, Artsdatabanken 2018b).

A. Reduksjon i totalarealet				
	CR	EN	VU	NT
A1 (siste 50 år) A2a (neste 50 år) A2b (en 50-årsperiode (fortid, nåtid, fremtid))	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30 %	≥ 20 %
B Begrenset geografisk utbredelse				
B1 Utbredelsesareal; EOO	< 2000 km ²	< 20,000 km ²	< 50,000 km ²	< 55,000 km ²
B2 Forekomstareal (ant. 10 × 10 km ruter); AOO	≤ 2	≤ 20	≤ 50	≤ 55
Og minst ett av tre underkriterier				
(a) pågående nedgang i areal eller kvalitet				
(b) påvirkningsfaktorer som vil medføre nedgang i areal eller kvalitet				
(c) antall lokaliteter/trusler	=1	≤ 5	≤ 10	
C Abiotisk forringelse – arealandel med forringelse + grad av forringelse				
C1 (siste 50 år) C2a (neste 50 år) C2b en 50-årsperiode (fortid, nåtid, fremtid)	≥ 80% forringelsesgrad på ≥ 80% av totalarealet	≥ 50% forringelsesgrad på ≥ 80% av totalarealet ELLER ≥ 80% forringelsesgrad på ≥ 50% av totalarealet	≥ 30% forringelsesgrad på ≥ 80% av totalarealet ELLER ≥ 50% forringelsesgrad på ≥ 50% av totalarealet ELLER ≥ 80% forringelsesgrad på ≥ 30% av totalarealet	≥ 20% forringelsesgrad på ≥ 80% av totalarealet ELLER ≥ 30% forringelsesgrad på ≥ 50% av totalarealet ELLER ≥ 50% forringelsesgrad på ≥ 30% av totalarealet ELLER ≥ 80% forringelsesgrad på ≥ 20% av totalarealet
D Biotisk forringelse				
D1 (siste 50 år) D2a (neste 50 år) D2b en 50-årsperiode (fortid, nåtid, fremtid)	≥ 80% forringelsesgrad på ≥ 80% av totalarealet	≥ 50% forringelsesgrad på ≥ 80% av totalarealet ELLER ≥ 80% forringelsesgrad på ≥ 50% av totalarealet	≥ 30% forringelsesgrad på ≥ 80% av totalarealet ELLER ≥ 50% forringelsesgrad på ≥ 50% av totalarealet ELLER ≥ 80%	≥ 20% forringelsesgrad på ≥ 80% av totalarealet ELLER ≥ 30% forringelsesgrad på ≥ 50% av totalarealet ELLER ≥ 50%

			ferringelsesgrad på ≥ 30% av totalarea- let	ferringelsesgrad på ≥ 30% av total- arealet ELLER ≥ 80% ferringel- sesgrad på ≥ 20% av total- arealet
E Kvantitativ analyse				
Indikerer at sannsynlighe- ten for økosystemkollaps er	≥ 50% innen 50 år	≥ 20% innen 50 år	≥ 10% innen 100 år	Ikke satt

Vedlegg 2 Veiledning for økologisk kompensasjon

PRINSIPPER FOR BRUK AV ØKOLOGISK KOMPENSASJON

INNLEDNING

Følgende prinsipper er utarbeidet for bruk av økologisk kompensasjon innenfor 12 nautiske mil fra grunnlinjen og landterritoriet.

Prinsippene gir veiledning for myndighetsutøving og er ikke juridisk bindende. Gjeldende lovbestemmelser og ansvarsfordelingen mellom myndigheter ligger fast.

Prinsippene skal foreløpig ikke gjelde for saker som behandles etter energi- og vassdragslovgivningen.

Etter to år utarbeides en statusrapport der en bl.a. skal se på utviklingen i antall saker der økologisk kompensasjon pålegges og kostnader forbundet med dette. Det skal da også vurderes om prinsippene bør utvides til å gjelde saker som behandles etter energi- og vassdragslovgivningen.

Erfaringene med prinsippene evalueres etter fem år. For å bidra til evalueringen, bør vedtaksmyndighet i denne perioden vurdere å pålegge før- og etterundersøkelse av kompensasjonstiltakene.

DEL I – FELLESPRINSIPPER

I-1. *Definisjon av økologisk kompensasjon*

1. Økologisk kompensasjon innebærer at den ansvarlige for en utbygging som ødelegger eller skader verdifull natur, kompenserer for denne ødeleggelsen eller skaden. Kjernen i økologisk kompensasjon er at økologiske funksjoner som går tapt, erstattes av kompenserende tiltak. Kompensasjonen gjennomføres ved å restaurere, etablere eller beskytte natur av samme type på et annet sted enn det som direkte berøres av utbyggingen, for å begrense netto tap av verdifull natur.
2. Med verdifull natur menes natur som omfattes av Klima- og miljødepartementets rundskriv "Nasjonale og vesentlige regionale interesser på miljøområdet" pkt. 3.6. Natur av slik verdi som allerede har en juridisk beskyttelse etter naturmangfoldloven, omtales i del II nedenfor.

Annen natur av nasjonal og vesentlig regional verdi som i et begrenset antall tilfelle kan føre til vilkår om økologisk kompensasjon, omtales i del III.

3. For å oppnå sitt formål skal den økologisk kompensasjonen tilføre nye naturverdier eller legge til rette for å øke bestander (addisjonalitet), av samme type natur som går tapt (like for like). For å sikre at kompensasjonen er formålstjenlig, bør det bl.a. vurderes om det er behov for en kompensasjon som favner videre enn det faktiske tapet (i areal eller bestandsstørrelse). Størrelsen på kompensasjonen avhenger av naturen som påvirkes, og om det er forringelse av verneområde eller prioritert art som skal kompenseres, se del II. Kompensasjonsområdet bør befinne seg i nærliggende område til området som tapes, der dette er mulig.
4. Den økologiske kompensasjonen bør normalt vare like lenge som utbyggingens påvirkning på naturen.

I-2. Tiltakshierarkiet

I tråd med tiltakshierarkiet skal utbygger først, etter en nytte-kostnadsvurdering, søke å velge et alternativ som unngår negativ påvirkning på naturen, deretter begrense konsekvensene som ikke kan unngås og istandsette direkte effekter i etterkant av utbyggingen. Økologisk kompensasjon er siste utvei for å avbøte tap av natur.

I-3. Samtidighet

1. Vedtaksmyndigheten skal gjennom planleggings- og søknadsprosessen og i vedtaket sikre at den økologiske kompensasjonen er etablert samtidig med utbyggingen, eller så nært i tid som mulig, f.eks. ved bruk av rekkefølgebestemmelser.
2. I de sakene hvor kompensasjonsarealet skal vernes etter naturmangfoldloven, skal normalt verneprosessen gå parallelt med reguleringsplanprosessen eller konsesjonsprosessen, og vernevedtaket skal normalt være fattet før eller samtidig med vedtak av reguleringsplan eller konsesjon.

I-4. Samordning i planprosess

Når utbyggingstiltaket behandles etter plan- og bygningsloven, bør prosessen for den økologiske kompensasjonen samordnes med planprosessen. I disse sakene bør det fortrinnsvis tas stilling til plassering av utbyggingstiltaket i kommunedelplan. Der det er aktuelt, skal det i så fall fastsettes i planprogrammet at økologisk kompensasjon utredes i konsekvensutredningen til kommunedelplanen.

I-5. Vurderinger av kostnad og nytte

Nytten av den økologiske kompensasjonen skal være større enn kostnadene. I kost-nytte-vurderingen inngår kostnader som må til for å gjøre kompensasjonen vellykket. Det kan være nødvendig at kompensasjonsarealet etter en konkret vurdering er større enn arealet som går tapt i utbyggingen. Ved vurdering av økologisk kompensasjon skal det alltid tas hensyn til alternativverdien av kompensasjonsarealet, både dagens bruk og potensiell påregnelig utnyttelse.

I-6. Utbyggers ansvar for kostnadene ved økologisk kompensasjon

I henhold til gjeldende rett kan utbygger pålegges å bære rimelige kostnader ved kompensasjonen. Hva som er rimelig må vurderes ut fra inngrepets omfang, hvilken byrde et slikt pålegg vil innebære for utbyggeren, inngrepets karakter, f.eks. den konkrete samfunnsnyttens av inngrepet, og de naturverdiene som blir berørt.

I-7. Forholdet til frivillig kompensasjon

Prinsippene regulerer ikke hvorvidt en utbygger frivillig kan forplikte seg til økologisk kompensasjon gjennom avtaler eller som en integrert del av en utbyggingssøknad, der økologisk kompensasjon normalt ikke vil bli pålagt.

I-8. Kompensasjon i saker som ikke omfattes av punktene nedenfor

Økologisk kompensasjon slik det er omtalt i disse prinsippene er en særskilt form for skadereduserende tiltak. Prinsippene begrenser ikke den ansvarlig myndighets adgang til å stille vilkår, med utgangspunkt i det hjemmelsgrunnet de har, for å redusere skade på natur.

DEL II – SÆRLIGE PRINSIPPER VED BRUK AV NATURMANGFOLDLOVENS BESTEMMELSER OM ØKOLOGISK KOMPENSASJON

II-1. Økologisk kompensasjon ved utbygginger som forringer prioriterte arter eller verneområder

1. Regelverkene for verneområder og prioriterte arter har i de fleste tilfeller et restriksjonsnivå som medfører forbud mot utbygginger og tiltak som påvirker verneverdiene eller arten negativt. Det er for slike arealer og arter tatt stilling til fremtidig arealbruk gjennom vedtak i statsråd, og konkludert med at naturinteressene skal gis forrang fremfor andre samfunnsinteresser.
2. Når vesentlige samfunnshensyn likevel gjør det nødvendig å gjennomføre utbygging som

- forringer en prioritert arts bestandssituasjon eller økologisk funksjonsområde,
- *eller* forringer verneverdier i et verneområde eller gjør at vernet helt eller delvis må oppheves,
- og naturen som påvirkes er av en type som lar seg kompensere, skal økologisk kompensasjon alltid vurderes.

II-2. Innholdet i kompensasjonen ved inngrep som forringer prioriterte arter eller verneområder

I slike tilfeller som nevnt i pkt. II-1.2., skal det siktes etter å oppnå full kompensasjon. Det innebærer at kompensasjonstiltakene må bidra til å unngå netto tap av disse naturverdiene, dvs. at den samlede bestandssituasjonen opprettholdes eller verneverdier av samme kvalitet og omfang etableres, så langt som mulig og innen rimelig tid. Det må gjøres en konkret vurdering av hvilken størrelse på kompensasjonsarealet eller bestandsøkningen som er nødvendig for å oppnå full kompensasjon.

II-3. Hvilken myndighet vurderer vilkår om økologisk kompensasjon?

Miljømyndighetene har ansvar for å vurdere krav om utredning og gjennomføring av økologisk kompensasjon for prioriterte arter og verneområder.

II-4. Samordning av saksbehandling

I saker som i tillegg faller inn under konsekvensutredningsregelverket, samarbeider ansvarlig sektormyndighet og miljømyndighetene om mulig samordning av utredningskrav.

II-5. Særlig om utvalgte naturtyper

1. Økologisk kompensasjon ved inngrep i en forekomst av en utvalgt naturtype skal vurderes som et virkemiddel for å unngå forringelse av naturtypens utbredelse og forekomstenes økologiske tilstand.
2. Addisjonalitet sikres ved at lokaliteter av naturtypen som har dårlig kvalitet, skjøttes eller restaureres slik at kvaliteten blir like god som kvaliteten til den lokaliteten som går tapt, eller ved at det etableres en helt ny lokalitet av samme kvalitet.
3. Ansvarlig myndighet er kommunen eller sektormyndigheten som fatter vedtak om inngrepet som berører naturtypen. Kommunen er ansvarlig myndighet ved skogbruks- eller jordbrukstiltak i henhold til naturmangfoldlovens regler om meldeplikt for utvalgt naturtype.

II-6. Juridisk status av kompensasjonsarealet

Kompensasjonsområdet for saker etter naturmangfoldloven skal ha like god juridisk status som området som ødelegges eller skades. Det vil si at kompensasjonsområder for inngrep i verneområder skal vernes, og kompensasjonsområder for inngrep i økologiske funksjonsområder for prioriterte arter skal inngå som økologisk funksjonsområde i henhold til forskriften om den prioriterte arten. Videre bør man ved arealer som skal erstatte inngrep i en utvalgt naturtype, prøve å oppnå en slik kvalitet at de blir omfattet av forskriften om utvalgt naturtype.

II-7.

Eventuell økologisk kompensasjon for skog inngår ikke i det ordinære skogvernarbeidet, men slik kompensasjon skal være basert på prinsippene for frivillig vern etter forhandling med berørte private skogeiere. Dersom det viser seg at økologisk kompensasjon ikke lar seg ivareta gjennom prinsippene for frivillig skogvern, vurderes myndighetsbestemt verneprosess som en mulig løsning når prinsippene har virket i to år.

II-8. Utbyggers ansvar ved vern

Utbygger har ansvar for utredning av alle typer relevante skadereduserende tiltak, herunder økologisk kompensasjon. I dette inngår dialog med grunneiere som kan ha mulig kompensasjonsareal og klarlegging av mulig konflikter med andre arealbruksformål som skogbruk og jordbruk. Arbeidet med økologisk kompensasjon skjer i nært samarbeid med miljøvernmyndigheten som står for den formelle verneprosessen, der dette er aktuelt. Innenfor grensene av pkt. I-6. bærer utbygger kostnadene ved erverv eller erstatning for vern og restaurerings- og anleggstiltak som er nødvendig for å gjennomføre kompensasjonen. Ansvar for fremtidig forvaltning og skjøtsel av områder som vernes vil som for øvrige verneområder være hos miljøforvaltningen.

DEL III – SÆRLIGE PRINSIPPER OM BRUK AV ØKOLOGISK KOMPENSASJON I SAKER SOM IKKE FØLGER AV NATURMANGFOLDLOVEN

III-1. Hvilken myndighet vurderer vilkår om økologisk kompensasjon?

Ansvarlig myndighet for de bestemmelsene tiltaket behandles etter, vurderer – der det er relevant – om utredning eller vilkår om økologisk kompensasjon skal pålegges.

III-2. Når er det aktuelt å vurdere vilkår om økologisk kompensasjon?

Økologisk kompensasjon vurderes når følgende forhold foreligger:

- Saken gjelder store utbyggingstiltak. Det vil si planer etter plan- og bygningsloven og tiltak etter annet lovverk, som alltid skal ha planprogram eller melding og konsekvensutredning, jf. forskrift om konsekvensutredninger vedlegg 1.
- Det etter tilpasninger og relevante skadereduserende tiltak fortsatt gjenstår betydelige negative konsekvenser for verdifull natur, jf. pkt. I-1.2. foran. Med betydelige negative konsekvenser menes "forringet" eller "ødelagt/sterkt forringet" som beskrevet i Statens Vegvesens håndbok V712.
- Svært viktige samfunnshensyn tilsier at det vil være nødvendig å tillate inngrep i naturverdiene, eller alternativet til å sette vilkår om økologisk kompensasjon er at tiltaket ikke tillates.

III-3. Når er det aktuelt å sette vilkår om økologisk kompensasjon?

Når det er avklart at vilkårene i pkt. III-2 er oppfylt, kan det settes vilkår om økologisk kompensasjon dersom følgende er oppfylt:

- Naturen som blir påvirket er av en type som lar seg kompensere.
- Nytteten ved kompensasjonen er større enn kostnaden, se pkt. I-5.
- Kostnaden ved kompensasjonen ligger innenfor det som er rimelig å pålegge tiltakshaver, se pkt. I-6.
- Det fremgår direkte i den aktuelle lovbestemmelsen at det er hjemmel for økologisk kompensasjon eller det følger av den alminnelige vilkårs læren.

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

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

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

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-4885-3

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger