

1410

NINA Rapport

Grønn infrastruktur

Landskapsøkologiske sammenhenger for å ta vare på naturmangfoldet

Erik Framstad, Anders Bryn, Wenche Dramstad og Anne Sverdrup-Thygeson



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 annet språk når det er hensiktsmessig..

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

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 vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Grønn infrastruktur

Landskapsøkologiske sammenhenger for å ta vare på naturmangfoldet

Erik Framstad
Anders Bryn
Wenche Dramstad
Anne Sverdrup-Thygeson

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

Oslo, april 2018

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3138-1

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Erik Framstad

KVALITETSSIKRET AV

Jon Museth

ANSVARLIG SIGNATUR

Admin. direktør Norunn S. Myklebust (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-964|2018

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Trond Simensen

FORSIDEBILDE

Landskap i Romsdalen med ulike elementer av grønn infrastruktur.

Foto: Kjetil Sverdrup-Thygeson

NØKKEWORD

Norge – landskap – grønn infrastruktur – konektivitet

KEY WORDS

Norway – landscape – green infrastructure – connectivity

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 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

Thormøhlensgate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

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

Grønn infrastruktur representerer arealer og landskapselementer med særlig betydning som leve- og forflytningsområder for arter eller viktige områder for sentrale økologiske prosesser. Bevaring og utvikling av grønn infrastruktur er et viktig tiltak for å ivareta økologiske sammenhenger i landskapet og kan bidra til å redusere effektene av kommende klimaendringer. Her gir vi en kort gjennomgang av landskapsøkologiske prinsipper for å ta vare på økologiske sammenhenger og skisserer aktuelle kriterier for å identifisere viktige deler av grønn infrastruktur i ulike hovedøkosystemer. Vi gir også oversikt over aktuelle datakilder og hvordan disse kan sammenstilles for å synliggjøre grønn infrastruktur på kart og i planverktøy.

Betydningen av ulike arealer og landskapselementer varierer for ulike arter. Landskapsstruktur nær den naturen selv har formet, vil trolig være best egnet til å ivareta stedegent naturmangfold. Jo større områder er, jo flere individer og ulike arter kan ha tilhold der. Hva som er tilstrekkelig store områder for å ivareta levedyktige bestander av arter, vil avhenge av områdenes kvalitet og forbindelser til andre tilsvarende områder. Områder som avviker mye fra omgivelsene, vil være påvirket av ulike abiotiske og biotiske forhold i omgivelsene (kanteffekter), med negativ påvirkning > 100 m inn i området. Fragmentering av en naturtype vil føre til reduksjon i totalarealet av naturtypen og oppsplitting i mindre biter som er mer isolert fra hverandre og mer utsatt for kanteffekter. Ofte vil slike fragmenteringseffekter inntre når total mengde av naturtypen blir < 30% av opprinnelig areal. Hvordan arter faktisk bruker elementene i et landskap og flytter mellom dem, vil avhenge av artenes habitatkrav, livshistorie og spredningsevner. Arter sterkt knyttet til habitat med lang varighet, vil ofte ha liten spredningsevne og få problemer om landskapet undergår raske endringer.

Flere land arbeider med utviklingen av grønn infrastruktur som ledd i bevaring av naturmangfoldet. Disse omfatter et stort spenn fra lokale prosjekter, ofte med fokus på økosystemtjenester i byer, til nasjonale eller transnasjonale prosjekter for å ta vare på naturmangfold og sikre økologiske sammenhenger over større regioner. Særlig Sveriges arbeid med grønn infrastruktur synes relevant for Norge.

Målet med grønn infrastruktur er å ta vare på naturmangfoldet og viktige økologiske prosesser. Aktuelle kjerneområder i grønn infrastruktur er da arealer og landskapselementer preget av opprinnelig natur og med få tekniske inngrep, med stort eller spesielt naturmangfold eller med viktige økologiske funksjoner. Slike kjerneområder bør være store nok til å unngå sterke kanteffekter. Arters spredningsmuligheter mellom kjerneområder vil avhenge av avstand og hvor velegnet arealet er mellom kjerneområdene, samt over hvor lang tid spredningen kan foregå. Korridorer bør ha minste bredde, fra ti til noen hundre meter, tilpasset artenes krav og landskapets utforming, gjerne knyttet til naturlige terrengformer som dalfører, vassdrag og kantsoner. For å møte klimaendringer bør grønn infrastruktur også gi rom for forflytning til nye områder med potensielt egnede miljøforhold, som høyereliggende områder eller områder med stor topografisk variasjon. Mer spesifikke kriterier for elementene i grønn infrastruktur er beskrevet for ulike hovedøkosystemer.

Vi skisserer ulike data som kan inngå som grunnlag for å identifisere og avgrense elementer i grønn infrastruktur, og hvordan en kan sette opp et system for å innhente og analysere data og produsere resultater på kart. Det vil imidlertid være viktig å avklare formålet med den grønne infrastrukturen, og hvordan den skal knyttes til dagens plansystemer og virkemidler. Dessuten må systemet utvikles og testes for et konkret område før det utvikles i full skala. Det trengs også bedre kunnskap og data om landskapsendringer og arters faktiske bruk av landskapet.

Erik Framstad, NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Oslo (erik.framstad@nina.no)

Anders Bryn, NHM, Universitetet i Oslo, Postboks 1172 Blindern, 0318 Oslo (anders.bryn@nhm.uio.no)

Wenche Dramstad, NIBIO, Postboks 115, 1431 Ås (wenche.dramstad@nibio.no)

Anne Sverdrup-Thygeson, MINA, NMBU, Postboks 5003 NMBU, 1432 Ås (anne.sverdrup-thygeson@nmbu.no)

Abstract

Framstad, E., Bryn, A., Dramstad, W. & Sverdrup-Thygeson, A. 2018. Green infrastructure. Landscape ecological relationships to maintain natural diversity. NINA Report 1410. Norwegian institute for nature research.

Green infrastructure consists of spatial units and landscape elements of particular importance as living and dispersal areas for species or as focal areas for key ecological processes. Maintaining green infrastructure is to preserve ecological relationships in the landscape and may reduce effects of future climate change. Here we briefly review landscape ecological principles and outline relevant criteria for identifying important components of green infrastructure in various major ecosystems. We also list relevant data sources and how these may be compiled to present green infrastructure on maps and in planning tools.

The significance of different habitats and landscape elements varies among species. Landscape structure close to that formed by nature, will probably best conserve indigenous biodiversity. The size of areas required to maintain viable populations, will depend on their quality and connections to other similar areas. Areas that deviate much from their surroundings will be affected by various abiotic and biotic edge effects, with possible influence > 100 m from the edge. Fragmentation of habitats will lead to reduction in total habitat area and division into smaller patches more isolated from each other and more prone to edge effects. Often increased isolation and edge effects will occur when total habitat amount becomes < 30% of the original area. How species actually use patches in a landscape and move between them will depend on the species' habitat requirements, life history and dispersal abilities. Species closely linked to long-lasting habitats will often have low dispersal ability and experience problems if the landscape is under rapid change.

Several countries are working to develop green infrastructure as a measure for conservation of biodiversity. These include a wide range from local projects, often focusing on ecosystem services in cities, to national or transnational projects to conserve biodiversity and to ensure ecological connections over larger regions. Sweden's work on green infrastructure appears especially relevant to Norway.

The objective for green infrastructure is to preserve biodiversity and important ecological processes. Hence, relevant core areas of green infrastructure are areas and landscape elements characterized by natural processes and with few human impacts, with high or special biodiversity or with important ecological functions. Such core areas should be large enough to avoid strong edge effects. The dispersal potential between core areas will depend on the distance and quality of the area between core areas and the time available for dispersal. Corridors should have a minimum width, from ten to a few hundred meters, adapted to the requirements of the species and the landscape structure, like terrain features such as valleys, watercourses and edges between land types. The pattern of core areas and corridors should be well adapted to the landscape's original spatial scale and structure. To accommodate future climate change, green infrastructure should also allow for relocation to new areas with potentially suitable environmental conditions, such as areas at higher elevation or with highly variable topography. We describe specific criteria for elements in green infrastructure for some major ecosystems.

We outline various sources of data that may be used to identify and delimit elements in green infrastructure and how a system for retrieving and analyzing data and producing results on

maps can be set up. However, it will be important to clarify the purpose of the green Infrastructure and how it will be linked to current planning systems. The system must be developed and tested for a specific area before it is developed at full scale. There is also a need for better knowledge of landscape changes and how species actually use the landscape.

Erik Framstad, NINA, Gaustadalleen 21, NO-0349 Oslo, Norway (erik.framstad@nina.no)

Anders Bryn, NHM, University of Oslo, PO Box 1172 Blindern, NO-0318 Oslo, Norway
(anders.bryn@nhm.uio.no)

Wenche Dramstad, NIBIO, PO Box 115, NO-1431 Ås, Norway (wenche.dramstad@nibio.no)

Anne Sverdrup-Thygeson, MINA, NMBU, PO Box 5003 NMBU, NO-1432 Ås, Norway (anne.sverdrup-thygeson@nmbu.no)

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Forord	8
1 Innledning.....	9
2 Grønn infrastruktur i landskap under klimaendring.....	13
3 Landskapsøkologiske begreper og prinsipper	16
3.1 Habitatflekker og matriks versus landskapsmosaikk	16
3.2 Arters forekomst avhenger av størrelse og avstand	18
3.3 Naturgitte og menneskeskapte endringsprosesser	19
3.4 Fragmentering – strukturell og funksjonell konektivitet	20
3.4.1 Habitatmengde versus landskapsplassering.....	24
3.4.2 Konektivitet og barrierer i tid og rom.....	26
3.4.3 Utfordringer ved endring i landskapsmønstre over tid	27
3.4.4 Å «måle» landskap	28
3.5 Effekter av påvirkning	29
3.5.1 Dose-respons sammenhenger	29
3.5.2 Sumvirkning og samlet belastning.....	29
3.6 Landskapsøkologiske prinsipper for grønn infrastruktur	30
4 Landskapsøkologiske sammenhenger og grønn infrastruktur internasjonalt.....	32
4.1 Konsept og angrepsmåter	32
4.2 Sverige: Grön infrastruktur	34
4.3 USA: Living Atlas of the World – The green infrastructure collection	37
4.4 Europa: The Pan European Ecological Network (PEEN)	38
4.5 Annen europeisk kartlegging av viktige økologiske strukturer	39
4.6 Overføringsverdi til norsk arbeid med grønn infrastruktur.....	41
5 Generelle kriterier for å identifisere og avgrense grønn infrastruktur	42
6 Grønn infrastruktur i ulike hovednaturtyper	49
6.1 Skog.....	49
6.2 Fjell/tundra	52
6.3 Myr/våtmark	55
6.4 Ferskvann	57
6.5 Semi-naturlige naturtyper	60
6.6 Byer og tettsteder	62
7 Datagrunnlag og system for grønn infrastruktur i planlegging og forvaltning	65
8 Videre arbeid med grønn infrastruktur	71
9 Referanser	73
Vedlegg 1 Landskapsstruktur og dynamikk i hovednaturtyper	77
Vedlegg 2 Oversikt over aktuelle kartlag for grønn infrastruktur	80

Forord

Miljødirektoratet fikk i juni 2016 i oppdrag fra Klima- og miljødepartementet (KLD) å utrede hvilke behov det er for bedre ivaretagelse av økologiske sammenhenger i naturen. Oppdraget besto av to deler: (1) å vurdere behovet for systematisk og strategisk ivaretagelse av økologiske sammenhenger i landskapet og (2) forslag til et opplegg for et hovedprosjekt for å identifisere viktige økologiske sammenhenger. Som ledd i dette arbeidet nedsatte Miljødirektoratet høsten 2016 en ekspertgruppe med deltakere fra NMBU, NIBIO, NHM ved UiO og NINA for å gi råd og synspunkter.

På basis av eget arbeid og ekspertgruppas innspill foreslo Miljødirektoratet i brev til KLD i februar 2017 at det ble igangsatt et hovedprosjekt for å identifisere viktige landskapsøkologiske sammenhenger som kunnskapsgrunnlag for arealplanlegging og forvaltning. En første del av hovedprosjektet skulle utarbeide kriterier for å identifisere viktige elementer for økologiske sammenhenger, som grunnlag for å prioritere visse arealer og landskapselementer framfor andre, med særlig vektlegging av slike som er utsatt for fragmentering og klimaendringer. Informasjon om prioriterte arealer og landskapselementer forutsettes så å bli gjort tilgjengelig i digitale kartløsninger. I neste fase må så miljøforvaltningen vurdere hvilken forvaltningsstrategi og virkemidler som best kan ivareta de viktigste landskapsøkologiske sammenhengene. I mars 2017 ba KLD Miljødirektoratet om å sette i gang et hovedprosjekt som foreslått.

Miljødirektoratet ba deltakerne fra ekspertgruppa om å ta ansvaret for et prosjekt for å utarbeide forslag til kriterier for å identifisere og prioritere arealer og landskapselementer i det man kan kalle en «grønn infrastruktur» for å ta vare på landskapsøkologiske sammenhenger. Ekspertgruppa har gjennomført oppdraget fra høsten 2017 til våren 2018. Denne rapporten representerer ekspertgruppas svar på oppdraget. Arbeidet har vært ledet av Erik Framstad (NINA), med deltakelse fra Anders Bryn (NHM-UiO), Wenche Dramstad (NIBIO) og Anne Sverdrup-Thygeson (NMBU). Hovedkontakt ved Miljødirektoratet har vært Trond Simensen, som takkes for aktiv oppfølging underveis, bl.a. med fyldig formidling av Miljødirektoratets innspill og synspunkter på ulike utkast til rapporttekst. Elles takker vi Olav Strand og Børre K. Dervo (begge NINA) for tillatelse til å bruke figurer fra deres respektive rapporter i kapittel 6.

Oslo, mars 2018

Erik Framstad,
prosjektleder

1 Innledning

Bakgrunn

Naturmangfoldloven definerer naturmangfoldet som det biologiske, geologiske og landskapsmessige mangfoldet, der dette i hovedsak ikke er resultat av menneskers påvirkning (Naturmangfoldlovens §3). Det biologiske mangfoldet består av mangfoldet av økosystemer, arter og genotyper og de økologiske sammenhengene som disse inngår i.

Arter og økosystemer er knyttet til ulike deler av den naturgitte variasjonen i klima, terreng, berggrunn og jordsmonn, samt til forekomsten av andre arter som de inngår i samspill med. I Norge er det særlig variasjonene i klimaet fra sør til nord, med høyden over havet, og fra vest til øst som har betydning for artenes livsmuligheter. I tillegg kommer tilgangen på næringsstoffer for plantene, knyttet til berggrunn og jordsmonn. Med Norges oppbrutte topografi varierer klimaforhold og andre miljøforhold ofte på nokså detaljert geografisk skala. En mer systematisk og detaljert gjennomgang av de ulike sidene ved variasjonen i naturforholdene i Norge og dens betydning for naturmangfoldet, er gitt i type- og beskrivelsessystemet Natur i Norge (Halvorsen mfl 2016).

Et tilleggsmoment som er viktig for å forstå fordelingen av arter og økosystemer i Norge i dag, er endringene i klimaforhold og innvandring av arter som har foregått i stor skala siden siste istid. Sammen med disse naturgitte endringene har mennesker gradvis endret arts- og økosystemmangfoldet ved sin utnyttelse av arter, introduksjon av ulike arter, omforming av store arealer til jordbruk og skogbruk, samt utbygging av tettsteder og ulike former for infrastruktur. Alt dette bidrar til å avgjøre hvor vi finner ulike deler av naturmangfoldet i dag.

Naturmangfoldet av arter og økosystemer eksisterer imidlertid ikke som isolerte forekomster, men inngår i helhetlige natursystemer med ulik grad av forbindelser mellom de forskjellige delene av større landskapsområder og regioner. Artene vil ofte ha behov for å bruke ulike habitater og deler av landskapet i ulike deler av sin livssyklus, f.eks. ved ulike former for næringsøk eller veksling mellom områder for reproduksjon, migrasjon og overvintring. For at levedyktige bestander av artene skal bestå over tid, er det også nødvendig at artene kan forflytte seg mellom ulike lokale forekomster av egnet habitat. En del arter veksler også mellom ulike økologiske funksjonsområder med svært stor avstand, f.eks. makrellternas forflytning mellom overvintring ved Antarktis og hekking i Arktis, eller ålens vandring fra gyteområder i Sargassohavet til oppvekstområder i Europa. Også mange økosystemprosesser vil utspille seg over større områder, ofte med utveksling av arter, næringsstoffer, vann og energi mellom ulike økosystemer.

Forvaltning av naturmangfoldet som isolerte forekomster vil derfor ha begrenset mulighet til å lykkes, selv med et stort omfang av slike forekomster. I stedet må de ulike forekomstene ses i sammenheng, der også landskapets forbindelser mellom de ulike forekomstene vil ha stor betydning. Dette er også lagt til grunn i regjeringens melding til Stortinget om norsk handlingsplan for naturmangfold, der de økologiske sammenhengene i naturen framheves som avgjørende for å opprettholde naturmangfoldet (KLD 2015, kap. 5.4). Meldingen understreker også at kommende klimaendringer vil gjøre det særlig viktig at artene har gode muligheter for forflytning gjennom landskapet og for å finne nye egnede leveområder.

Også internasjonalt har betydningen av de økologiske sammenhengene i landskapet fått økt oppmerksomhet. EUs oppfølging av sin strategi for biologisk mangfold (EC 2011) vektlegger

utviklingen av en grønn infrastruktur. Kommisjonen fastslo i Action 6b at det skulle utvikles en strategi for grønn infrastruktur og vedtok denne i 2013 (EC 2013a,b). De europeiske landene i og utenfor EU har også vært opptatt av hvordan naturvernområder kan utgjøre nettverk av områder som til sammen kan sikre bevaring av naturmangfoldet på europeisk nivå, slik dette bl.a. er nedfelt i bestemmelser og avtaler om Natura 2000-områder¹ i EU og Emerald Network² i Bern-konvensjonen. Natura 2000-områdene utgjør ryggraden i EUs grønne infrastruktur. Bonn-konvensjonen³ om vern av trekkende arter er innrettet mot arter som trekker over landegrensene, dvs arter som er avhengige av økologiske sammenhenger på kontinental skala. Konvensjonen om biologisk mangfold har i de såkalte Aichi-målene for bevaring av biologisk mangfold mot 2020 også understreket betydning av at verneområder både må være representative og ha god sammenheng (mål 11; KLD 2013).

Dersom man skal lykkes i å se landskapets ulike strukturer i sammenheng og ivareta de økologiske sammenhengene i landskapet, må ulike sektorer, institusjoner og organisasjoner ha et felles kunnskapsgrunnlag og en felles forståelse av betydningen av slike sammenhenger. For at det å ivareta de økologiske sammenhengene i landskapet skal bli en naturlig del av planlegging og prioritering i samfunnet, trengs også en større grad av samarbeid og samhandling mellom ulike myndigheter og interessegrupper.

Å ta vare på de økologiske sammenhengene i landskapet byr imidlertid på utfordringer i praktisk forvaltning, spesielt siden deler av landskapet kontinuerlig påvirkes og endres. Et landskap kan være levested for tusener av arter som har ulike tilpasninger, habitatkrav og spredningsevne og som forholder seg til svært ulike skalaer i tid og rom. En gitt art kan også ha ulike krav gjennom sin livssyklus. Det samme gjelder for ulike økologiske prosesser som også vil variere i tid og virke over ulike skalaer i tid og rom. Samtidig har vi store mangler i vår kunnskap om artenes økologi og deres forhold til landskapets struktur og tilstand. Det er følgelig ikke mulig å finne en felles økologisk sammenheng i form av strukturer og landskapselementer på en gitt romlig skala som tilfredsstillende alle aktuelle arter eller er godt tilpasset alle relevante økosystemprosesser. Spørsmålet er om det lar seg gjøre å finne en landskapsstruktur av arealer og landskapselementer i god nok tilstand til å være relevant for et bredt spekter av arter og økosystemprosesser, samtidig som den har en skala i tid og rom som er relevant for landskapsplanlegging og forvaltning. Dette vil vi forsøke å belyse i denne rapporten.

Definisjoner og avgrensninger

I Melding til Stortinget nr 14 (2015-2016) framheves betydningen av å ta vare på de økologiske sammenhengene i landskapet i form av grønn infrastruktur (KLD 2015, kap. 5.4). Her vises blant annet til EUs arbeid med grønn infrastruktur som defineres som «*et strategisk planlagt nettverk av naturlige områder med miljøegenskaper som yter ulike økosystemtjenester*» (KLD 2015, Boks 5.3). Både i europeisk og norsk sammenheng ses utviklingen av en grønn infrastruktur som en pragmatisk forvaltningsstrategi for å ta vare på de økologiske sammenhengene i landskapet, og ikke som et presist faglig begrep i landskapsøkologien.

Med *grønn infrastruktur* forstår vi i denne rapporten arealer og landskapselementer som har særlig betydning som formerings-, oppvekst- og forflytningsområder for arter og deres langsiktige overlevelse eller som viktige områder for sentrale økologiske prosesser. Den grønne infra-

¹ http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm

² <https://www.coe.int/en/web/bern-convention/emerald-network>

³ <http://www.cms.int/>

strukturen vil slik være viktig for å ivareta naturmangfoldet av arter og økosystemfunksjoner innen et landskap eller større område. Vi inkluderer både terrestriske og akvatiske arealer og elementer i begrepet, som dermed gjerne kunne betegnes *blågrønn infrastruktur*. I rapporten vil vi imidlertid ikke vurdere marine deler av en slik blågrønn infrastruktur. Videre i rapporten bruker vi generelt termen *grønn infrastruktur* om begrepet, enten eksempler eller henvisninger er til terrestriske eller akvatiske økosystemer.

Naturmangfoldloven (2009) og naturbeskrivelsessystemet Natur i Norge (Halvorsen mfl 2016) behandler *landskap* som et nivå i et hierarki av ulike nivåer av naturmangfold, fra genetisk mangfold, via artsmangfold og naturtypemangfold til landskapsmangfold. Grønn infrastruktur omhandler arealer og landskapselementer av særlig betydning for økologiske sammenhenger for arter og naturtyper. Landskapsmangfold (mangfoldet av landskapstyper, jf KLD 2015) omhandles derimot ikke direkte i denne rapporten.

Den grønne infrastrukturen representerer det geografiske landskapsmønsteret som er det fysiske grunnlaget for de funksjonelle *landskapsøkologiske sammenhengene*. Sammenhengene i landskapet kan dels karakteriseres ved den geografiske plasseringen av de fysiske delene av den grønne infrastrukturen i forhold til hverandre (også kalt strukturell konnektivitet). De funksjonelle sammenhengene i landskapet (funksjonell konnektivitet) vil i tillegg bestemmes av hvordan artene bruker og forflytter seg mellom de ulike arealene og elementene. Den fysiske landskapsstrukturens påvirkning på økologiske prosesser kan også karakteriseres som del av de funksjonelle økologiske sammenhengene i landskapet.

Grønn infrastruktur og de landskapsøkologiske sammenhengene kan i utgangspunktet defineres og studeres på mange ulike romlige og tidsmessige skalaer. Her vil vi imidlertid avgrense oss til skalaer som kan anses som særlig forvaltningsrelevante på landskaps- og regionnivå, dvs fra planlegging på kommune og fylkesnivå til forvaltning på landsdelsnivå eller nasjonalt nivå.

Vi vil også avgrense oss til grønn infrastruktur som har særlig betydning for å ta vare på naturmangfoldet og viktige økologiske funksjoner. Grønn infrastruktur kan også bidra med viktige økosystemtjenester for folk, som rekreasjonsområder, flomdemping, håndtering av overvann eller filtrering av forurensing i byer. Dette vil vi bare vurdere i den grad det sammenfaller med den grønne infrastrukturens bidrag til å ta vare på naturmangfoldet.

Mål for rapporten

Rapporten har som hovedmål å gi en faglig oversikt over hva som kjennetegner en grønn infrastruktur og landskapsøkologiske sammenhenger på ulike forvaltningsrelevante skalaer og for ulike hovednaturtyper, og hvordan slik grønn infrastruktur kan karakteriseres og tas i bruk med utgangspunkt i tilgjengelig kunnskap og datagrunnlag.

Dette omfatter følgende delmål:

- Gi en kortfattet gjennomgang av det faglige grunnlaget for å ivareta viktige landskapsøkologiske sammenhenger med utgangspunkt i hovedprinsipper fra landskapsøkologien.
- Gi forslag til faglig begrunnede kriterier for å identifisere viktige deler av en grønn infrastruktur for å ivareta naturmangfoldet og god økologisk tilstand.

- Gi eksempler på bruk av kriteriene for å identifisere elementer i en grønn infrastruktur i noen ulike hovednaturtyper.
- Gi en vurdering av tilgjengelig datagrunnlag for å identifisere elementer i en grønn infrastruktur og hvordan slike data kan sammenstilles for å synliggjøre den grønne infrastrukturen på kart og i planverktøy.

Det er også et mål at den grønne infrastrukturen skal dekke variasjonen av norsk natur på en representativ måte, dvs at denne infrastrukturen skal dekke alle deler av landet, de ulike bioklimatiske regionene og de ulike natursystemene, slik disse er beskrevet i Natur i Norge (Halvorsen mfl 2016).

Det er ikke del av mandatet for denne rapporten å diskutere ulike forvaltningsmessige virkemidler for å ivareta den grønne infrastrukturen. Mye av litteraturen rundt grønn infrastruktur, spesielt på romlige skalaer fra landskap til større regioner, har tatt utgangspunkt i verneområder som særlig viktige elementer i grønn infrastruktur. Imidlertid vil også andre viktige arealer for naturmangfoldet inngå. Formelt vern er bare ett av flere ulike virkemidler for å ivareta viktige elementer i grønn infrastruktur. Vi har i denne rapporten tenkt oss at kriterier for elementer i grønn infrastruktur ikke bare kan brukes i arbeidet med verneområder, men i like stor grad kan brukes i arealplanlegging på ulike nivåer og i vurderinger av bærekraftig bruk av arealer. En videre vurdering av egnete virkemidler vil være opp til miljøforvaltningen.

2 Grønn infrastruktur i landskap under klimaendring

Ved ressursutnyttelse og utbygging av byer og ulik teknisk infrastruktur har mennesker i økende grad omformet og satt sitt preg på landskapet. Disse menneskeskapte påvirkningene har endret forekomst, mengde og fordeling av egenskaper i økosystemene som er viktige for artenes overlevelse. Det har særlig blitt mindre av de delene av økosystemene som tidligere i all hovedsak var formet av naturlige forstyrrelser og suksesjoner. Dessuten er landskapet blitt mer fragmentert av både arealbruk og infrastrukturbygging. Dette er en utvikling som med stor sannsynlighet vil øke i omfang, siden en økende befolkning, fortsatt økonomisk vekst og økt transport vil kreve mer omfattende bruk av naturressurser og arealer (Sala mfl 2000, Sanderson mfl 2002, Ellis mfl 2010, Pereira mfl 2010). I et slikt scenario kan en godt utviklet grønn infrastruktur bidra til å ta vare på naturområder med stor verdi for naturmangfoldet og områder som bidrar til å opprettholde spredningsmuligheter for arter og økologiske sammenhenger i landskapet.

De siste tiårene har menneskeskapte klimaendringer blitt stadig tydeligere, med klare effekter på naturmangfoldet, spesielt i form av endret utbredelse for en rekke arter (Parmesan og Yohe 2003, Root mfl 2003, Rosenzweig mfl 2008). Aktuelle regionale klimascenarier (Hanssen-Bauer mfl 2015) tilsier at klimaet i Norge vil bli vesentlig varmere enn i dag mot slutten av dette århundret, med betydelig lenger vekstsesong, noe mer nedbør, kraftigere nedbørsepisoder og mindre snødekke under ca 850 moh. De største endringene i temperatur vil finne sted i nord. Dette vil medføre at leveområdene til de fleste arter vil få betydelig endret klima (Forsgren mfl 2015). I hvilken grad artene vil kunne tilpasse seg disse endringene og fortsatt bebo omtrent samme områder som i dag, er dårlig kjent for nesten alle arter. Det er imidlertid svært sannsynlig at mange arter vil få utvidet sitt potensielle habitat mot nord og mot høyere liggende områder med endret klima. Samtidig vil spesielt kuldetolerante arter få innskrenket sine livsmuligheter, dels på grunn av økt temperatur, men også på grunn av økt konkurranse fra arter som vil få økte livsmuligheter i et varmere klima. For at artene skal ha mulighet til å spre seg til nye områder med gunstige leveforhold, må imidlertid landskapet by på områder med egnet habitat og spredningsarealer innenfor avstander som tillater artene å forflytte seg før kvaliteten i deres nåværende leveområder blir for dårlig. En velutviklet grønn infrastruktur vil dermed være essensiell for å sikre artenes framtidige leveområder og spredningsmuligheter til slike nye leveområder. I tillegg vil en grønn infrastruktur som er preget av større grad av naturlige prosesser, også redusere den samlede belastningen av menneskeskapte påvirkninger, sammenlignet med landskapet for øvrig. Det vil i seg selv gi artene bedre livsmuligheter.

Ulike arealbaserte tiltak for å styrke den grønne infrastrukturen kan inngå i strategier for å motvirke effektene av klimaendringer på biologisk mangfold (Heller og Zavaleta 2009, Mawdsley mfl 2009):

- Øke omfang (antall, størrelse) og klimatisk representativitet av verneområder for å skaffe mer areal med liten påvirkning av andre faktorer enn klimaendringer, og gi bedre muligheter for lokal klimatilpasning innen store verneområder og regional tilpasning i nettverket av verneområder.
- Forbedre habitatkvaliteten til utvalgte verneområder ved restaurering og andre tiltak for å gjøre dem mer robuste overfor effektene av klimaendringer.
- Legge buffersoner med tilpasset forvaltning rundt verneområdene for å redusere påvirkning fra omgivelsene og potensielt gi en del arter større leveområder.

- Utforme nye verneområder og andre naturområder ved å legge til rette for artenes tilpasninger til klimaendringer, f.eks. ved å legge disse områdene slik at artene kan forflytte seg til nytt egnet habitat langs høydegradienter.
- Øke sammenhengen i landskapet ved å ivareta, øke og forbedre forflytningskorridorer, habitatøyer og refugier, og fjerne barrierer, slik at artene lettere kan ta seg fram til nye områder med egnet habitat. Tilpasse korridorer til overordnede naturgitte landskapsstrukturer som terreng, vassdrag og kantsoner mellom ulike arealtyper og mot menneskedominerte arealer.
- Øke verneområdenes tilpasning (resiliens) til framtidige klimaendringer ved å forvalte og restaurere økosystemfunksjoner framfor spesielle økosystemkomponenter og arter.
- Redusere presset fra andre påvirkningsfaktorer i landskapet generelt (matriks) og forbedre forflytningsmulighetene ved å øke andelen areal med naturnære eller forbedrete økologiske kvaliteter.

I en simuleringsstudie av tre ulike arealtiltak for å forbedre arters forflytningsmuligheter under klimaendringer fant Wessely et al (2017) at målrettet innsats for å forbedre habitatkvaliteten i verneområder eller korridorer var mer effektivt enn tilsvarende habitatforbedring i det generelle landskapet. Korridorer synes å ha best effekt som klimatiltak der de binder sammen områder med forholdsvis skarpe klimagrader (dvs fra lavland til fjell), og for organismer som kan svare nokså raskt på slike spredningsmuligheter (dvs arter med gode spredningsevner). Ingen av tiltakene i studien til Wessely mfl (2017) ga imidlertid gode nok spredningsmuligheter til å kompensere fullt ut for de negative effektene av sannsynlige klimaendringer i det aktuelle studieområdet.

Identifikasjon og forvaltning av lokale klimarefugier er et arealbasert klimatiltak som i økende grad er diskutert i faglitteraturen (Keppel og Wardell-Johnson 2012, Keppel mfl 2015, Morelli mfl 2016). Slike refugier er områder med egnet habitat der deler av artsmangfoldet kan trekke seg tilbake, overleve og potensielt spre seg ut igjen ved endringer i miljøforholdene. Under klimaendringer vil klimarefugier tilby mer egnede lokale klimaforhold enn de generelle forholdene i regionen. Det er ulike tilnærminger til å identifisere områder som kan fungere som klimarefugier (Keppel mfl. 2012), bl.a. påvist stabilitet i forekomst av arter over historisk eller nyere tid, habitatmodellering av artsforekomster, og variasjon i miljøforhold knyttet til terreng, klima, forstyrrelsesmønstre, produktivitet eller andre forhold av betydning for arters langsiktige overlevelse i et område. Potensiell kapasitet som klimarefugium vil avhenge av evnen til å bevare gunstige klimaforhold, at området er stort nok til å opprettholde en levedyktig bestand, samt at det er mulig for aktuelle arter å komme dit når klimaet endrer seg. Lokale klimaforhold som avviker fra klimaforholdene i omgivelsene, vil i stor grad være en funksjon av lokale topografiske forhold, i form av variasjon i høydelag, helning og eksposisjon (Dobrowski 2011, Ashcroft mfl 2012). Slik variasjon gir mulighet for lokale områder med lavere temperatur, bedre vanntilgang og skygge mot direkte solinnstråling, så vel som stor variasjon i lokale klimaforhold. I en nokså ny rapport fra England (Suggitt mfl 2014) er det gjort forsøk på å modellere plasseringen til potensielle klimarefugier ut fra en kombinasjon av variabler for geologi, terreng, klima og klimaendringer siden 1961. Her er grad av stabilitet i forekomst av en rekke arter av dyr og planter mellom periodene 1970-1989 og 1990-2009 brukt som uttrykk for områders karakter av refugium i nyere tid. Det antas at disse områdene også er velegnet som refugier under framtidige klimaendringer, selv om det langt fra er opplagt. Viktige variabler for å identifisere slike potensielle klimarefugier er kalkholdige bergarter, trend for sommernedbør, høyde over havet, lokal variasjon i flere klimarelaterte topografiske variabler, og avvik i vårtemperatur mellom lokale

områder og omgivende region. Ut fra dette synes potensialet for klimarefugier å være nært knyttet til områder med betydelig topografisk variasjon innen lokale områder, f.eks. med utstrekning på få titalls kilometer. Slike områder kan greit identifiseres med dagens datagrunnlag og vil da kunne inngå som viktige elementer i en grønn infrastruktur. Det er imidlertid usikkert i hvilken grad de reelt vil fungere som klimarefugier under de raske klimaendringene vi står foran, og om den grønne infrastrukturen ellers ligger til rette slik at artene raskt nok vil kunne forflytte seg til slike refugier.

Selv om samfunnet lykkes med både effektive klimatiltak og en mer bærekraftig arealforvaltning, vil våre ulike aktiviteter fortsette å sette sitt preg på landskapet (**figur 2.1**). Dette vil medføre store endringer for arter og økosystemfunksjoner. Denne erkjennelsen har de siste årene gitt opphav til en debatt om hva bevaringen av naturmangfoldet bør ta sikte på å oppnå (Hobbs mfl 2006, 2014, Ellis mfl 2010, Soulé 2013, Holmes mfl 2017, Thomas 2017): Skal vi fortsatt sette inn stor innsats for å bevare de aller mest truede delene av naturmangfoldet, dvs forsøke å redde de mest truede artene og bevare økosystemene i sin mest naturnære tilstand? Eller må vi innse at dette sannsynligvis enten er håpløst eller svært kostbart og at en mer kostnadseffektiv tilnærming er å forvalte naturen slik at viktige økosystemfunksjoner blir mest mulig robuste overfor endringene som likevel kommer? Dette representerer et grunnleggende dilemma for naturforvaltningen. Det kan argumenteres for at en forvaltning av økosystemene som i størst mulig grad lar økosystemenes utvikling bli styrt av naturgitte forstyrrelser og suksesjoner, også vil være best egnet til å ivareta robuste økosystemfunksjoner og økosystemenes tilhørende artsmangfold. En slik tilnærming vil imidlertid ikke maksimere økosystemenes leveranse av bestemte økosystemtjenester. Den vil heller ikke være tilstrekkelig til å bevare alle truede arter i de aktuelle økosystemene, noe som ofte vil kreve tiltak direkte innrettet mot de aktuelle artene. En grønn infrastruktur som innrettes mot å ivareta forholdsvis naturnære områder, vil trolig også bidra til å ivareta robuste økosystemfunksjoner og gi bedre livsmuligheter for artene tilknyttet de aktuelle økosystemene.



Figur 2.1 Vestlandslandskap under endring. Plantet sitkagran under spredning på Stadlandet. (Foto: Erik Framstad)

3 Landskapsøkologiske begreper og prinsipper

Naturen består av levende (biotiske) og ikke-levende (abiotiske) deler. Begrepet økologi kommer fra det greske ordet οἶκος: «hus, hjem» eller «sameksistens» og λογία, «læren om». Økologi er med andre ord læren om organismers forhold til miljøet, og da både de biotiske og abiotiske forholdene der. Et økosystem er en naturtype med organismer tilpasset et bestemt naturmiljø.

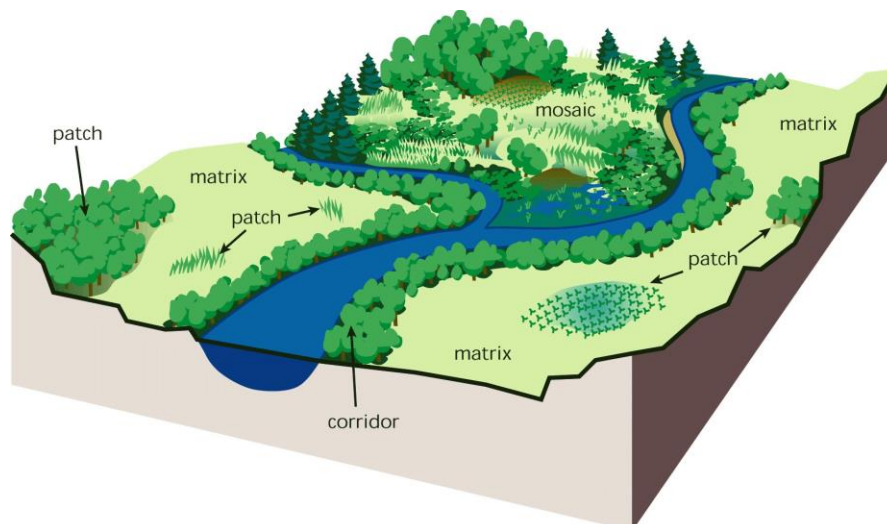
Økologi handler om arters utbredelse, spredning og deres tilpasning til sine omgivelser (abiotiske og biotiske forhold), samhandling mellom ulike arter og et stort spekter ulike økologiske prosesser. Generelt er det mange forhold som påvirker for eksempel hvilke arter vi finner hvor i landskapet, og hvor mange individer vi finner av hver art innen de ulike leveområdene. Men felles er at de mange ulike gradientene vi finner i naturen er utslagsgivende for hvilke arter som kan leve hvor. Blant de viktigste gradientene for planters utbredelse er mark tørke – fuktighet og næringsrik – næringsfattig. I tillegg er naturligvis forhold knyttet til temperatur, lokalklima og tilgang til sollys viktig. Ulike arter har imidlertid ulik grad av toleranse når det gjelder de ulike miljøgradientene. Enkelte arter stiller veldig spesifikke krav, plantearters forhold til pH er et eksempel, mens andre arter kan være mer tolerante. Noen arter har veldig spesifikke krav til en miljøfaktor, men er tolerante overfor andre.

3.1 Habitatflekker og matriks versus landskapsmosaikk

Den første utfordringen man møter når man fordypet seg i temaet landskapsøkologi er spørsmålet om hva som egentlig er et landskap? Og hvor stort er det? Landskapsbegrepet brukes i veldig mange sammenhenger, og selv om de fleste føler at de har en forståelse av hva et landskap er, er det overraskende vanskelig å definere «landskap» entydig. Som man da kan forvente, finnes det en lang rekke ulike definisjoner. Den europeiske landskapskonvensjonen definerer landskap fra et antroposentrisk perspektiv, og sier at «*Landskap betyr et område, slik folk oppfatter det, hvis særpreg er et resultat av påvirkningen fra og samspillet mellom naturlige og/eller menneskelige faktorer*». Denne definisjonen er imidlertid ikke like hensiktsmessig når man fokuserer på en mer økologisk tilnærming, der ulike arter vil ha svært ulike landskap.

Ims (1990, s. 153) beskrev en praktisk tilnærming til denne utfordringen: «*En måte å gjøre et landskap til et operasjonelt begrep på er å la avgrensningen av et landskap skje med referanse til det problem vi vil studere. Sier vi at et landskap er et landområde som er stort nok til å romme de prosesser og mønstre som bestemmer det økologiske problem vi vil studere, har vi en fleksibel og operasjonell definisjon av landskap som ikke er påvirket av forutinntatte formening av hva et landskap er.*»

Når det gjelder beskrivelse av landskapet, har man i landskapsøkologien siden 1980-tallet operert med en landskapsbeskrivelse som er omtalt som en «Patch-corridor-matrix model». Denne måten å tenke inndeling av landskapet på ble lansert av Forman og Godron (1986) (**figur 3.1**). Ideen er at alle deler av landskapet skal kunne beskrives som (del av) en patch eller flekk, en korridor eller matriks for en gitt art. Sammenligningen man ofte bruker, er å se på landskapet som et lappeteppes (amerikansk «patchwork»), der matriks er det stoffet alle de fargerike og ulik formete lappene er festet på. Patchene eller flekkene og korridorene er avgrensede landskaps-



Figur 3.1 Illustrasjon av hvordan ulike elementer i landskapet kan klassifiseres ved en landskapsøkologisk terminologi. (Figur 1.4 i FISRWG 1998, gjengitt med tillatelse fra Natural Resources Conservation Service, USDA)

elementer som tydelig skiller seg fra sine omgivelser. Begrepet korridorer er i senere tid i hovedsak byttet ut med lineære elementer, fordi korridor-begrepet ofte blir knyttet til en funksjon, i form av forflytning.

Det spesielle med denne måten å dele inn landskapet på, er at den kan tilpasses arter på alle skalanivåer. Det som vil være en flekk for en art, kan være en del av matriks for en annen. De overgangene som har betydning for en art, har ikke nødvendigvis noen betydning for en annen art. Hva som utgjør landskapet eller de ulike landskapselementene, vil med andre ord variere avhengig av hvilke arter man fokuserer på. Og selv om vi ofte tenker på landjorda når vi snakker om landskap, og dette også er innarbeidet i mange definisjoner av landskap, kan beskrivelsene og teorien i landskapsøkologien også brukes på landskap i eller under vann.

De ulike kategoriene av landskapselementer kan ha ulike funksjoner, og deres funksjonalitet kan også variere med bl.a. opphav eller dannelsesmåte. For eksempel vil en flekk ha et ulikt artsinnhold avhengig av om den er rest etter en arealtype som var mer omfattende før («remnant patch», for eksempel et skogholt som står igjen etter flatehugst), om den er nyskapt («regenerated», for eksempel et jordbruksareal som er grodd til med skog etter at drift er opphørt) eller om den har en spesiell ressurs i forhold til landskapet rundt («resource patch», for eksempel en dam i jordbrukslandskapet). Tilsvarende gjelder for de lineære elementene.

Denne måten å beskrive landskapet på fungerer relativt godt der man har forholdsvis tydelige kontraster mellom ulike deler av landskapet. Det urbane landskapet er kanskje det mest tydelige i så måte (**figur 3.2**). For mange arter i et urbant miljø vil matriks være bebyggt areal og konstruert infrastruktur, mens alleer, trekker og åpne vassdrag vil være de lineære elementene, og alle «grønne» områder som parker, hager og ubebygde restarealer vil være flekkene. Det er relativt lett å kartfeste de ulike elementene fordi det er tilsynelatende stor kontrast mellom dem. Imidlertid er også denne modellen en forenklet beskrivelse av landskapet. Overgangene mellom de ulike elementene er sjelden absolutte, og det vil ofte være mer gradvise endringer.



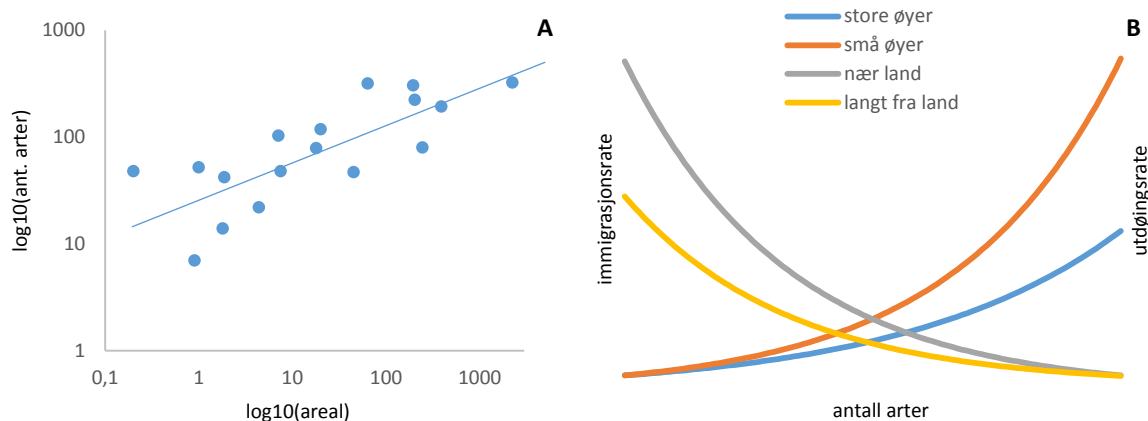
Figur 3.2 Utsnitt av Oslo med Akerselva (2013). Elementer av grønn infrastruktur, elva, parker, trær, ligger i en matriks av bygninger og veier. (Norge i bilder)

Der «patch-corridor-matrix» modellen ikke fungerer spesielt godt, er i landskap som nærmest utelukkende er preget av gradvise overganger, der det f.eks. er kontinuerlige gradienter mellom ulike vegetasjonstyper, lite kontrast mellom elementer og ikke én type som kan sies å dominere. For å kunne beskrive slike situasjoner bedre tok man i bruk mosaikk-begrepet. I et landskap som beskrives som en mosaikk, vil det ofte være en jevn fordeling av ulike elementer, der ingen skiller seg tydelig ut, verken i omfang eller utbredelse. Det vil også være et landskap dominert av gradvise overganger og små kontraster. Det er imidlertid viktig å huske at dette uansett tar utgangspunkt i hvordan landskapet oppleves av den eller de artene vi fokuserer på. Et landskap som framstår som en mosaikk for oss, kan framstå som bestående av klart avgrensede flekker med tydelig kontrast til matriks for en annen art.

3.2 Arters forekomst avhenger av størrelse og avstand

Slik som landskapet er strukturert i «patch-corridor-matrix» modellen, vil flekkene være habitat, de lineære elementene korridorer eller barrierer, mens matriks har stor betydning for forflytning mellom flekkene. Parallellene er tydelige til noe av det teoretiske tankegodset som ligger bak utviklingen av modellen, nemlig øybiogeografisk teori (MacArthur og Wilson 1967).

Det ble tidlig kjent at størrelse på et område har betydning for hvor mange arter man ville finne der. Spesielt ble dette testet på øyer, og allerede en av økologiens grunnleggere, Alexander von Humboldt, skrev i 1807 om sammenhengen mellom areal og artsantall. Dette forholdet er testet i flere ulike miljøer, og det viser seg at veldig ofte kan forholdet mellom areal og antall arter framstilles som en funksjon: $S = cA^z$. Denne funksjonen presenteres ofte i form av en logaritmisk funksjon: $\log S = (\log c) + z(\log A)$. Her er S antall arter, c er en konstant som skal beskrive antall arter per arealenhet, A er areal og z er en konstant som beskriver stigningen på kurven. Tilsynelatende er denne faktoren for øyer ofte rundt 0,3 (jf **figur 3.3A**). I teorien om øybiogeografi forsøker man å forstå hvordan antall arter på oseaniske øyer varierer med bl.a. øyenes areal og avstand til et fastland der immigrantene kommer fra (**figur 3.3B**).



Figur 3.3 (A) Fordeling av antall arter av landplanter (S) på øyer i Galapagos med ulikt areal (A , i kvadratmiles), med art-areal-kurven $S = 28,6 \times A^{0,32}$ (Preston 1962). (B) Øybiogeografisk teori forklarer hvordan antall arter på oseaniske øyer avhenger av artenes utdøelsesser (rød og blå kurve) og immigrasjonsrater (grå og gul kurve) som funksjon av øyenes størrelse og avstand til fastlandet. (MacArthur og Wilson 1967)

3.3 Naturgitte og menneskeskapte endringsprosesser

De fleste landskap er i kontinuerlig endring. Endringene kan være naturlige eller menneskeskapte, eller en kombinasjon av begge. Endringene skjer på ulik tidsskala. Geologien, landskapsformene og jordsmonnet er eksempler på forhold som vanligvis endres langsomt, selv om et vulkanutbrudd for eksempel kan føre til både svært raske og svært omfattende endringer også i disse forholdene. Vegetasjonen kan endres relativt raskt. Allerede året etter at en gran-skog blir hugget, kan arealet være dekket av geitrams. Året deretter er bringebærkrattet tett, og de første løvtrærne er i vekst.

De aller raskeste endringene, og også de mest omfattende, er nok likevel ofte de menneskeskapte. Vi sprenger, asfalterer, bygger og endrer vegetasjonen. Vi etablerer barrierer og påvirker gjennom våre landskapsendringer naturmangfoldet på alle plan. Samtidig etablerer vi stadig ny kunnskap, og det skjer også igangsetting av ulike tiltak som søker å motvirke de negative effektene av vår landskapspåvirkning. Et slikt eksempel er etablering av korridorer, der målsettingen er å sikre muligheter for forflytning gjennom landskapet.

Urbane miljøer er preget av omfattende og raske endringer. Også i urbane miljøer er det stor oppmerksomhet på grønne strukturer og viktighetene av dem for både befolkningen og artsmangfoldet. Kunnskap om artsmangfoldet i urbane miljøer er dessuten et tema i rivende utvikling, både når det gjelder forskning og blant planleggere. Det har etter hvert kommet mye ny kunnskap om det biologiske mangfoldet i bymiljøer. Og det igangsettes en lang rekke tiltak som vil kunne få betydning for urbant artsmangfold. Et slikt eksempel på et relativt nytt element i norske byer, er grønne tak og grønne vegger som slik sett gjør kontrastene annerledes og kanskje også mindre og i hvert fall kan bidra til at det skapes nye leveområder i byen (se artikkel i avisen BA om vippe som hekker på taket av IKEA i Åsane⁴). Et annet eksempel er åpning og restaurering av bekker og elver i byene.

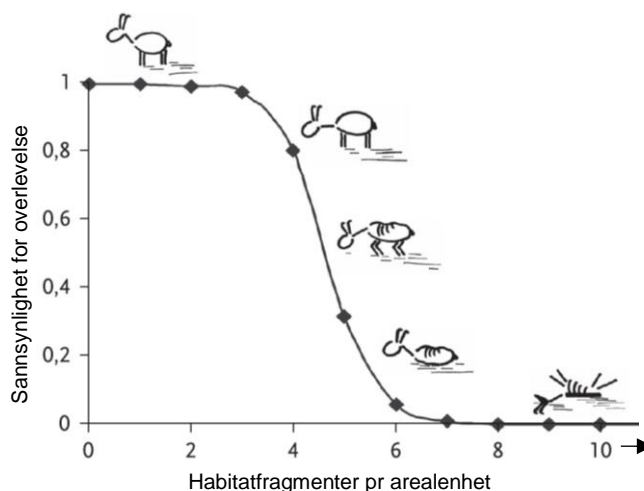
⁴ <https://www.ba.no/nyheter/viper-har-funnet-seg-til-rette-pa-ikea/s/1-41-7428454>

Forvaltningsmessig er det en del utfordringer knyttet til landskap som endrer seg over tid. Et viktig tema i denne sammenheng er hvordan man sikrer et til enhver tid oppdatert kunnskapsgrunnlag som utgangspunkt for forvaltningen. En stor del av informasjonen som brukes i forvaltningen er kartbasert, og da må kartene oppdateres kontinuerlig i takt med endringene. Det er for eksempel meningsløst å skulle forvalte naturgrunnlaget om kartene ikke speiler gjeldende situasjon. Det samme gjelder naturligvis informasjon om arters tilstedeværelse og utbredelse, naturtyper og lignende, med andre ord forhold som er i rask endring. Dette er ofte informasjon som akkumuleres i databaser, men der det i liten grad er kjent om informasjonen fortsatt er gyldig (se også kap. 7).

Ulike arter opererer på ulik romlig og temporær skala. Variasjonen er stor og mangfoldig. Et eiketre kan leve i 800 år eller mer, mens andre plantearter lever bare ett år. Vi har nok lett for å legge vår egen tidsskala og romlige skala til grunn i det meste av det vi gjør. Det definerer hva vi tenker på som lenge eller raskt og hva vi mener er stort, langt eller kort. Fordi skala er så avgjørende for hvilke prosesser og mønstre vi kan studere, og fordi mønstre og prosesser i naturen kommer til syne på mange ulike skalanivåer, er skala et sentralt tema i landskapsøkologi. Det har gjennom mange år vært forsket på ulike landskapsøkologiske tema relatert til skala, både i tid og rom, man har for eksempel studert hvordan ulike prosesser påvirker hva som skjer på flere skalanivåer, og hvordan en eventuell endring på ett skalanivå kan forplante seg over på andre nivåer.

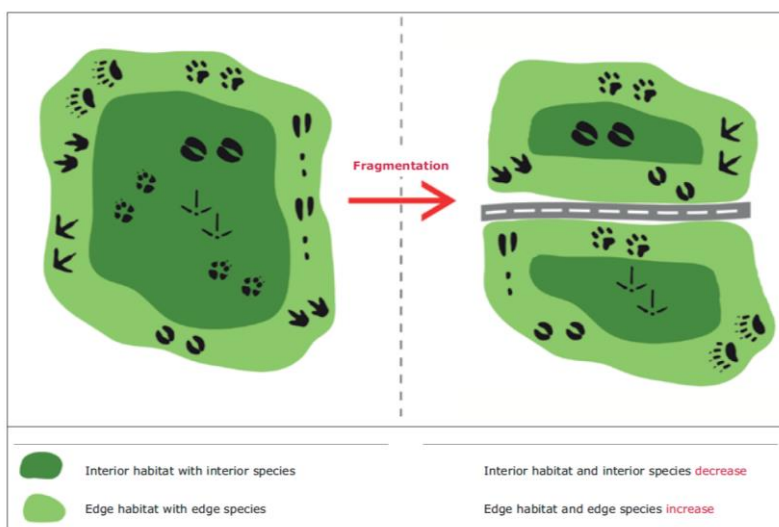
3.4 Fragmentering – strukturell og funksjonell konnektivitet

Fragmentering er blitt omtalt som den største trusselen mot det biologiske mangfoldet (Stein mfl 2000). Fragmentering er oppdeling – og det er oppdeling av leveområder som gir de negative effektene. Det er imidlertid sjelden man kun har fragmentering, med andre ord at et leveområde kun deles i mindre biter. I de aller fleste situasjoner hvor det skjer, reduseres også arealet av det aktuelle habitatet eller økosystemet. Dette gjør at den negative effekten av fragmentering svært ofte er en sum-effekt, der man ser resultatet av både et tap av habitatareal og en oppdeling av det habitatet som er igjen. I mange tilfeller synes systemet å «tåle» noe fragmentering før effektene blir synlige. Når endringer først begynner å få effekt, kan imidlertid en relativt liten ytterligere endring få svært stor effekt (**figur 3.4**).



Figur 3.4 Sannsynligheten for at en populasjon skal overleve, avhenger av hvor stort sammenhengende leveområde de gjenværende habitatfragmentene representerer. Når man når et gitt terskelnivå, vil sannsynligheten for at populasjonen skal overleve falle raskt. (Figur 3 i Jaeger og Holderegger 2005; Creative-Commons License "CC 3.0 Attribution Unported").

Vanlige eksempler på prosesser som forårsaker fragmentering, er veibygging eller utvikling av andre former for infrastruktur. Det fører igjen til økt menneskelig tilstedeværelse og ferdsel, og derved økt forstyrrelse. Det klassiske eksempelet er et skogområde der det etableres en vei tvers gjennom (**figur 3.5**). Fragmentering kan imidlertid berøre alle typer av leveområder. Et velkjent norsk eksempel er den gradvise fragmenteringen av villreinområder, som en følge av veibygging, etablering av hytteområder og kraftlinjer, men også som en følge av intens menneskelig tilstedeværelse og ferdsel (Nellemann mfl 2001, Strand mfl 2010, 2015). Et annet norsk eksempel er fragmentering av elvestrekninger som en følge av kraftutbygging.



Figur 3.5 Veibygging fører til reduksjon av opprinnelig habitatareal og oppdeling av gjenværende habitat. Slik fragmentering påvirker også kvaliteten på det gjenværende habitatarealet, for eksempel hvorvidt det er å anse som kant- eller interiørbareal. (Figur 1.2 i EEA 2011a, gjengitt med tillatelse fra Swiss Federal Office for the Environment)

Fragmenteringen forårsaker altså ofte tap av leveområde, men viktig er også en redusert grad av sammenheng (konnektivitet) mellom arealer eller deler av arealene. Når elvestrekningen deles opp i mindre biter på grunn av demninger og kraftstasjoner, brytes for eksempel ålens eller laksens vandringsveier. Når reinen blir stående på en begrenset del av sine tidligere beiteområde på grunn av kraftlinjer, er leveområdet fragmentert. Hvor sterk effekten av en gitt form for fragmentering blir, avhenger av en rekke ulike faktorer, blant annet artens følsomhet og hva som forårsaker fragmenteringen. Om fragmenteringen skyldes en vei, eller en eller annen form for barriere, vil det for eksempel ha svært stor betydning for effekten om denne barrieren oppleves å være absolutt for arten, eller ikke. Og det er naturligvis også slik at noe som kan fungere som en absolutt barriere for en art, ikke har den samme effekten på andre arter (**figur 3.6**).

Faktisk er det også situasjoner hvor man kan ønske å forsterke en barriere-effekt. Spesielt gjelder dette når man ønsker å stanse videre spredning av arter eller sykdommer. Når det gjelder arter, er det oftest invaderende arter det er snakk om. I Norge har man for eksempel forsøkt å bruke slusene i Haldenvassdraget som en barriere for å stanse spredning av krepsepest. I de store sjøene i USA startet man et prosjekt med etablering av en elektrisk barriere for å hindre spesielle arter karpefisk å spre seg videre inn i Lake Michigan⁵.

⁵ <https://www.epa.gov/greatlakes/invasive-species>



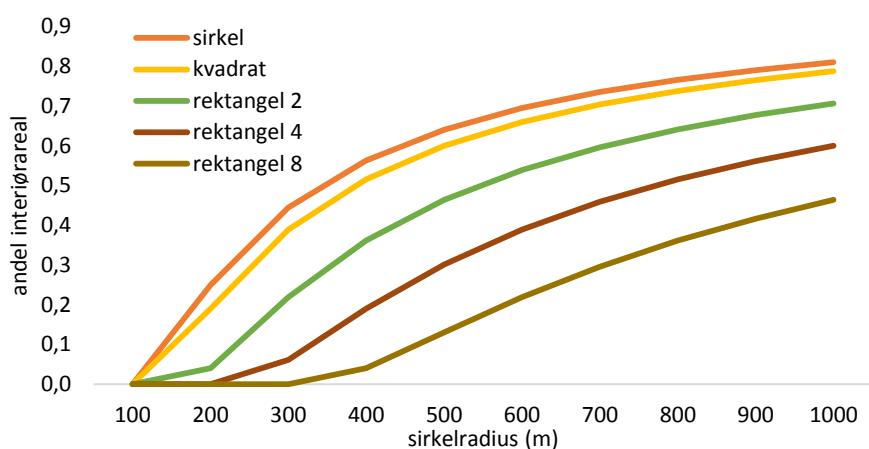
Figur 3.6 Effekten av barrierer kan være svært ulik mellom arter. En fugl vil ikke oppleve dette gjerdet som en barriere, mens fotografen og mange andre vil oppleve gjerdet slik. (Foto: W. Dramstad @NIBIO)

En annen viktig faktor å ta med i betraktningen når man diskuterer effekter av fragmentering og habitattap, er at fragmentering også kan gjøre noe med kvaliteten på arealene som er igjen. I en enkel modell kan vi beskrive arealer som henholdsvis kantsoner og interiørareal. Disse to hovedkategoriene vil ofte ha et ulikt artsmangfold. Kanter kan være artsrike, fordi man der finner arter fra leveområdene på begge sider. De artene som kun trives langt fra kantsonene, vil imidlertid ofte være blant de mer truede artene. Ved fragmentering vil arealet av interiør reduseres relativt mer, fordi en stor andel av det som var interiør, blir kant etter at veien er etablert (**figur 3.5**). Å bare vurdere tap av habitat eller barriere-effekter blir dermed ikke tilstrekkelig.

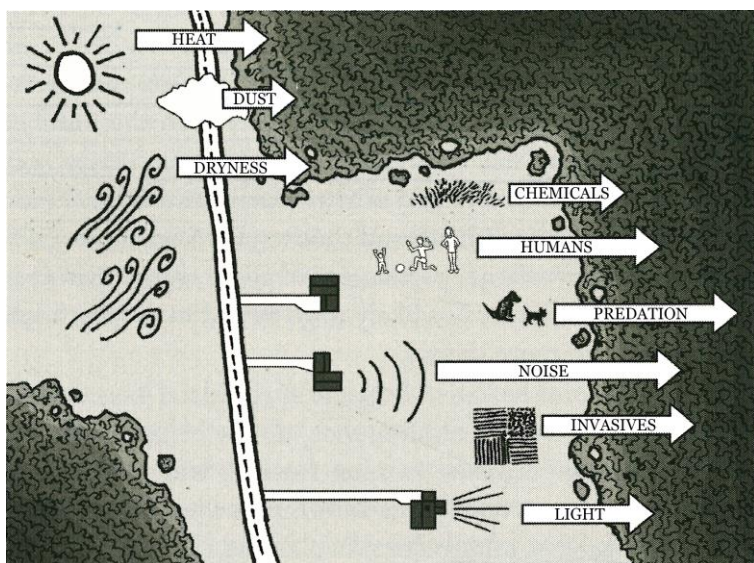
Kanteffekter er et tema som er mye diskutert i landskapsøkologien. I tidlige undersøkelser kunne man lese hvordan enkelte arter ble omtalt som typiske «kantarter», mens andre var å regne som «interiørarter». Mange har imidlertid siden hevdet at det er altfor enkelt å dele et areal opp i henholdsvis kantsoner eller interiørareal – og at det samme gjelder for artene. Dette er utvilsomt rett, som veldig mye annet er dette et svært forenklet bilde på virkeligheten. Men det er likevel nyttig i ulike sammenhenger, blant annet i analyser av effekter av fragmentering. Naturligvis gjelder likevel det samme når man diskuterer kanteffekter som i andre sammenhenger når man snakker om for eksempel leveområder, korridorer eller barrierer. Det er svært viktig hvilke(n) art(er) man er opptatt av. At kanteffekter kan ha stor betydning for mange ulike arter og funksjoner er dessuten godt dokumentert, blant annet takket være langvarige studier i regnskogen i Brasil (Laurance mfl 2002). At kanten har stor betydning, er også dokumentert fra nordiske studier, bl.a. av epifyttiske lav (Esseen og Renhorn 1998), sopp (Snäll og Jonsson 2011) og på skogens utvikling (Jönsson mfl 2007) i Sverige.

Og selv om man ofte omtaler fragmentering som negativt, er det likevel ikke slik at kanteffekter utelukkende er negative. Kanter kan være artsrike områder, de kan bidra til interaksjon mellom arter og muliggjøre en utnyttelse av en kombinasjon av ulike leveområder i landskapet som er til nytte for spesielle arter.

Hvor mye av et område som vil preges av kanteffekter, vil avhenge av hvor ulikt dette området er sammenlignet med arealet rundt, hvor stort området er, hvordan det er utformet, hva slags type kanteffekt det er snakk om, og hvor langt inn en slik effekt vil strekke seg. Et skogområde omgitt av jordbruksland vil ha stor kontrast mot omgivelsene og ha potensial for en kraftig kanteffekt. Store og regelmessig utformete områder vil ha en forholdsvis liten del av arealet påvirket av kanteffekter sammenlignet med små eller mer uregelmessig utformete områder. **Figur 3.7** illustrerer hvordan forholdet mellom kantsonen og interiørarealet varierer med størrelse og utforming av området. Her ser vi at et sirkelformet område gir størst andel interiørareal. Likevel må et sirkelformet område være på minst 363 daa for at interiørarealet skal utgjøre minst 50% hvis kantsonen er 100 m bred. Hvor langt effekten av kanten er merkbar, vil avhenge av hvilken effekt og hva slags type kant man studerer (**figur 3.8**). I en studie på New Zealand ble det dokumentert endringer i artssammensetning helt opp mot en kilometer fra en kant (Ewers og Didham 2008).



Figur 3.7 Andel interiørareal innenfor en kantsonen på 100 m for områder med ulik størrelse og form sammenlignet med et sirkelformet område med samme areal. Rektangel 2 indikerer et rektangel med langside 2x kortsiden, rektangel 4 et rektangel med langside 4x kortsiden osv.



Figur 3.8 Illustrasjon av ulike typer kanteffekter, både naturlige og menneskeskapt. De kan ha påvirkning i ulik avstand innover fra kanten. (Figur 6-4 i *Practical Ecology* av Dan L. Perlman og Jeffrey C. Milder. Copyright © 2004 Lincoln Institute of Land Policy. Gjengitt med tillatelse fra Island Press, Washington, D.C.)

Fragmentering vil ofte medføre at det skjer en endring i landskapsstrukturen. Når elvestrekningen brytes opp av en demning, er dette et brudd på den strukturelle sammenhengen i elva. Det viktigste for artene er imidlertid om en slik strukturell endring også medfører en funksjonell endring (Uezu mfl 2005). Dersom artene vandrer mer eller mindre upåvirket opp og ned elva uavhengig av demningen ville det være en strukturell, men ikke nødvendigvis funksjonell endring. Det er kanskje ikke veldig vanlig, men man har eksempler på at selv om den strukturelle sammenhengen endres, endres ikke den funksjonelle sammenhengen. Elg som fortsetter å bruke tidligere vandringsveier selv om arealene er svært forandret, er et slikt eksempel.

Vanskeligere å håndtere er imidlertid den motsatte situasjonen; der det ikke tilsynelatende er noen endring i den strukturelle sammenhengen, men det likevel er en endring i den funksjonelle sammenhengen artene opplever. Et eksempel på en slik situasjon har vi hatt i Norge, der det har vært forsket på hvorvidt kraftlinjer fragmenterer villreinens leveområder (Nellemann mfl 2001, Vistnes og Nellemann 2008).

Det er imidlertid heller ikke slik at alle leveområder henger sammen fra naturens side. Og det finnes også arter som er vel tilpasset en fragmentering i tid eller rom. Arter som er knyttet til brannflater kan sies å være eksempler på arter som er tilpasset en situasjon der leveområdet er ekstremt fragmentert i både tid og rom, ettersom skog brenner relativt sjelden og nye brannflater finnes geografisk svært spredt til enhver tid.

En viktig konklusjon basert på mye av det arbeidet som er gjort med sikte på å forstå effektene av fragmentering, er at det ikke alltid er enkelt å vurdere hva som vil få en fragmenterende effekt på ulike populasjoner. Det er også slik at ulike arter reagerer til dels svært ulikt på ulike typer av fragmentering, noe som er knyttet til bl.a. deres biologi og atferd, slik eksempelet med villrein illustrerer. I mange situasjoner vil vi relativt enkelt kunne registrere strukturelle endringer i landskapet, men de funksjonelle endringene og effektene kan være langt vanskeligere å registrere og også forutsi.

Klimaendringene er et tema som også har svært mangesidige og komplekse interaksjoner med naturmangfold, landskap og landskapsøkologi. Effektene på naturmangfoldet er vanskelige å forutsi, blant annet fordi vi ikke vet nok om hvilke endringer vi kan forvente og hvordan dette vil påvirke naturmiljøet på ulike steder. Vi vet imidlertid at klimaendringer vil være en drivkraft som blant annet påvirker arters utbredelse. Dette kan igjen medføre økte og endrete behov for forflytning, der landskapets barrierer kan begrense mulighetene. Et annet tema er at klimaendringer kan påvirke interaksjon mellom arter, for eksempel bestøvning. Her er det gjort analyser i Norge som tyder på at klimaendringer kan ha svært negative effekter på humler. Dette skyldes blant annet at humlene risikerer ikke lenger å være «synkronisert» med de viktigste næringsplantene sine. Klimaendringer kan også føre til at viktige bestøvere og plantene de bestøver, ikke lenger finnes i samme område (Lundgren mfl 2013).

3.4.1 Habitatmengde versus landskapsplassering

I tillegg til mengde leveområde som finnes for en art, er det naturligvis helt sentralt at dette leveområdet er tilgjengelig. Dette tilsvarer en av faktorene man tok inn i øybiogeografien, og som der ble illustrert gjennom avstand til fastlandet. I praksis, i terrestriske landskap, handler dette om avstand til arealet der mulige koloniserende individer av en art kan komme fra, altså grad av isolasjon av leveområdet.

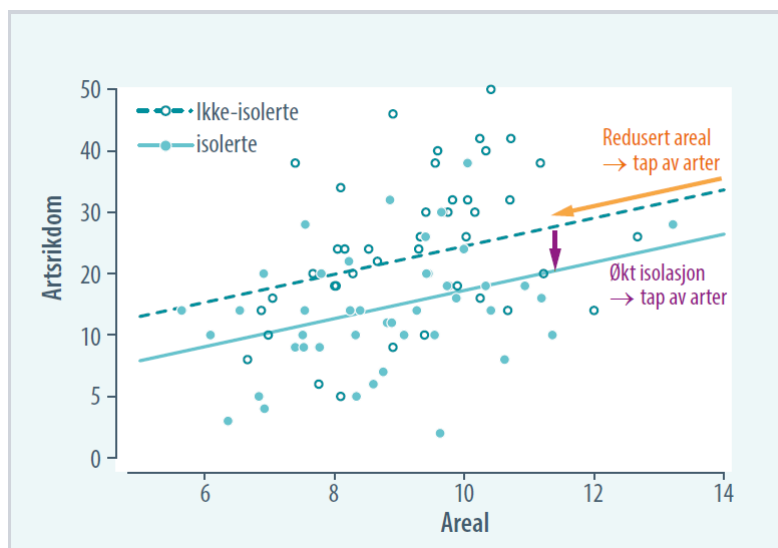
Igjen kan man tenke på urbane miljø som et godt eksempel. Et grøntområde i byen kan være et velegnet leveområde for en planteart, men om denne arten faktisk etablerer seg der, er naturligvis avhengig av om frøene «finner veien» og er i stand til å komme seg dit.

Det er flere aspekter som bidrar til å forsterke eller redusere graden av isolasjon. Avstand er naturligvis sentralt. Er avstanden for stor vil sannsynligheten for at et individ når fram bli liten. Men også hvilket areal som må krysses er svært viktig. For å trekke parallellen til øybiogeografien; hva består «havet» av? Og da er det først og fremst hvor ugjestmildt arealet er for arten, som er viktig. Selv en kort avstand kan være tilnærmet umulig å krysse om arealet som må forseres er for ugjestmildt. For en liten landlevende art, som er bundet til å forflytte seg langs bakken, for eksempel piggsvin, kan det å ta seg fram gjennom byen by på store utfordringer. En stor andel av arealet er vanskelig å forseres eller har høy dødelighetsrisiko, og at piggsvinet når fram til og klarer å kolonisere et nytt urbant leveområde er derfor ikke gitt.

Også gjenværende fragmenter av tidligere leveområder kan antagelig være veldig isolert. Dette vil i så fall både kunne få betydning for spredning fra disse populasjonene, om det er lite sannsynlig for eksempel at produserte frø når leveområder der det er mulig å etablere seg. I tillegg vil ny- eller rekolonisering av dette fragmentet kunne være svært begrenset, noe som blant annet kan få betydning for levedyktigheten til populasjonen der på sikt.

Det er krevende å skille de ulike effektene av fragmentering, dvs reduksjon i leveområder, en oppsplitting av restarealet i mer isolerte deler, og en kvalitetsreduksjon, fra hverandre. De siste årene har landskapsøkologer særlig diskutert betydningen av den romlige fordelingen av gjenværende leveområder, innenfor det landskapet en gitt art forholder seg til (lokalt landskap). Enkelte forskere mener at innenfor denne skalaen er selve plasseringen av arealene uten betydning – det som teller, er summen av gjenværende areal med intakte leveområder (Habitat amount hypothesis, Fahrig 2013). Motstanderne av habitatmengde-hypotesen hevder at romlig plassering, f.eks. reflektert gjennom økologiske forbindelser mellom habitatflekker (konnektivitet), er en vesentlig tilleggsfaktor også i det lokale landskapet, særlig i landskap med lite gjenværende leveområder (Hanski 2015).

Det finnes ferske feltstudier som både bekrefter (Jackson og Fahrig 2016, Melo mfl 2017) og avkrefter (Evju og Sverdrup-Thygeson 2016, Haddad mfl 2016) habitatmengde-hypotesen (se **figur 3.9**). Noe av grunnen til uenigheten og de sprikende resultatene er sannsynligvis at det er krevende å finne den «riktige» romlige skalaen for disse analysene. Det er ikke så enkelt å fastslå hvilken skala ulike arter forholder seg til, og relevant skala vil variere mye mellom arter og artsgrupper. Selv om det kan være av interesse å vite at isolasjon (på lokal skala) kanskje er mindre kritisk enn man tidligere har tenkt, gitt at det totalt sett er tilstrekkelig relevant areal i landskapet, er det likevel slik at man i arbeidet med grønn infrastruktur i praksis sjelden har så detaljerte valgmuligheter at dette er avgjørende.



Figur 3.9 Eksempel fra et studie av artsrikdom av karplanter på lokaliteter av åpen grunnlendt kalkmark i indre Oslofjord. Figuren viser sammenhengen mellom artsrikdom av habitatspesifikke karplanter og størrelse og isolasjon av lokalitetene. Åpne sirkler viser lokaliteter med over gjennomsnittet mange nabolokaliteter (ikke-isolerte), og stiplet linje viser den lineære sammenhengen mellom antall arter og lokalitetenes areal (log-transformert). Tilsvarende viser lukkede sirkler og heltrukken linje lokaliteter med under gjennomsnittet mange nabolokaliteter (isolerte). Den oransje pilen illustrerer at når areal går tapt, forventer vi lavere artsrikdom på en lokalitet. Den lilla pilen illustrerer at hvis en lokalitet blir mer isolert, forventer vi også en lavere artsrikdom på lokaliteten. Hentet fra Evju mfl (2016).

3.4.2 Konnektivitet og barrierer i tid og rom

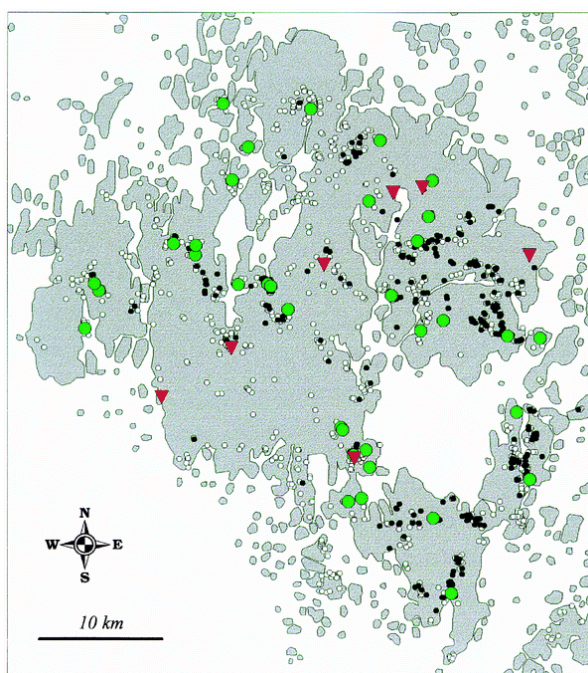
Konnektivitet kan endres over tid. I Norge som i flere andre land er det nærliggende å tenke på forskjeller i en sommer- og en vintersituasjon. Elver og sjøer som kan være effektive barrierer om sommeren, kan miste denne barriereeffekten om vinteren når isen legger seg. Vandring over isen tror man blant annet er årsaken til at fjellreven på Island tilsynelatende har fått inn gener fra populasjoner i Norge lenge etter at fjellreven først ble isolert på øya (Mellows mfl 2012).

At isen muliggjør vandring på tvers av barrierer er ikke uvanlig, selv om det som oftest vil dreie seg om kortere avstander. Men i noen områder og noen typer av populasjoner skjer det en nærmest kontinuerlig endring i konnektivitet mellom mulige leveområder. Dette kan medføre at mindre deler av leveområdet er isolert og populasjonen dør ut, men så relativt raskt rekoloniseres igjen. Dette kan beskrives som en metapopulasjon (Hanski 1999) – også omtalt som en populasjon av populasjoner.

I en fungerende metapopulasjon kan hver enkelt delpopulasjon dø ut og reetableres, mens metapopulasjonen fortsetter å eksistere totalt sett tilnærmet uforandret. Det er flere arter som er analysert og funnet å kunne beskrives som metapopulasjoner. Noen av de første studiene ble gjort på sommerfugl på øysystemer i den finske skjærgården (Saccheri mfl 1998). Forskerne kartla hele 1600 enger som ble vurdert å være egnet som leveområde for sommerfuglen de studerte (**figur 3.10**). Arealene varierte mye i størrelse (6–30 000 m²) innenfor et landskap på 3 500 km². Sommerfuglen ble registrert i et varierende antall av engene, og ofte hadde hver

eng bare en svært liten populasjon. Forskerne konkluderte imidlertid at disse ulike små populasjonene var deler av en større metapopulasjon, der populasjonen i hver eng uregelmessig døde ut og så ble rekolonisert fra en av de andre delpopulasjonene.

En metapopulasjon kan være et svært utfordrende system forvaltningsmessig. Flere faktorer bidrar til dette, blant annet at et areal kan være svært viktig for metapopulasjonens langvarige eksistens selv om det periodevis ikke eksisterer noen delpopulasjon der. En annen kompliserende faktor er at det kan være svært vanskelig å få oversikt over hvilke delpopulasjoner som hører til i en metapopulasjon, og det er naturligvis svært viktig for metapopulasjonens videre eksistens at konnektiviteten opprettholdes mellom de ulike delpopulasjonene. En metapopulasjon er derved et sårbart system.



Figur 3.10 På kartet er alle egnete enger merket med små sirkler. Enger der sommerfugllarvene ble observert høsten 1995, er vist som svarte sirkler, mens enger der man ikke registrerte sommerfugl, er merket som hvite sirkler. Av de 42 lokale populasjonene man kartla, er de 35 som overlevde til høsten 1996 (grønne sirkler), skilt fra de 7 som døde ut (røde trekanter). (Saccheri mfl 1998, gjengitt med tillatelse fra SpringerNature)

3.4.3 Utfordringer ved endring i landskapsmønstre over tid

Tradisjonelt har det å ta vare på, å bevare, vært sentralt i naturforvaltningen. Dette har imidlertid blitt stadig mer utfordrende ettersom befolkningen øker i antall og derved legger beslag på stadig mer land og større andel av ressursene. I tillegg får enkelte av våre handlinger betydning langt borte fra sitt opphavsområde. Eksempler på dette kan være langtransporterte forurensninger, klimaendringer eller arter som flyttes og slippes løs i helt nye miljø. Samtidig har man erkjent at det å forsøke å «fryse» en situasjon i naturen er svært vanskelig. Artssammensetning eller en enkelt arts tilstedeværelse i et område kan være et resultat av svært kompliserte årsakssammenhenger. Om man ikke har fullstendig oversikt over disse, kan man for eksempel risikere å stanse en påvirkning som er helt nødvendig for artens fortsatte tilstedeværelse i et område. Et klassisk eksempel er forvaltning av plantearter som er avhengig av mye lys, men som forsvinner fordi beitet blir stanset og arealet gror igjen (**figur 3.11**).

Det er imidlertid ikke slik at det kun er vår påvirkning på landskapet og leveområdene som er årsak til endring. Tvert imot må endring kunne sies å være regelen heller enn unntaket i natu-

ren, og skal man forvalte natur må man derfor kunne forvalte endring. Et eksempel er naturgitte forstyrrelser og suksesjon i naturskog, der noen områder med gammelskog av og til vil forsvinne og nye gradvis dannes. Siden slike naturgitte endringer gjerne utgjør viktige prosesser som vedlikeholder naturmangfoldet i de enkelte økosystemene, må forvaltningen innrettes for å inkludere slike naturgitte endringsprosesser. Dette er imidlertid mer komplisert enn å forvalte økosystemer med forestillingen om at de er stabile over lang tid.



Figur 3.11 Det å gjerde inn en forekomst av en art, i dette tilfellet orkideen marisko som er avhengig av at landskapet holdes åpent, kan på sikt få helt motsatt effekt. Særlig arter som er avhengige av gode lysforhold, og som trues av gjengroing, kan ha nytte av at for eksempel ulike beitedyr har tilgang til området der de vokser. (Foto: W. Dramstad @NIBIO)

3.4.4 Å «måle» landskap

Det har gjennom mange år vært et ønske innen landskapsøkologien spesielt å utvikle verktøy og systemer for å kunne kvantifisere og rapportere landskapsendringer. I denne sammenheng har det vært et mål å kunne koble landskapsendringer til endringer i områders funksjon for arter, arters utbredelse eller økologiske prosesser. En tilnærming til problemstillingen har vært å utvikle verktøy for kartbaserte, geografiske analyser, for eksempel innen GIS (geografiske informasjonssystemer). Det har også vært en parallell ambisjon om å kunne bruke dette som indikatorer på landskapsendringer, og derved kunne overvåke og rapportere om landskapet endrer seg i positiv eller negativ retning. Dette temaet har derfor fått mye oppmerksomhet innen landskapsøkologisk forskning. Mange verktøy har sett dagens lys, og et stort antall vitenskapelige artikler er publisert der ulike indeksverdier er beskrevet og testet (f.eks. Dramstad 2009). Det er imidlertid fortsatt ikke noen generell enighet om hvilke som er de beste indikatorene.

Per i dag er det likevel ett verktøy som må kunne sies å være det dominerende, nemlig et program for romlige analyser ved navn Fragstats. Dette er utviklet ved Universitetet i Massachusetts i USA og er fritt tilgjengelig for alle. Fragstats er et program der man kan analysere landskapets utforming på flere ulike nivåer, og man kan beregne et stort antall ulike indekser (McGarigal og Marks 1995). Den store utfordringen er imidlertid hva disse indeksene betyr, hvordan de skal tolkes, og hvordan man skal bruke dem. Her har det vært gjort mye forskning, men denne utfordringen er fortsatt ikke løst.

3.5 Effekter av påvirkning

3.5.1 Dose-respons sammenhenger

Den lokale effekten av en påvirkning vil normalt være avhengig av påvirkningens styrke (intensitet) og varighet eller frekvens (ved gjentatt påvirkning). Sammenhengen mellom påvirkningen og dens effekt kalles ofte dose-responsforhold. For eksempel vil effekten på et økosystem av økt temperatur – som et resultat av klimaendringer – være større dersom temperaturendringen er stor.

Vi mangler ofte en klar forståelse av sammenhengen mellom omfanget av en gitt påvirkning og verdien til en indikator, især på økosystemskala. Enkle sammenhenger, som forholdet mellom pH og tallrikhet av visse akvatiske organismer, kan være kjent. Det kommer også stadig mer forskning som underbygger en generell overordnet trend der høy/intakt biodiversitet gir økt robusthet og resiliens i økosystemfunksjoner.

Akkurat hvordan effektene endres når påvirkningen endres, er et viktig spørsmål: Er sammenhengen noenlunde lineær, eller finnes klare terskelverdier, altså gitte doser der responsen øker kraftig?

Når det gjelder fragmentering ved at opprinnelig habitatareal reduseres og stykkes opp, viser en rekke studier et slags s-formet mønster for antall arter, der man ser liten endring i respons i starten, men en akselererende endringsrate når habitatreduksjonen når et visst nivå (**figur 3.4**). I mange økosystemer finnes det med andre ord terskelverdier der fortsatt habitatreduksjon vil føre til dramatisk redusert overlevelsessevne for tilknyttede arter. Flere teoretiske studier har simulert populasjonsutvikling av ulike arter ved økende fragmenteringsgrad og påvist en slik terskelverdi ved 20-40% av gjenværende opprinnelig habitat (Andrén 1994, Fahrig 1997). Andre studier nyanserer dette bildet og peker på at enkeltarter kan være sårbare for fragmentering også ved langt høyere andeler av gjenværende intakt habitat (With og Crist 1995).

Det er med andre ord betydelig kunnskapsmangel både når det gjelder hvor vanlig slike terskelverdier er i økosystemene, og hvordan denne kunnskapen best kan overføres til praktisk landskapsforvaltning og arbeid med grønn infrastruktur.

3.5.2 Sumvirkning og samlet belastning

I arbeidet med å sikre en grønn infrastruktur kan det være nødvendig å se på den totale effekten av mange påvirkninger – altså hvordan den samlede belastningen fra naturinngrep, arealbruk, klimaendringer, fremmede organismer, forurensing og annen menneskelig aktivitet kan påvirke økosystemene.

Dette gjelder både sumvirkninger (effekt av mange små påvirkninger) og samlet belastning, dvs effekten, av ulike påvirkninger: Ett enkelt inngrep kan ha begrenset betydning for en arts overlevelse eller ivaretagelsen av en naturtype, men dersom det blir mange inngrep av samme slag, kan sumvirkningen av inngrepene bli stor. Tilsvarende kan den samlede belastningen av det konkrete inngrepet, sammen med andre typer inngrep og andre påvirkningsfaktorer (f.eks. klimaendringer), være langt større enn påvirkningen av det konkrete inngrepet alene.

Disse prinsippene er nedfelt i naturmangfoldloven, der prinsippet om økosystemtilnærming og samlet belastning skal sikre at de ulike påvirkningsfaktorene ses i sammenheng og at den totale belastningen på arter, naturtyper og økosystemer ikke overstiger tålegrensen slik de er definert i lovens §§ 4 og 5. Bedre kunnskapsgrunnlag om grønn infrastruktur vil kunne være med på å motvirke en bit-for-bit-nedbygging og gradvis forvitring av områder som er viktige for naturmangfoldet.

3.6 Landskapsøkologiske prinsipper for grønn infrastruktur

Kunnskap om landskapsøkologi utgjør et viktig grunnlag for å utvikle en grønn infrastruktur. I dette kapitlet har vi oppsummert en del slik kunnskap, og ut fra denne kan vi trekke noen konklusjoner om hva som særlig bør vektlegges i utformingen av en grønn infrastruktur (se bl.a. Dramstad mfl 1996, Appelqvist 2005):

- Betydningen av landskapsstrukturens arealer og elementer varierer mye mellom ulike arter og for ulike økologiske prosesser. Det finnes derfor ikke én bestemt landskapsstruktur som tilfredsstiller alle deler av naturmangfoldet. Vi kan imidlertid anta at en landskapsstruktur som ligger nær den naturen selv har produsert gjennom ulike naturgitte forstyrrelser og suksesjoner, gitt stedegent terreng og klima, også vil være mest gunstig for å ivareta arter og økosystemprosesser i de aktuelle natursystemene.
- Naturen varierer langs en rekke mer eller mindre veldefinerte økologiske gradienter, med gradvise overganger mellom ulike naturtyper. Likevel vil det i noen natursystemer la seg gjøre å identifisere og avgrense arealer og landskapselementer som framstår som forholdsvis distinkte sammenlignet med omgivende arealer. Landskapet kan da beskrives som et system av ulike distinkte habitatflekker omgitt av klart avvikende «bakgrunnsareal» (matriks), ev. sammenbundet av habitatkorridorer. Alternativt kan arealene i landskapet beskrives som en mosaikk av forskjellige arealtyper med ulike egenskaper, uten noe veldefinert «bakgrunnsareal». Større arealer som veksler mellom nærstående habitat typer kalles ofte komplekser, f.eks. myrkompleks – disse vil stort sett kreve lik forvaltning.
- Store områder av en gitt naturtype vil gi livsmuligheter for flere individer av flere arter enn små områder av samme type. Det skyldes dels at store områder gir plass til flere leveområder, at de kan tilby leveområder for arter med store arealkrav, og at store områder også gjerne vil ha mer variert habitat enn små områder og dermed by på flere ulike livsmuligheter for artene. Dessuten vil små områder ha større andel av arealet som kan bli påvirket av kanteffekter. Hva som er et tilstrekkelig stort område for de fleste artene knyttet til et gitt natursystem, er ikke gitt og vil avhenge av de økologiske forholdene i området sammenlignet med forholdene i omgivelsene, foruten artenes habitatkrav og spredningsevner.
- Områder som avviker i særlig grad fra arealet i omgivelsene, vil bli påvirket av abiotiske og biotiske forhold i omgivelsene. Slike effekter vil særlig påvirke en sone i ytterkant av området. Hvor bred en slik sone med kanteffekter vil være, vil avhenge av kontrasten mellom området og omgivelsene og type påvirkning. En kantsone på 100 m vil trolig være påvirket i større eller mindre grad av flere ulike påvirkninger fra omgivelsene, men

enkelte påvirkninger kan ha effekt mer enn 1 km inn i området. Med en kantsone på 100 m bør sirkelformete områder være på minst 363 daa dersom minst 50% av arealet med stor sannsynlighet skal unngå mulige negative påvirkninger fra omgivelsene.

- Fragmentering av en gitt naturtype eller habitat vil vanligvis både redusere mengden av den aktuelle naturtypen, føre til at de enkelte flekkene av naturtypen blir mindre, øke andelen areal utsatt for kanteffekter, og øke gjennomsnittlig avstand mellom flekkene. Om redusert total mengde habitatareal eller økt avstand mellom og reduksjon i de enkelte habitatflekkenes størrelse er viktigst, vil avhenge av artene som påvirkes og deres opplevelse av skalaen for fragmentering. Ofte vil effekter av økt avstand mellom og redusert størrelse av habitatflekker særlig vise seg når total mengde av habitat er redusert til mindre enn 30% av opprinnelig mengde i et landskap.
- Sammenhengene mellom ulike arealer og elementer i det fysiske landskapet (strukturell konnektivitet) kan si oss noe om potensialet for arters livsmuligheter. Hvordan artene faktisk bruker og flytter seg mellom disse arealene og elementene i landskapet (funksjonell konnektivitet) vil imidlertid avhenge av artenes habitatkrav og spredningsevne. For å få et inntrykk av de mulige økologiske sammenhengene i landskapet ut fra den fysiske landskapsstrukturen må vi legge til noen generelle forutsetninger om arters leveområder og spredningsevner. Generelt vil de fleste individer eller spredningsenheter kunne spre seg over forholdsvis korte avstander (f.eks. få hundre meter for kryptogamer i skog), mens det av og til vil være noen individer eller spredningsenheter som kan spre seg langt (mange kilometer). Flertallet av arter vil ha dårlige spredningsmuligheter over store avstander der arealene i liten grad tilfredsstiller artenes økologiske krav. Unntaket er arter med spredningsenheter som er spesielt tilpasset spredning gjennom slike avvikende habitater (f.eks. spredning av frø med vann eller sporer gjennom luft).

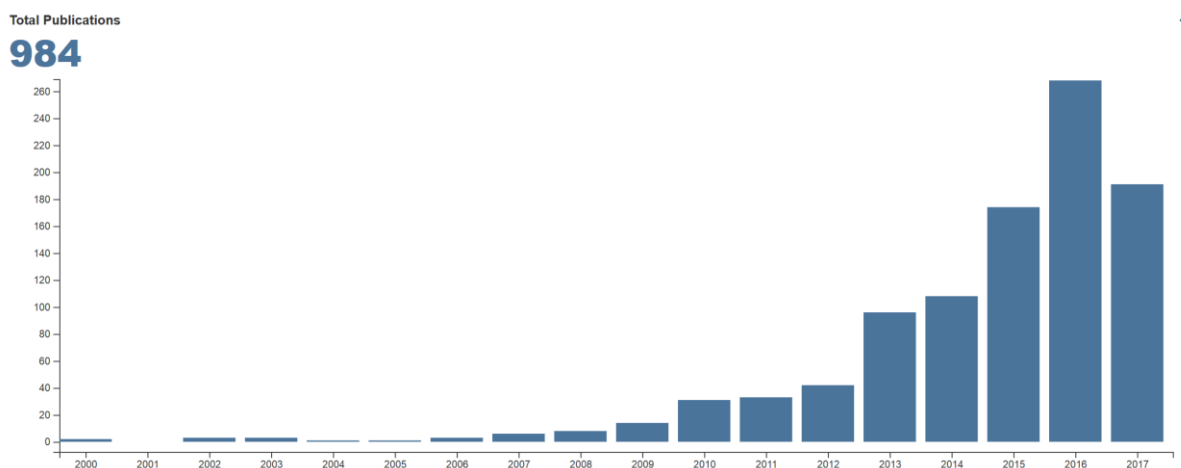
4 Landskapsøkologiske sammenhenger og grønn infrastruktur internasjonalt

4.1 Konsept og angrepsmåter

De siste tiårene har vi sett et skifte i landskapsforvaltningen i Europa og til dels også øvrige deler av især den vestlige verden. Tre årsaker kan trekkes fram som viktige: For det første har vi fått økt kunnskap og oppmerksomhet rundt økosystemtjenester, inkludert naturens rolle i klimatilpasning. Derne har vi fått en økt erkjennelse av sammenhengene mellom grønne arealer og menneskets helse og trivsel. Til sist har vi sett økt fokus på sammenhenger mellom arters levesteder i både tid og rom. Disse trendene møtes og bindes sammen, både i akademisk litteratur og i politikk og forvaltningspraksis, i tilnærmingen som kalles grønn infrastruktur (Laforteza mfl 2013).

Den vitenskapelige litteraturen på feltet er økende. Et søk i Web of Science, en av de sentrale basene for vitenskapelig litteratur, viser en klar økning fra om lag 2008 – fra mindre enn fem artikler i året, til mer enn 250 artikler i 2016 (**figur 4.1**). Mange av artiklene beskriver spesifikke eksempler på initiativ rundt grønne infrastrukturer – hvordan elementene er definert og bygget sammen til kart og oversikter. Andre beskriver mer konseptuelle utfordringer, som koblingen mellom grønn infrastruktur og økosystemtjenester, eller hvordan sosiopolitiske og institusjonelle faktorer påvirker arbeidet med grønn infrastruktur.

I dette kapittelet gir vi eksempler på hvordan økt fokus på landskap og sammenbinding (konnektivitet) er fulgt opp i praksis i andre land og i internasjonale sammenhenger. Kapittelet gjør ikke krav på å være en full gjennomgang av internasjonal litteratur. Vi har snarere ønsket å trekke fram ulike eksempler som vi tenker kan ha nytte- og overføringsverdi til norske forhold.



Figur 4.1 Økningen i antall artikler når man søker i den vitenskapelige artikkelbasen Web of Science, på søkeordet «Green infrastructure» og fordeler treffene på publiseringsår. Hentet ut 3. oktober 2017.

Lik målsetting, ulike angrepsmåter

En overordnet ambisjon om å se økosystemene i sammenheng – som kan sies å inkludere begrepet grønn infrastruktur – inngår i en rekke sentrale internasjonale avtaler og konvensjoner. I Aichimålene understrekes det for eksempel at verneområder og andre bevaringstiltak skal være «*godt sammenhengende systemer*» (KLD 2013). En tilsvarende ambisjon ligger også implisitt i f.eks. Ramsar-, Bonn- og Bern-konvensjonene, og i EUs naturvernarbeid gjennom habitat- og artsdirektiv og virkemiddelet Natura 2000 (Jongman mfl 2011).

Målsettingen med grønn infrastruktur er det betydelig enighet om i disse transnasjonale initiativene: Det er å bevare natur og biodiversitet, samtidig som det legges til rette for nødvendig, bærekraftig bruk av naturressursene. Ofte formuleres det som at grønn infrastruktur skal forme et økologisk rammeverk for en sunn sosial, økonomisk og miljørettet utvikling i omgivelsene (Jongman mfl 2011). En fersk definisjon fra Europakommisjonen kan tjene som eksempel: Grønn infrastruktur skal sikre økosystemenes bevaring, konektivitet og leveranse av økosystemtjenester, og øke deres motstandsdyktighet mot endringer (resiliens). Samtidig skal grønn infrastruktur avhjelpe negative effekter av klimaendring og fremme integrert arealplanlegging og en grønnere økonomi (EC 2016).

Dersom vi forflytter oss fra konvensjoner og rapporter og over i håndfast forvaltningsvirkelighet, blir bildet straks mer komplekst. Én utfordring er at det ikke eksisterer et entydig sett av begreper innen fagfeltet. Dermed vil man finne at ulike institusjoner, land og fagtradisjoner opererer med forskjellige begrep, som grønn infrastruktur, grønne nettverk, økologiske nettverk, grønne belter (greenbelt, greenway, greenspace), landskapskonnektivitet osv. En oppsummering av en rekke ulike definisjoner kan finnes i en rapport fra Det europeiske miljøbyrået (EEA) (s 32 i EEA 2011b).

En annen utfordring er at konseptet anvendes på ulike romlige skalaer, med tilhørende ulikheter i innhold. Litt forenklet kan vi trekke opp to hovedretninger basert på skala:

(1) Lokale, ofte urbane, prosjekter med fokus på byutvikling og -planlegging, og vekt på ivaretagelse av grønne strukturer i tettbygde strøk. Her er målsettingene ofte koblet til mer tekniske aspekter som luftkvalitet, håndtering av overflatevann osv, i tillegg til å sikre menneskers behov for grønne arealer. Tradisjonell grøntstrukturplanlegging i Norge går inn under denne hovedretningen. Sikring av levesteder for artsmangfoldet er også en del av målsettingen i disse prosjektene, men har sjelden hovedfokus – det er mer som en ekstra bonus. Det gjenspeiles for eksempel i at kravene til kvalitet på kjernearealer, i form av ikke-nedbygd natur, ofte kan være lavere i by-fokuserte prosjekter enn i prosjekter på større romlig skala.

(2) Prosjekter på regional, nasjonal eller transnasjonal skala legger gjerne mer vekt på ivaretagelse av biodiversitet og habitater, og på å sikre sammenhengende «naturlige» arealer mot arealendring, nedbygging og barrierer. Her fungerer arealer som er viktig for biodiversitet, ofte som byggeklosser, i form av kjerner og/eller korridorer. Det legges mer vekt på at ikke-nedbygd natur kan ha ulik kvalitet med tanke på å fungere som levested for de mest sårbare delene av naturmangfoldet.

I det følgende vil vi gå gjennom tre eksempler på hvordan konseptet grønn infrastruktur er fulgt opp i andre land. Vi vil beskrive målsettinger, angrepsmåter og metoder som er benyttet i arbeidet og hvordan arbeidet er tatt i bruk i forvaltning og forskning.

4.2 Sverige: Grøn infrastruktur

I Sverige har Naturvårdsverket fått i oppdrag å koordinere arbeidet med å utvikle en fungerende grønn infrastruktur for svenske land-, vann- og havområder. Arbeidet skal skje i samarbeid med en rekke nasjonale og regionale myndigheter (*«länsstyrelserna, Havs- och vattenmyndigheten, Statens jordbruksverk, Boverket, Trafikverket, Skogsstyrelsen, Riksantikvarieämbetet och andra berörda myndigheter och aktörer på lokal och regional nivå när så är relevant»*).

Fram mot høsten 2018 skal landets 21 len sammenstille regionale handlingsplaner for grønn infrastruktur. Ambisjonen er at arbeidet skal avsluttes innen 31. oktober 2018 – da skal grønn infrastruktur være en naturlig del av samfunnsplanleggingen i Sverige.

Det er også satt av betydelige midler (27 millioner SEK) til forskningsprosjekter som skal fungere som støtte for myndighetens arbeid.

Målsetting

Målsettingen med den svenske satsingen er å bevare det biologiske mangfoldet og økosystemtjenestene – i et helhetsperspektiv der man tar hensyn til økologiske sammenhenger. Her defineres grønn infrastruktur som et økologisk funksjonelt nettverk av livsmiljø og strukturer, naturområder, samt menneskeskapte element som utformes, brukes og forvaltes slik at biologisk mangfold bevares og økosystemtjenester som er viktige for samfunnet, fremmes i hele landskapet.

Gjennom regionale handlingsplaner som utarbeides i dialog med brukere, myndigheter, ideelle organisasjoner osv, skal man identifisere naturområder, biotoper, strukturer og elementer i landskapet som skaper en økologisk sammenheng i landskapet. Det er laget en lang rekke dokumenter som skal være til hjelp i det svenske arbeidet med grønn infrastruktur.

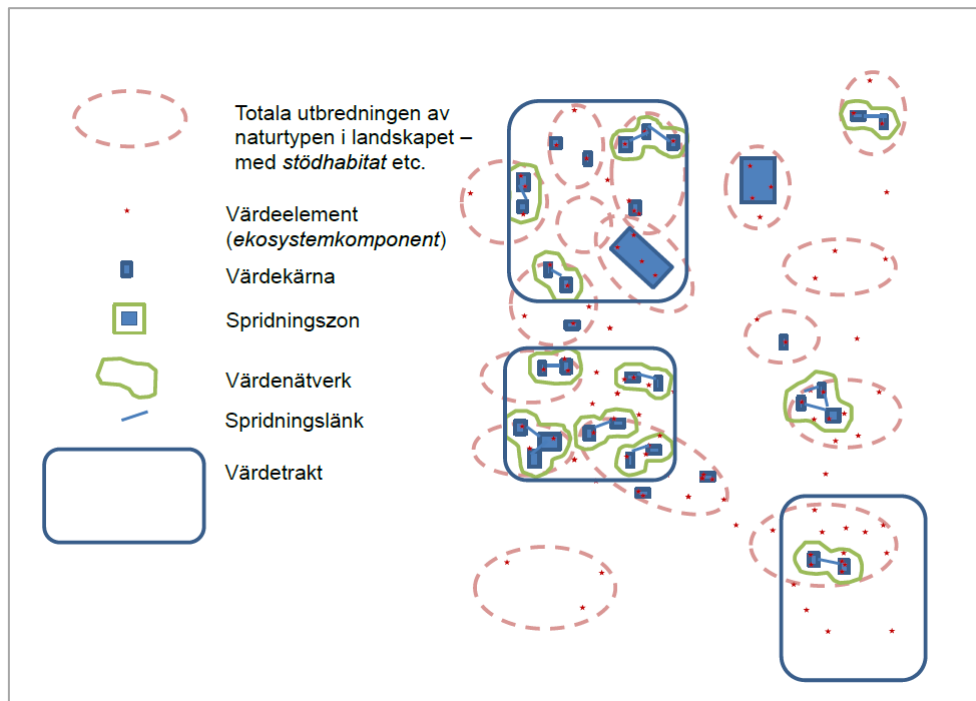
Metodikk

Grunnsteinen i arbeidet er lensvise handlingsplaner. Disse er foreslått å følge en fem-trinns vurdering av kvaliteter:

- 1 *Naturtypebasert kartlegging og analyse*
Her inngår grunnleggende opplysninger om utbredelse, tetthet og plassering av lenets naturtyper, samt en beskrivelse av kvaliteten på disse i ulike perspektiv (biologisk mangfold, arter, økosystemtjenester og klima). Deler av dette er kartbasert informasjon, mens andre deler er tekstlige beskrivelser.
- 2 *Prioriterte sammenhenger*
Dette er en mangelanalyse der man skal identifisere naturmiljø som er spesielt viktige å håndtere på landskapsskala, f.eks. overganger mellom landskapstyper eller andre elementer som ikke fanges opp av naturtypeperspektivet i punkt 1.
- 3 *Beskrivelse av arter og livsmiljø som er spesielt sårbare i regionen*
Beskrivelsen baseres på de to foregående trinnene.
- 4 *Kartlegging av økosystemtjenester*
Her beskrives økosystemtjenester som er tilknyttet naturtypene og de prioriterte sammenhengene. Ulike kartgrunnlag inngår, f.eks. over lenets naturgitte forutsetninger.

5 Trusler, påvirkninger og risikoscenarier

Med hjelp av kunnskap om trusler, påvirkningsfaktorer og klimaforandringer – inkludert effekter av klimaendring – identifiserer man spesielt utsatte naturtyper og arter, samt foreslår tiltak for å forbedre situasjonen for disse.



Figur 4.2 Stilisert skisse over seks begreper i arbeidet med grønn infrastruktur som har som målsetting å karakterisere et landskap med kvaliteter innen en viss naturtype. (Naturvårdsverket 2017)

Verdiområder – et konkret eksempel fra skog

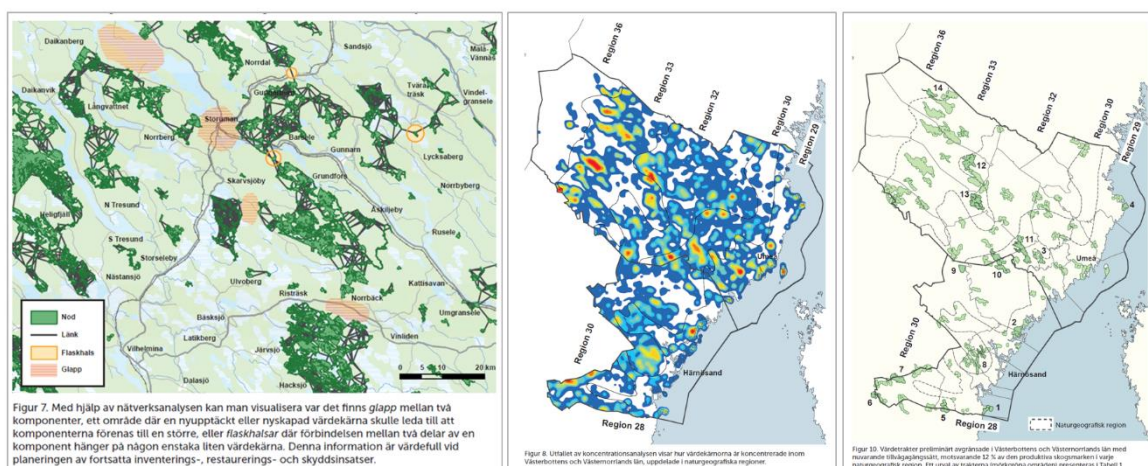
En viktig del av det svenske grunnlaget for grønn infrastruktur er begrepet «värdetrakt», som kan oversettes til «verdiområde» eller «områder av nasjonal naturverninteresse» (figur 4.2). Dette er den største informasjonsbærende enheten i planleggingen av grønn infrastruktur og angir områder som skal prioriteres for bevarings- og restaureringstiltak. Verdiområder er definert som landskapsdeler med særskilt høye økologiske bevaringsverdier. Et verdiområde har en vesentlig høyere tetthet av «verdikjerner» eller verdifulle kjerneområder («värdekärnor») for dyr- og planteliv, inkludert biologisk viktige strukturer, funksjoner og prosesser enn det som fins i det omgivende landskapet.

Størrelsen på verdiområdene varierer, men avgrenses ofte gjennom GIS-analyser av rasterdata, for eksempel i form av analyser av verdikjerner ved hjelp av bevegelige utsnitt av fast størrelse (moving windows) over kartet innenfor en sirkel med radius på minst 2 km.

Rapporten «Grön infrastruktur i det boreala skogslandskapet» beskriver arbeidet med å få fram slike verdiområder for større skogslandskap i Västerbotten nord i Sverige (Länsstyrelsen Västerbotten 2016). Her tas tre ulike metoder i bruk: Nettverksanalyse, konsentrasjonsanalyse og områdeanalyse.

Nettverksanalysen undersøker hvordan man så effektivt som mulig kan skape et nettverk av verdikjerner som dels er tilstrekkelig store til å opprettholde levedyktige populasjoner av de fleste skoglevende organismer, dels ligger tilstrekkelig nær andre verdikjerner til at organismene skal kunne forflytte seg mellom dem. Konsentrasjonsanalysen identifiserer, innenfor hver naturgeografisk region, de største og tetteste konsentrasjonene av verdikjerner, med gradvis overgang mot mindre tette.

Områdeanalysen bygger på konsentrasjonsanalysen, men i stedet for gradvise overganger defineres områder etter en bestemt terskelverdi (**figur 4.3**).



Figur 4.3 Figuren viser eksempler på tre ulike GIS-analyser som er benyttet i arbeidet med å bygge opp et grønt nettverk i skog i Nord-Sverige. Med utgangspunkt i verdikjerner og forbindelser har man testet ut, fra venstre mot høyre hhv nettverksanalyser, konsentrasjonsanalyser og områdeanalyser. (Länsstyrelsen Västerbotten 2016)

Bruk

De regionale handlingsplanene skal både fungere som et underlag for planlegging av konkrete tiltak og for å tilpasse bruk og hensyn. Bruken kan oppsummeres i tre hovedformål:

- rammeverk for landskapsplanlegging av offentlige naturverntiltak
- grunnlag for landskapsplanlegging av en bærekraftig arealforvaltning, og kunnskapsgrunnlag for samarbeid mellom ulike aktører (inkl. konsekvensanalyser)
- grunnlag for fysisk planlegging, i henhold til lovverket

Tanken er at kommunene skal ta utgangspunkt i disse regionale planene og gjøre relevante vurderinger og sammenveieringer i aktuelle saker, ev. med støtte fra lenet. For at kommunene skal kunne ta hensyn til en regional grønn infrastruktur i sin planlegging, trengs både avgrensninger på kart og beskrivelser av hvordan man bør ta relevante hensyn.

Mer informasjon

Ytterligere informasjon om det svenske arbeidet med grønn infrastruktur finnes i en lang rekke rapporter og dokumenter, samlet på nettsidene <http://www.naturvardsverket.se/gron-infrastruktur> og <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Samhallsplanering/Gron-infrastruktur/>.

4.3 USA: Living Atlas of the World – The green infrastructure collection

Dette er et nettsted som samler infrastruktur-relaterte kart i det som betegnes som et «levende atlas» (se adresse til nettside under Mer informasjon). Her finnes data, kart og verktøy som skal fungere som støtte for strategier for grønn infrastruktur i USA på både regionalt, kommunalt, og bynivå. Nettstedet er laget av en tilbyder av GIS-programvare (ESRI) i samarbeid med en ideell organisasjon som arbeider med grønn infrastruktur (Green Infrastructure Center, Inc. (GIC), se adresse til nettside under Mer informasjon).

Målsetting

Målsettingen er å tilby kartdata og kartløsninger som kan benyttes på ulike romlige skalanivåer til å bygge en grønn infrastruktur – uten at det er spesifisert nøyaktig hvordan det skal gjøres. Her finnes kart sortert i ulike hovedgrupper: Økologiske verdier (skogdekke, intakte kjerneområder, verneområder osv), kulturelle og turisme-relaterte verdier (historisk viktige steder, utsiktsteder, stinett, nasjonalparker), faresoner (flom, skogbrann osv).

Metode

I Firehock og Walker (2015) beskrives en temmelig grov og overordnet framgangsmåte for å definere kjerner og korridorer. Når det gjelder kjerneområder, ser man egentlig bare etter noenlunde intakte naturområder av en viss størrelse (som varierer med region og tilgjengelige data, uten at noe mer er spesifisert). For å finne disse, tar man utgangspunkt i kartinformasjon om tema som arealdekke og arealbruk, infrastruktur, urbanisering, vannkvalitet og biodiversitet (både modellerte data og feltdata). Nettsidene har eksempler på nedlastbare kart over kjerneområder, også kalt «intact habitat areas». Dette er definert som områder uten vesentlige inngrep (undisturbed) som er minst 400 dekar store (100 acre) og minst 200 meter i bredde.

Disse skal så bindes sammen med korridorer. Korridorer bør ifølge retningslinjene i Firehock og Walker (2015) være minst 300 m brede og identifiseres ved hjelp av manuelle, visuelle søk i kartdata, eller ved hjelp av GIS-analyser. Et eksempel på slik GIS-analyse er modeller, som «least cost path»-analyser, som med utgangspunkt i strukturer som enten hemmer eller fremmer bevegelse, peker ut de antatt beste forbindelseslinjene i landskapet.

Bruk

Informasjonen er tenkt å gi data og verktøy som er nødvendige for å lage planer for grønn infrastruktur på ulike romlige skalaer. Sidene gir eksempler på planer på delstatsnivå, for Virginia, New York, Arkansas og Nord- og Sør-Carolina. Det finnes også, som nevnt over, en omfattende rapport tilgjengelig, med motivasjon og beskrivelse av overordnet framgangsmåte (Firehock og Walker 2015).

Mer informasjon

Nettstedet har adresse <http://www.esri.com/about-esri/greeninfrastructure>. Det finnes også mye relevant info om dette arbeidet på nettsiden til den frivillige organisasjonen <http://www.gicinc.org/index.htm> og i boka de har skrevet (Firehock og Walker 2015). Arbeidet er også beskrevet i ulike videoklipp på ESRI's hjemmeside: <http://www.esri.com/videos/search?q=%22green%20infrastructure%22#?sortby=relevance&channels=esri,Events,ArcGIS,Industries,ArcGIS,esri>

4.4 Europa: The Pan European Ecological Network (PEEN)

ECNC European Centre for Nature Conservation er en privat organisasjon som arbeider for bevaring og bærekraftig bruk av Europas natur, biodiversitet og landskap. Organisasjonen jobber tett på både nasjonale og overnasjonale organisasjoner, som FN, Europakommisjonen, EEA og Europarådet. ECNC har en egen satsing på grønn infrastruktur og har i samarbeid med en rekke andre aktører utarbeidet kart over grønn infrastruktur for Europa. Kartene er utarbeidet for tre regioner, Sørøst-Europa, Vest-Europa og Sentral- og Øst-Europa (<https://www.ecnc.org/ecological-network-maps/>). Metoden som beskrives under, er basert på metodikken brukt for Vest-Europa (Jongman mfl 2006).

Målsetting

Målsettingen til «Pan-European Ecological Network» er å utvikle et sammenhengende nettverk av områder av høy verdi for biodiversitet – i praksis internasjonalt og nasjonalt vernet områder i kombinasjon med andre egnete habitater, med et mål om langsiktig bevaring av Europas viktigste økosystem, habitater og arter.

Metode

Metoden baserer seg på en identifisering av kjerneområder der man tar utgangspunkt i arealdekkekart. Her identifiseres kjerneområder etter tre kriterier: Størrelse, naturnærhet (naturalness) og betydning for hjemmehørende arter. Dernest bruker man forekomst av indikatorarter – i praksis sensitive store pattedyr og fugl, basert på habitat- og fugledirektivet i EU – til å identifisere større, ikke-fragmenterte områder. Større elver uten reguleringer og andre påvirkninger ble brukt som proxy for vandrende fisk.

Man beregnet så minimum arealstørrelser for ulike habitater, basert på kunnskap om artenes krav. Tre ulike terskelnivåer ble brukt:

- svært store områder som var mer enn 5 ganger minimum arealstørrelse, og skulle dekke langsiktig overlevelse av alle aktuelle arter med høy sannsynlighet,
- store områder som var dobbelt så store som minimumsarealet,
- områder av suboptimal størrelse med maksimalt 70% av aktuelle arter i langsiktig levedyktige populasjoner.

I tillegg utførte man et grovsøk etter aktuelle områder for sammenbindingsarealer/korridorer. Disse er basert på en rekke kriterier: migrasjonsruter for fugl, tetthet av skog pr km² i områder mellom kjerneområder med behov for sammenbinding, forekomst av heterogene jordbrukslandskap, forekomst av fjellkjeder, forekomst av elver med ulike nivåer av påvirkning.

Bruk

Arbeidet munner ut i tre kart, for ulike deler av Europa, som viser potensielle kjerneområder for økologisk viktige nettverk. Kartene viser kjerneområder og søkeområder for mulige korridorer. Kartene er laget på et overordnet nivå, og er mer ment å indikere viktige områder og sammenhenger, enn å fungere som et direkte grunnlag for beslutninger og implementering.

Mer informasjon

I tillegg til den tekniske bakgrunnsrapporten for kartet over grønn infrastruktur i Vest-Europa finnes en oversikt over andre regionale eller nasjonale kart over grønn infrastruktur i Europa på nettsiden <https://www.ecnc.org/ecological-network-maps/>. Det finnes også eksempler relatert til

Natura 2000 på <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/eur-scientific-and-technical-research-reports/connectivity-natura-2000-forest-sites>, og andre eksempler på bruk av grønn infrastruktur i Europa på <http://www.ceeweb.org/work-areas/priority-areas/green-infrastructure/>.

4.5 Annen europeisk kartlegging av viktige økologiske strukturer

Det finnes også flere andre transnasjonale initiativ i Europa som kartlegger områder av stor betydning for en grønn infrastruktur på flernasjonalt nivå. Disse prosjektene er i hovedsak en systematisering og sammenstilling av allerede eksisterende områder under ulik grad av beskyttelse i respektive land. Her beskriver vi kort fire slike initiativer; European Green Belt project, Barents Protected Area Network BPAN og Emerald Network, og initiativer for restaurering av vassdrag.

European Green Belt

European Green Belt-prosjektet tar utgangspunkt i det tidligere jernteppet som delte Europa i nesten 40 år (**figur 4.4**). Grensesonen langs jernteppet ble mindre påvirket av inngrep og arealbruk enn det øvrige Europa, og sonen utgjør dermed en økologisk korridor, fra sør til nord. Den formelle etableringen av Green Belt Europe i 2003 bygget på allerede eksisterende lokale og regionale initiativer, som har blitt utviklet videre. Green Belt kobler i dag sammen 24 land og utgjør ryggraden i de østre delene av det Pan-europeiske økologiske nettverket (PEEN, se over). Hele 40 nasjonalparker og over 3200 verneområder ligger innenfor en 50 kilometers buffer på begge sider av beltet.

European Green Belt er organisert i fire regioner: Fennoskandia, Baltikum, Sentral-Europa og Balkan. Både nasjonale miljømyndigheter, som Miljødirektoratet, og et stort antall frivillige organisasjoner og ulike grupper er involvert i arbeidet.



Figur 4.4 Kart over European Green Belt, hentet fra <http://www.ecologicalnetworks.eu/html/maps/GreenBelt.php>

Barents Protected Area Network BPAN

Nord i Fennoskandia kobles det europeiske grønne beltet sammen med et annet initiativ, Barents Protected Area Network – BPAN <http://www.bpan.fi/>. Dette initiativet arbeider med å etablere et representativt nettverk av verneområder i Barentsregionen (**figur 4.5**) og støttes av Barents euro-arktiske råd, forumet for mellomstatlig samarbeid i Barentsregionen. Prosjektet implementeres av miljøforvaltning, forskere og frivillige organisasjoner i Finland, Sverige, Norge og det nordvestre Russland.

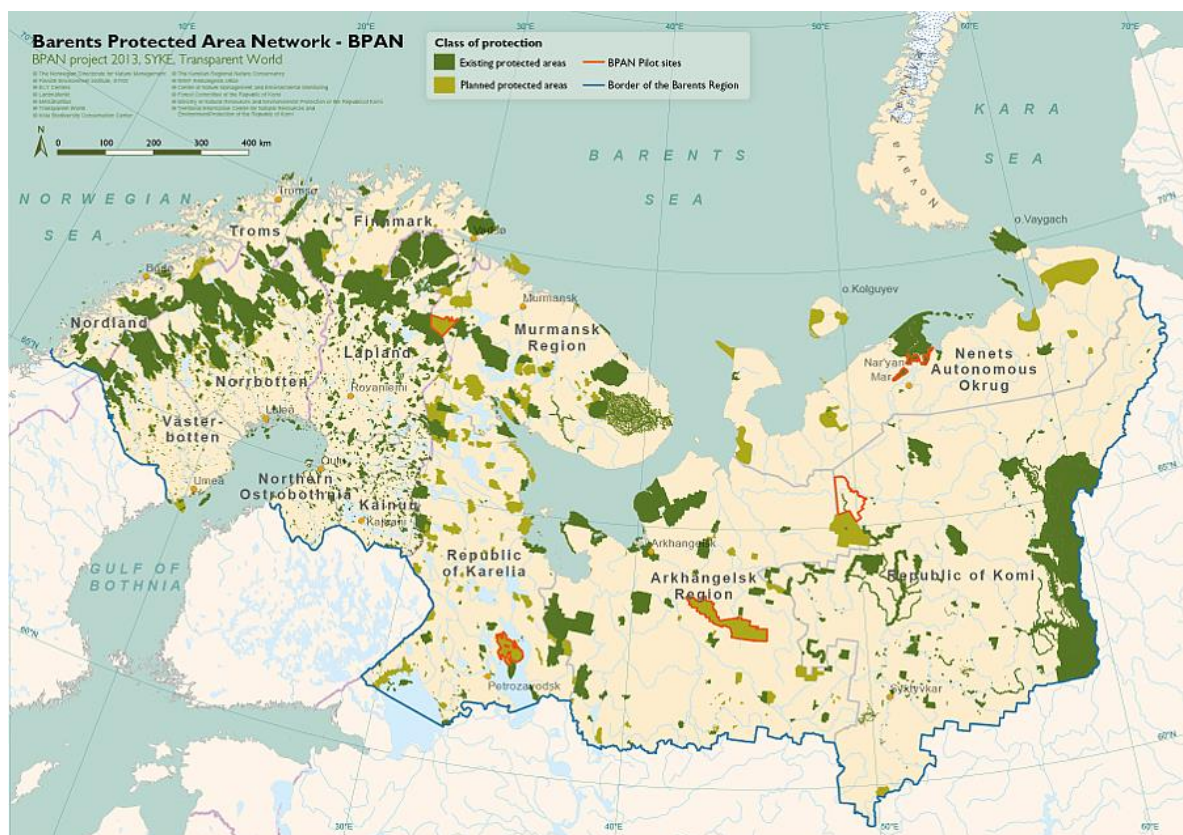
Emerald Network

Emerald Network er et nettverk av viktige områder for biologisk mangfold i Europa, under Bernkonvensjonen <https://www.coe.int/en/web/bern-convention>. Initiativet er et parallelt nettverk til EUs Natura 2000 og bygger i hovedsak på de samme forutsetningene.

Norge har forpliktet seg til å delta og å bidra inn i dette nettverket, og har gjennomført et pilotprosjekt der norske forpliktelser er utredet (DN 2007a). Implementeringen av nettverket i Norge samkjøres med nasjonalt områdevern etter naturmangfoldloven.

Interaktive kart over nettverket kan sees i innsynsløsningen:

<http://wab.discomap.eea.europa.eu/webappbuilder/apps/28/>.



Figur 4.5 «Barents Protected Area Network» med eksisterende og planlagte verneområder og øvrige områder utpekt som områder av høy bevaringsverdi («high conservation value areas»). (<http://www.barentscooperation.org/en/Working-Groups/BEAC-Working-Groups/Environment/Barents-Protected-Area-Network-BPAN>)

Restaurering av hydrologi og utforming av elver i Europa

De fleste av Europas vassdrag har opp gjennom århundrene blitt gjenstand for ulike inngrep for bl.a. å kontrollere flommer, sikre båttrafikk på elver, sikre vannforsyning til jordbruk, industri og befolkning, samt utvikle vannkraft. Slike inngrep har ofte ført til at vassdragenes naturlige utforming og hydrologi er blitt sterkt modifisert, med bl.a. barrierer mellom vassdraget og flommark langs elvebredden og mot naturlig forflytning langs vassdraget. Dessuten har kanaler og overføringstunneler skapt nye forbindelser mellom vassdrag i ulike nedbørfelt. For å bøte på de økologiske effektene av slike inngrep har en rekke forsknings- og forvaltningsprosjekter vurdert hvordan hydromorfologien i vassdrag kan restaureres for å gjenetablere mer robuste økologiske funksjoner, inklusive økologiske sammenhenger i vassdragene.

Et eksempel på et slikt prosjekt er *REFORM Restoring rivers for effective catchment management* (www.reformrivers.eu), et forskningsprosjekt som foregikk 2011-2015, under EUs 7. rammeprogram. Prosjektet har bl.a. utviklet et rammeverk for å vurdere den hydromorfologiske tilstanden i vassdrag på ulike romlige og tidsmessige skalaer. Prosjektet har også en rekke anbefalinger om hvordan endrete vassdrag kan restaureres og hvordan de økologiske resultatene av restaureringstiltak best kan overvåkes. Informasjonen er samlet i en egen wiki (http://wiki.reformrivers.eu/index.php/Main_Page).

4.6 Overføringsverdi til norsk arbeid med grønn infrastruktur

De internasjonale eksemplene beskrevet her har klar overføringsverdi til det norske arbeidet, både som inspirasjon og som konkret veiledning inn mot relevante og gjennomførbare metoder. Når det gjelder metodisk tilnærming, framstår det svenske arbeidet som mest relevant. Her er det lagt ned mye ressurser i å utrede fagbakgrunn, definere begreper, teste ulike GIS-metodikk for landskapsanalyser, og utarbeide en steg-for-steg metode for å lage regionvise handlingsplaner for grønn infrastruktur. I et videre norsk oppfølgingsarbeid vil det derfor være hensiktsmessig å dra veksler på erfaringer fra det svenske arbeidet.

5 Generelle kriterier for å identifisere og avgrense grønn infrastruktur

For å utvikle generelle kriterier for å identifisere relevante arealer og landskapselementer i den grønne infrastrukturen som skal ivareta landskapsøkologiske sammenhenger, må vi avklare følgende:

- Hva er målet med å ta vare på landskapsøkologiske sammenhenger?
- Hvilke landskapsøkologiske prinsipper kan vi bygge på?
- Hvilke typer arealer bør dette omfatte, hvor skal de ligge, og hvor store bør de være?

Mål for grønn infrastruktur

Som vi har skissert ovenfor (kap. 1), vil vi her avgrense oss til å vurdere grønn infrastruktur av særlig betydning for naturmangfoldet og viktige økologiske prosesser. Dette omfatter et stort mangfold av arter, naturtyper og økologiske prosesser. Uansett hvilket landskap vi måtte ha, vil dette landskapet kunne være godt egnet for noen og dårlig egnet for andre arter, naturtyper og økologiske prosesser. Vi må følgelig vurdere hvilke arter, naturtyper og økologiske prosesser det er særlig viktig å legge til rette for ved en bevisst forvaltning av landskapet for å ta vare på landskapsøkologiske sammenhenger.

I løpet av sin utviklingshistorie har mennesker i stadig større grad påvirket omgivelsene og omformet store deler av naturlandskapet til et menneskedominert kulturlandskap. De aller fleste villlevende arter er formet ved tilpasninger til det opprinnelige naturmiljøet der de har utviklet seg, dvs i et miljø med begrenset påvirkning av mennesker. Artenes ulike tilpasninger til sitt opprinnelige naturmiljø vil avgjøre i hvilket grad de også er tilpasset dagens og framtidens landskap. For noen av disse artene vil dagens landskap ha egenskaper og ressurser som byr på gode livsmuligheter. Dette er ofte arter med lite spesifikke krav til habitat, dvs generalister. For mange andre og gjerne mer spesialiserte arter vil imidlertid dagens landskap ha betydelige mangler og by på store utfordringer for artenes muligheter til å opprettholde livskraftige bestander.

Dersom vår målsetting med å ivareta landskapsøkologiske sammenhenger er å sikre bedre livsmuligheter for dagens artsmangfold og ta vare på viktige økologiske prosesser, synes det som vi særlig må forsøke å tilgodese de artene og prosessene som vil ha betydelige utfordringer i dagens og framtidens landskap. Det innebærer at den grønne infrastrukturen særlig bør omfatte areal typer og landskapselementer som enten allerede er eller vil bli vesentlig redusert i omfang og tilstand, sammenlignet med et mer opprinnelig naturlandskap (ev. et mer tradisjonelt drevet kulturlandskap for semi-naturlige naturtyper). Det tilsier også at den grønne infrastrukturen særlig bør omfatte arealer og elementer som kjennetegner økosystemer som fremdeles i hovedsak er preget av naturgitte prosesser, forstyrrelser og suksessjoner framfor sterk menneskelig påvirkning. Her er semi-naturlige naturtyper et unntak, siden disse er formet av menneskers tradisjonelle ressursutnyttelse.

Landskapsøkologiske prinsipper for grønn infrastruktur

Utvikling av en grønn infrastruktur bør bygge på den landskapsøkologiske kunnskapen som er oppsummert i kapittel 3. De ulike elementene i en grønn infrastruktur er oppsummert i tekstboksen på denne siden. De består av de arealene som utgjør selve ryggraden i infrastrukturen, dvs kjerneområder (eller habitatflekker) som vil være viktige økologiske funksjonsområder for arter og nøkkelområder for økologiske prosesser. I tillegg kommer arealer som kan være særlig egnet som spredningskorridorer for arter eller bidrar til å opprettholde økologiske prosesser. Øvrig areal, her kalt matriks eller bakgrunnslandskap, kan i mange tilfeller også brukes av artene eller inngå i økologiske prosesser, men har ikke den nøkkelrollen i den grønne infrastrukturen som kjerneområder og korridorer har.

Nøkkelelementer i grønn infrastruktur

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

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

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

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

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

Med en klar forestilling om hva slags naturmangfold som en grønn infrastruktur særlig skal ivareta, bør vi langt på vei kunne identifisere hva slags økologiske egenskaper som kjennetegner de ulike elementene i den grønne infrastrukturen. Ut fra dette bør vi kunne identifisere hvilke arealer som bør inngå som kjerneområder og korridorer. Gitt at den grønne infrastrukturen oftest skal tilgodese en rekke arter og økologiske funksjoner, kan det imidlertid være vanskelig å angi presist hva som skal kjennetegne kjerneområder og korridorer. Dermed må vi forsøke å identifisere økologiske egenskaper som kan tilfredsstille hovedtyngden av de artene og funksjonene som infrastrukturen skal tilgodese. En generell veiledning til å identifisere slike egenskaper ligger i målsettingen for den grønne infrastrukturen, nemlig egenskaper som kjennetegner områder preget av naturgitte økologiske prosesser og i mindre grad av menneskelig påvirkning.

Gitt at vi har en rimelig klar forestilling om hva slags arealer som bør inngå som kjerneområder og korridorer i den grønne infrastrukturen, kan landskapsøkologien veilede oss om hvor store slike elementer bør være og hvordan de bør være fordelt i forhold til hverandre:

- Kjerneområdene bør i utgangspunktet være store nok og ha en form som gjør at de ikke har vesentlige kanteffekter. Dette tilsier at de bør være på minst et par hundre dekar, og at de ikke bør ha altfor uregelmessig eller langstrakt form. Her må vi imidlertid ta hensyn til landskapets naturgitte struktur. Kjerneområder med størrelse og form som er godt tilpasset det opprinnelige landskapet, vil trolig også fungere godt økologisk.
- Mindre kjerneområder kan også fungere godt, gitt at de utgjør et tilstrekkelig stort samlet areal innen det lokale landskapet og uten for store avstander mellom områdene. Et landskap med minst 20% av arealet som kjerneområder vil trolig kunne ivareta livsmulighetene for mange arter knyttet til habitatet i kjerneområdene.

- Gode forbindelser mellom kjerneområder kan opprettholdes ved forholdsvis korte avstander mellom kjerneområdene eller ved velegnet habitat i korridorer mellom kjerneområdene. Vellykket spredning mellom kjerneområder vil også avhenge av hvor lang tid som er tilgjengelig, gitt artenes livssyklus og hvor store og levedyktig bestander de har i kjerneområdene. Avstander inntil hundre meter vil trolig ikke representere noe vesentlig spredningshinder for arter i terrestriske økosystemer, selv uten korridorer, gitt at det ikke finnes effektive barrierer. Mange arter vil også nokså lett kunne spre seg over avstander på et par kilometer. Gitt lang nok tid tilgjengelig for spredning, kan spredning også finne sted over avstander på flere titalls kilometer, selv for organismer der hver spredningsenhet normalt bare spres få meter.
- Korridorer vil bidra til tettere forbindelser mellom kjerneområdene. De bør ha en viss bredde for å by på egnet habitat, men krav til minste korridorbredde kan variere fra 5-10 meter til et par hundre meter for ulike organismer og økologiske prosesser. Brede korridorer vil være mer robuste overfor negativ påvirkning fra omgivelsene enn smale. Korridorer behøver ikke være sammenhengende, men kan bestå av egnete arealer med korte avstander mellom («stepping stones» eller «vadesteiner»). De kan imidlertid ikke være avbrutt av arealer eller elementer som fungerer som effektive barrierer, slik f.eks. trafikkerte veier vil være for villrein.
- Korridorer bør legges slik at de kan utnytte terrengstrukturer som fremmer forbindelser, f.eks. i dalfører, langs vassdrag eller kantsoner mellom ulike areal typer. Det er viktig at effektive barrierer unngås eller at det finnes forbindelser rundt eller på tvers av slike barrierer.
- En grønn infrastruktur av kjerneområder og korridorer bør tilpasses den naturgitte romlige skalaen og endringsmønstrer over tid for den aktuelle naturtypen og de tilhørende artene. For en grønn infrastruktur tilpasset hovednaturtyper med mange arter, må romlig skala tilpasses hovedmønstrer for naturtypen snarere enn mønstrer for enkeltarter.
- Pågående og kommende klimaendringer tilsier at de ulike elementene i en grønn infrastruktur bør gi rom for tilpasning til endrete miljøforhold og for forflytning til nye områder med mer egnete miljøforhold. Det innebærer at elementene i infrastrukturen bør være store nok til å dekke litt ulike miljøforhold, f.eks. områder med stor lokal topografisk variasjon, samt at korridorer bør gjøre det mulig med forflytning til høyere liggende områder, der terrenget ligger til rette for det.

Hva kjennetegner viktige kjerneområder og korridorer?

I kapittel 6 gir vi en mer konkret gjennomgang av kriterier som kan legges til grunn for utvalg av kjerneområder og korridorer i ulike hovednaturtyper. Her skisserer vi noen generelle kriterier for valg av kjerneområder for gitte hovednaturtyper. Slike generelle kriterier er dels økologisk baserte:

- Områder som er viktige for artsmangfoldet: konsentrasjoner av mange arter/mange individer, områder med relativt stor forekomst av unike og/eller truede/sjeldne arter, hotspot-habitater for artsmangfoldet (Evju mfl 2015).
- Områder med viktige økologiske funksjoner: viktige økologiske funksjonsområder for arter (som trekkområder, reproduksjonsområder, overvintringsområder), områder med

nøkkelfunksjoner for viktige økosystemprosesser (som høy produktivitet, vannhusholdning, kretsløp av næringsstoffer), større sammenhengende områder preget av naturlige prosesser og med lite menneskelig påvirkning.

- Områder med egenskaper som identifiserer dem som potensielt viktige for artsmangfoldet eller økologiske funksjoner: uten tekniske inngrep (jf f.eks. INON eller infrastrukturindeksen i NiN-landskap (Erikstad mfl 2013)), lite (moderne) menneskelig påvirkning, mengde av visse naturkvaliteter av betydning for artsmangfoldet over et visst nivå (f.eks. død ved, gamle trær).

Ulike formelle og andre avledete kriterier kan også legges til grunn for valg av kjerneområder. Med formelle kriterier mener vi her områder som er identifisert som særlig viktige for naturmangfoldet gjennom ulike nasjonale eller internasjonale forvaltningsprosesser. Grunnlaget for identifisering av slike områder er gjerne ulike typer av økologiske kriterier som skissert over, kombinert med andre samfunnshensyn. Dette kan også omfatte områder identifisert og avsatt som ledd i mer lokale forvaltningsprosesser for å ta vare på naturmangfold av stor betydning for friluftsliv, for å ivareta tradisjonell ressursbruk eller kulturelle verdier, f.eks. i samisk kultur.

- Områder identifisert gjennom formelle kriterier omfatter internasjonale verneområder (f.eks. Ramsar-områder⁶ eller Emerald Network-områder⁷), nasjonale verneområder, så vel som identifiserte viktige naturtypeområder med nasjonal eller regional verdi (bl.a. i Naturbase⁸). Det omfatter også andre viktige forekomster som er utpekt i nasjonale forvaltningsprosesser, som nasjonalt viktige kulturlandskap og nasjonale lakseelver. Dessuten omfatter det utvalgte naturtyper og leveområder for prioriterte arter etter naturmangfoldloven, forekomster av truede naturtyper og andre naturtyper identifisert som særlig interessante av forvaltningen – i den grad slike områder er kjent og kartlagt.
- Områder som allerede er identifisert å ha høy naturverdi («High Nature Value») ut fra ulike faglige eller forvaltningsmessige prosesser, f.eks. High Nature Value Farmland (Paracchini mfl 2008), Important Bird Areas⁹. Ikke alle slike internasjonale initiativer har nødvendigvis identifiserte forekomster eller arealer i Norge.

Som skissert over, vil korridorer ha noen av de samme økologiske egenskapene som kjerneområder, men av svakere kvalitet eller på mindre areal, slik at de kan egne seg til kortere oppholde og forflytning, men ikke til langvarig opphold for en levedyktig bestand. De er naturlig nok mer påvirket av kanteffekter (jf kap. 3.4, **figur 3.7**). De må være uten vesentlige barrierer mot forflytning. De kan gjerne være områder med naturgitte funksjoner som lineære forbindelser, f.eks. dalfører/ vassdrag, spesielle terrengstrukturer (brattkanter, kløfter o.a.), eller kantsoner mellom hovednaturtyper. Korridorer kan også utvikles på grunnlag av områder identifisert gjennom formelle prosesser (jf over), der disse har lavere kvalitet enn kjerneområdene, f.eks. kartlagte naturtypeområder med lokal verdi (DN 2007b).

⁶ <https://www.ramsar.org/>

⁷ <https://www.coe.int/en/web/bern-convention/emerald-network>

⁸ <http://www.miljodirektoratet.no/no/Tjenester-og-verktoy/Database/Naturbase/>

⁹ <http://www.birdlife.org/europe-and-central-asia/programmes/important-bird-and-biodiversity-areas-ibas-europe-and-central>

Hva kjennetegner matriks/bakgrunnslandskapet?

Matriks eller bakgrunnslandskapet, dvs det omgivende arealet som ikke er kjerneareal eller korridorer, kan også representere områder for forflytning mellom kjerneområder, men de er oftest mindre godt egnet enn korridorer, ved at forflytning gjennom matriks medfører lavere sannsynlighet for å nå nye velegnete kjerneområder. Hvor egnet matriks er for forflytning, vil variere med arealtype og hvilke landskapselementer som utgjør større eller mindre barrierer. Vanligvis vil en matriks med lignende naturtyper som i kjerneområdene være bedre egnet for forflytning av organismer mellom kjerneområdene enn naturtyper som avviker mye fra kjerneområdenes typer. For eksempel vil organismer knyttet til kjerneområder med gammel skog trolig lettere kunne forflytte seg gjennom en matriks med yngre drevet skog enn gjennom en matriks dominert av våtmark og ferskvann.

Restaureringspotensial

Visse deler av matriks kan ha et restaureringspotensial som framtidige kjerneområder eller korridorer. Slike deler vil gjerne ha et noe høyere innslag av egenskaper som kjennetegner kjerneområder eller korridorer, enn matriks generelt. Ved tilpasset arealforvaltning kan mengde og kvalitet av slike egenskaper økes tilstrekkelig til at områdene fungerer som kjerneområder eller korridorer. For eksempel kan områder med drevet skog ha et visst innslag av grov død ved eller gamle trær, et innslag som over tid kan økes ved tilpasset forvaltning, og som dermed kan gjøre områdene egnet som kjerneområder. Også tiltak for å fjerne spesifikke barrierer vil øke mulighetene for forflytning gjennom matriks og dermed skape korridorer.

Måling av økologisk sammenheng i landskapet

Den økologiske sammenhengen i et landskap av kjerneområder, korridorer og en matriks av ulike arealtyper vil avhenge av en rekke ulike faktorer:

- For det første vil det avhenge av hvor store kjerneområdene er og hvor godt er de egnet for langsiktig overlevelse av tilknyttede arter. Jo større kjerneområder, jo større bestander av tilknyttede arter vil de vanligvis ha, jo lenger vil disse bestandene kunne overleve i kjerneområdene, og jo flere «kolonister» eller spredningsenheter kan de sende ut over lang tid. Dette vil innebære større sannsynlighet for vellykket spredning og etablering av nye levedyktige bestander i nye kjerneområder, uavhengig av hvordan landskapets struktur ellers er utformet.
- Dessuten vil den økologiske sammenhengen avhenge av den funksjonelle avstanden mellom kjerneområdene, dvs en kombinasjon av den geografiske avstanden og hvor lett det er å ta seg fra et kjerneområde til et annet gjennom korridorer og de ulike arealtypene i matriks. Velegnete korridorer vil gjøre det lettere for individer å ta seg fram til nye kjerneområder enn den fysiske avstanden gjennom matriks skulle tilsi. Arealtyper i matriks med noen av egenskapene som i kjerneområdene, vil by på mindre motstand mot forflytning enn arealtyper som avviker mye fra typene i kjerneområdene.

Den økologiske sammenhengen eller funksjonelle konnektiviteten i et gitt landskap kan da i noen grad fanges opp ved følgende elementer:

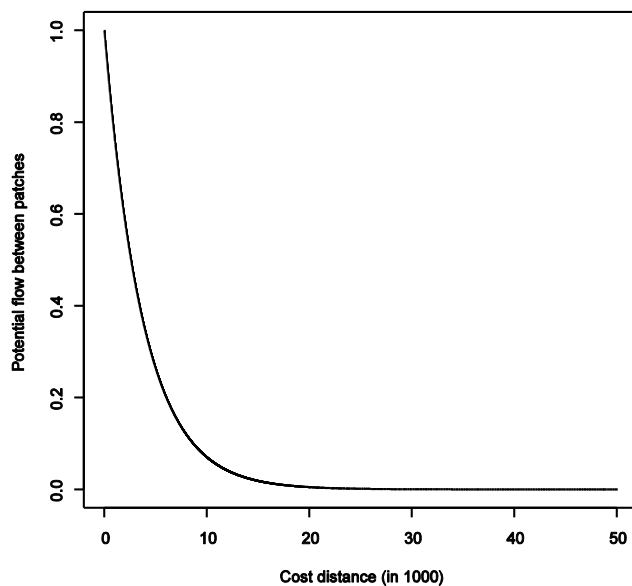
- Kjerneområdenes størrelser og arealtyper.
- Kjerneområdenes geografiske posisjoner i landskapet.
- Korridorer og ulike arealtyper i matriks, deres størrelse og geografiske posisjoner i landskapet.

- Forekomst av sannsynlige barrierer.
- En faktor for motstand mot forflytning gjennom korridorer og ulike arealtypene i matriks. Den funksjonelle avstanden, dvs den avstanden i distanse og tid som artenes spredningseenheter opplever, kan angis som en kombinasjon av geografisk avstand og spesifikke faktorer for motstand mot forflytning for de ulike arealtypene.
- En kurve som beskriver sannsynligheten for at en spredningseenhet vil kunne nå en viss avstand pr tidsenhet.

Det finnes flere ulike måter å beregne den funksjonelle konnektiviteten i et landskap ut fra disse elementene. I grafteori representeres strukturelle mønstre i landskapet som en serie med punkter (*noder*) som representerer habitatflekker, og lenker (*grafer*) mellom dem som identifiseres ved ulike analysemetoder. Framstad mfl (2012) benyttet grafteori for å beregne den funksjonelle konnektiviteten i nettverket av alle norske verneområder. De baserte seg på en spredningsmodell som vist i **figur 5.1** og et sett av verdier for motstand mot forflytning mellom verneområdene som vist i **tabell 5.1**. De hadde i denne sammenhengen ikke identifisert spesielle spredningskorridorer, men verdier for motstand gjennom slike korridorer kunne ev. settes til lavere verdi enn for de best egnede arealtypene i matriks. En rekke ulike mål på sammenheng eller barrierer i landskapet kan avledes fra et landskap representert i en grafteoretisk modell på denne måten.

En grafteoretisk tilnærming til analyse av sammenhengene i landskapet er komplisert og gir en rekke ulike mål på slik sammenheng som det kan være vanskelig å vurdere betydningen av. Det samme kan gjelde for mange av de eksisterende og nye teoriene og programvarepakkene som utvikles i høyt tempo (McGarigal og Marks 1995, Snäll mfl 2016, Kukkala og Moilanen 2017).

Andre, og enklere tilnærmingsmetoder kan være nettverksanalyser eller konsentrasjonsanalyser, som er testet ut for skog i Sverige (Länsstyrelsen Västerbotten 2016). Metodene måler den strukturelle konnektiviteten, dvs de geografiske sammenhengene, som ikke nødvendigvis reflekterer de mer funksjonelle økologiske sammenhengene (jf kap. 3.4.4). Spørsmålet er likevel om det er hensiktsmessig med mer kompliserte metoder når vi uansett ikke har oversikt over for eksempel habitatkrav for alle viktige enkeltarter.



Figur 5.1 Teoretisk spredning av organismer fra et punkt til andre punkter som følge av funksjonell avstand mellom punktene (dvs justert for motstand fra mellomliggende areal og andre landskapselementer). (Figur 2.3 i Framstad mfl 2012)

Tabell 5.1 Antatt motstand fra ulike typer av arealdekke for hypotetiske organismer knyttet til verneområdene generelt og til naturtypene ferskvann, myr, skog og åpent fjell, angitt i % av antatt motstand innen samme areal typer i verneområdene. En motstandsverdi på 700 indikerer 7 ganger større motstand enn om arealet hadde bestått av samme arealtype av samme kvalitet som i verneområdet. (Tabell 2.2 i Framstad mfl 2012)

Arealdekke og arealbruk	Alle typer	Ferskvann	Myr	Skog	Åpent fjell
1 Bygning	700	900	700	700	700
2 Tank	700	900	700	700	700
3 Kunstmark, Industriområde	700	900	700	700	700
4 Kunstmark, Lufthavn	700	900	700	700	700
5 Kunstmark, Tettbebyggelse	700	900	700	700	700
6 Kunstmark, Bymessig bebyggelse	700	900	700	700	700
7 Kunstmark, Steinbrudd	700	900	700	700	700
8 Semikunstmark, Sports/Idrettsplass	650	850	650	650	650
9 Semikunstmark, Steintipp	650	850	650	650	650
10 Semikunstmark, Golfbane	650	850	650	650	650
11 Semikunstmark, Alpinbakke	650	850	650	650	650
12 Semikunstmark, Gravplass	650	850	650	650	650
13 Semikunstmark, Park	650	850	650	650	650
14 Elv, Bekk	150	150	750	750	750
15 Ferskvann, Tørrfall	150	150	750	750	750
16 Innsjø	150	150	750	750	750
17 Myr	150	400	150	200	200
18 Skog	150	600	400	150	300
19 Snø, Isbre	600	700	700	700	600
20 Åpent Område, lavland	150	500	250	300	350
21 Åpent Område, fjell, lavalpin	150	500	200	300	150
22 Åpent Område, fjell, mellomalpin	150	500	250	350	150
23 Åpent Område, fjell, høyalpin	150	600	300	400	150
24 Havflate	1000	900	1000	1000	1000
25 Dyrket mark	500	500	500	600	500

Nettverksanalyse (Saura og Rubio 2010) er en videreutvikling og forenkling av grafteori og teorier for habitattilgjengelighet. Den samler konnektivitetsrelevante variabler i tre grupper som bidrar på ulik måte til landskapets sammenbinding. Landskapet betraktes å bestå av noder som er bundet sammen av lenker (som kan være habitat egnet for forflytning eller korridorer uten eget areal, der arter kan forflytte seg mellom noder). I praksis definerer man noder som kjerneområder av en viss minste kvalitet og over en viss størrelse, eller samlinger av mindre kjerneområder. Når to noder er nærmere hverandre enn en viss definert avstand, oppstår en lenke. Man kan prioritere opp lenker som inneholder korridorhabitat, enten som lineære strukturer eller i form av «vadesteiner» (stepping stones). Det resulterende kartet kan ev. brukes videre, til å definere større områder med spesielt høy tetthet av noder og lenker, eller til å peke på barrierer.

Konsentrasjonsanalyse har til hensikt å finne fram til områder der konsentrasjon av kjerneområder er høy. Metoden går ut på å dele landskapet opp i ruter (f.eks. 10 x 10 m eller 50 x 50 m), og beregne andelen kjerneområde i hver rute. For å unngå 'hull' vurderes også omgivelsene rundt hver rute, slik at ruter som ligger i kjerneområder vektas opp (f.eks. ved å benytte verktøyet Focal Statistics i ArcMap, slik man har gjort i et svensk eksempel (Länsstyrelsen Västerbotten 2016)). Basert på dette grunnlaget kan man lage et hotspot-kart, der isokliner angir grensene mellom delområder med ulik tetthet av kjerneområder. Som for nettverksanalyse kan dette kartgrunnlaget benyttes videre, f.eks. til å peke ut regioner med spesielt høy naturverdi.

6 Grønn infrastruktur i ulike hovednaturtyper

I forrige kapittel har vi skissert noen generelle kriterier for å identifisere elementer i en grønn infrastruktur. Disse kriteriene er dels basert på målsettingene for den grønne infrastrukturen (dvs å bidra til bevaring av naturmangfoldet) og dels en del relevante landskapsøkologiske prinsipper. Når vi skal tilpasse slike generelle kriterier til konkrete landskap og regioner, må vi tilpasse kriteriene til egenskaper ved de ulike natursystemene. Det skyldes at ulike natursystemer eller hovednaturtyper har ulike naturgitte landskapsmønstre og endringsprosesser og påvirkes av forskjellige menneskeskapte påvirkningsfaktorer. Dette har ulike konsekvenser for landskapsmønstre og endringsprosesser. I **vedlegg 1** er slike egenskaper summarisk opplistet for en rekke hovednaturtyper. Med utgangspunkt i en slik forståelse av de ulike hovednaturtypene har vi nedenfor skissert noen eksempler på grønn infrastruktur som kan bidra til å ivareta landskapsøkologiske sammenhenger. Hovednaturtyper brukes her i samme betydning som i KLD (2015), dvs som en grov karakterisering av noen vidt utbredte og allment kjente naturenheter. Deres tilknytning til typeinndelingen i Natur i Norge (Halvorsen mfl 2016) er forklart i hvert delkapittel.

6.1 Skog

Skog omfatter alle arealer der trær dominerer økosystemenes utforming. I Natur i Norge (NiN) omfatter de største arealene natursystemhovedtype fastmarkskogsmark (T4), men også flomskogsmark (T30) og ev. våtmarkshovedtypene myr- og sumpskogsmark (V2) og strandsumpskogsmark (V8). De to siste hovedtypene er i hovedsak interessante som skog når de økologiske egenskapene ved typene og påvirkningene på dem er knyttet til trærne. Ellers vil de normalt behandles som våtmark.

Fra naturens side finnes ulike skogtyper som en mosaikk mellom myr, ferskvann og åpen fastmark (over eller under skoggrensa). De ulike skogtypene er definert av nærings- og vann-tilgang på lokal skala. Regional variasjon i klimaet (særlig temperaturen) har betydning for hvilke treslag som forekommer, med edelløvtrær i de varmeste regionene og fjellbjørkeskog opp mot fjellet. Skogen formes av ulike forstyrrelsesmønstre på liten og stor skala, f.eks. varierende fra enkelttrær eller smågrupper av trær som blåser ned, til større sammenhengende brannområder eller stormfelling. Slike forstyrrelser følges av suksesjon der nye trær gradvis utvikler seg til eldre skog, inntil nye forstyrrelser starter prosessen på nytt. Større sammenhengende skogområder er særlig karakteristisk for de sentrale skogstrøkene på Østlandet, mens skogen er mer oppdelt av andre naturtyper og forekommer mer flekkvis mot fjellet, i Trøndelag og Nord-Norge, og spesielt i kyststrøkene fra Vest-Agder og nordover.

Påvirkninger av skog

Menneskers påvirkning på skogens struktur og endringsprosesser skjer i dag særlig i form av skogsdrift og nedbygging og fragmentering som følge av ulike former for infrastrukturbygging (bygninger, veier osv). Slik påvirkning fører til en reduksjon og fragmentering av skogarealet, samt en endring av treslags- og alderssammensetning og forekomst av viktige ressurser for artsmangfoldet som grov død ved og gamle trær. Dagens påvirkning av landskapsmønstre og endringsprosesser i skogen vil i særlig grad ha betydning for de artene som er knyttet til suksesjonsstadier og ressurser som det er eller vil bli mindre av enn i den naturskogen som disse artene opprinnelig er tilpasset. Også økosystemprosesser særlig knyttet til dynamikken i natur-

skog, som brann og utvikling av svært gamle trær og store dimensjoner av død ved, vil få redusert forekomst eller utvikle seg annerledes enn i naturskog.

Andre påvirkningsfaktorer som klimaendringer, langtransportert forurensing (særlig økt nitrogenilførsel), viltforvaltning og fremmede treslag vil vanligvis ikke ha samme direkte effekt på skogens landskapsmønster som skogbruk og arealinngrep. Disse andre påvirkningsfaktorene vil imidlertid endre kvaliteten på de ulike skogområdene ved endringer i suksesjonsforløp, arts-sammensetning, og biogeokjemiske kretsløp. Dermed kan de gjøre tidligere kjerneområder mindre egnet for visse arter. Klimaendringer og ny bestandsdynamikk hos nye eller stedegne arter kan også påvirke landskapsmønstre i skog, slik vi kan se ved økt dødelighet hos bjørke-trær over større områder etter langvarige angrep av bjørkemålere.

Grønn infrastruktur i skog

Ut fra hvordan dagens påvirkninger endrer landskapsmønster og prosesser som karakteriserer naturskog, kan vi skissere følgende egenskaper ved elementene som inngår i grønn infrastruktur i skog:

- *Kjerneområder:* Særlig verdifulle skogområder/typer for naturmangfoldet knyttet til naturskog, gammelskog, rikere skogtyper og sumpskog. Generelt bør slike kjerneområder ha en størrelse og form som medfører liten grad av negative kanteffekter. De bør også ha en størrelse som gjør det mulig å opprettholde livskraftige bestander av arter med små arealkrav, dvs anslagsvis på minst 300-1000 daa. Alternativt bør flere mindre kjerneområder ligge så nær hverandre og til sammen ha så stort areal at de fungerer som et sammenhengende leveområde for artene. Dette kan innebære en funksjonell avstand¹⁰ på mindre enn 100 m mellom de enkelte kjerneområdene, innenfor et område på 10-50 km². Det er særlig spesialiserte rødlistearter knyttet til gammelskog som har behov for store sammenhengende kjerneområder (jf Penttilä mfl 2006, Nordén mfl 2013).
- *Korridorer:* Områder godt egnet for forflytning mellom kjerneområder kan bestå av annen skog, særlig skog i hogstklasse 4 eller eldre, samt kantsoner med skog på minst 10 m med skog langs vassdrag, våtmark og kulturmark. Vesentlig bredere korridorer (>100 m) vil være mer robuste overfor negative kanteffekter. Slike forbindelser bør legges i tilknytning til terrengstrukturer som kan fungerer som forbindelseslinjer, f.eks. dal-fører, vassdrag, brattkanter e.l. Enkelte brudd i forbindelsene i form av skogsbilveier, kraftgater og andre mindre inngrep uten særlig mye ferdsel vil neppe utgjøre vesentlige barrierer for skoglevende arter, men kan påvirke enkelte økosystemprosesser ved bl.a. endret hydrologi. Tyngre tekniske inngrep som større veier med mye ferdsel kan derimot fungere som barrierer for forflytning gjennom områder som ellers er velegnet.
- *Matriks:* Alle andre arealtyper, inklusive skog i hogstklasse 1-2, vil kunne anses som mindre egnet for forflytning av arter knyttet til eldre naturskog. Her vil ulike landskaps-elementer, ikke minst tyngre inngrep som brede og tett trafikkerte veier, bebygde arealer osv, representere ytterligere barrierer mot vellykket forflytning for slike arter.

¹⁰ Med funksjonell avstand forstår vi avstanden mellom kjerneområder som betyr noe for artene, dvs en kombinasjon av geografisk avstand og grad av motstand mot forflytning fra mellomliggende areal.

Kartlegging og datakilder for grønn infrastruktur i skog

I praktisk kartlegging og avgrensning av slike elementer for grønn infrastruktur i skog på landskapsnivå synes kartleggingsinstruksen for NiN i målestokk 1:5000 å være passende. For større regioner eller landsdeler vil NiNs kartleggingsinstruks for 1:20 000 og regionale/landsdekkende kart over utvalgte miljøvariabler og egenskaper (f.eks. fjernmålte data over gammel naturskog) være mer egnet.

Tilgjengelig datagrunnlag finnes særlig i kartserien AR5 (og SR16 når den blir landsdekkende) og i kommende kartlegging av gammel skog, samt i ALS/LiDAR-kartlegging av skog og ev. andre naturtyper. Dessuten vil miljøforvaltningens database over verneområder og andre viktige naturområder (Naturbase) gi informasjon om forekomst, utstrekning og kvalitet av områder med stor naturverdi. I tillegg vil terreng- og klimadata kunne brukes i modellering av den geografiske fordelingen av ulike økologiske egenskaper av potensiell betydning for å identifisere kjerneområder. Kartdata for teknisk infrastruktur som veier, kraftlinjer og bygninger kan bidra til å identifisere barrierer. Se ellers kapittel 7 for gjennomgang av aktuelle datakilder og tilnærminger for å kartfeste elementer i grønn infrastruktur. Samlet vil disse datakildene kunne gi relevant informasjon om

- Naturverdier i verneområder og andre identifiserte områder med dokumenterte naturverdier
- Arealdekket i form av skog på ulik bonitet og med ulike dominerende treslag, samt andre hovednaturtyper
- Forekomst av gammel skog og ev. landskapselementer knyttet til gammel skog
- Forekomst av teknisk infrastruktur som kan utgjøre barrierer
- Terrengformer
- Klimadata som sammen med terrengdata ev. kan brukes til modellering av den geografiske fordelingen av relevante økologiske egenskaper for naturmangfoldet knyttet til naturskog

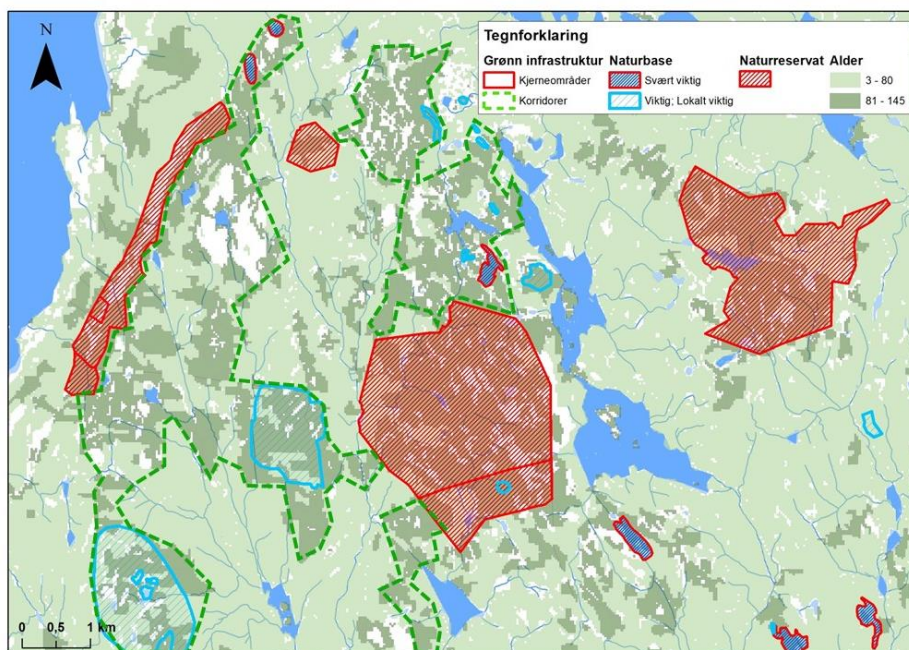
Klimaendringer og grønn infrastruktur i skog

Forventete klimaendringer i Norge (Hanssen-Bauer mfl 2015) av størst betydning for naturmangfoldet i skog vil i hovedsak være en generell økning av temperaturen gjennom alle årstider. Dette vil føre til en gradvis endring av artssammensetningen, etter hvert også av dominerende treslag, der flere sørlige arter vil utvide sine utbredelsesområder og nordlige arter vil bli trengt tilbake. Flere skadelige organismer vil også få bedre livsmuligheter og kunne gi skader på bl.a. trærne. Det vil også kunne bli mer direkte klimaskader på trærne, både i form av frostskaider på grunn av mindre stabile vintre og økt omfang av stormfelling og flomskader. En godt utviklet grønn infrastruktur i skog vil kunne gi arter knyttet til gammel boreal skog bedre muligheter for å etablere nye leveområder mot nord eller høyere mot fjellet. Generelt er det også grunn til å forvente at naturnær skog med variasjon i treslag og aldersfordeling vil være mer motstandsdyktig mot ulike klimarelaterte skader enn ensaldret kulturskog dominert av ett eller to treslag.

Eksempel på kjerneområder og korridorer i skog

Figur 6.1 illustrerer hvordan elementer i grønn infrastruktur i skog kan identifiseres og avgrenses. I dette skogområdet på Krokskogen i Buskerud kan vi identifisere kjerneområder som naturreserver og nasjonalt viktige naturtypelokaliteter. Andre viktige naturtypelokaliteter og områder med eldre skog kan utgjøre grunnlag for å avgrense korridorer eller områder egnet for

forflytning. Hvis slike områder med gammel skog er store nok, kan de også fungere som leveområder, men de vil da ofte være litt mindre egnet enn de beste kjerneområdene for arter knyttet til gammel, naturnær skog. I det konkrete området i **figur 6.1** ser vi at de etablerte naturreservatene sammen med andre områder med gammel skog kan utgjøre et område med potensielt god økologisk sammenheng. Forutsetningen er at forvaltningen av området ivaretar de fleste forekomstene av gammel skog.



Figur 6.1 Tenkt eksempel på grønn infrastruktur i skog, der naturreservater og lokaliteter med svært viktige naturtyper utgjør kjerneområder, mens øvrige viktige naturtyper samt eldre skog utgjør grunnlaget for uttegning av korridorer.

6.2 Fjell/tundra

Med fjell (og tundra) forstår vi generelt åpne arealer over eller nord for den klimatiske skoggrensa, men det kan være hensiktsmessig å avgrense dette til åpen fastmark og snø- og isdekket fastmark, mens våtmark og ferskvann i fjellet ses i sammenheng med disse naturtypene under skoggrensa. I NiN vil dermed fjell omfatte en rekke ulike fastmarkstyper, så vel som snø- og isdekket fastmark.

Fjell og tundra kjennetegnes ved kort vekstsesong og generelt lave sommertemperaturer (månedsmiddeltemperatur i juli $< 10^{\circ}\text{C}$ og temperatursum < 980 daggrader, dvs sum av døgnmiddeltemperaturer $> 0^{\circ}\text{C}$). Den lave temperaturen og snødekkets varighet, mengde og fysiske egenskaper har stor betydning for utvikling av jordsmonn og vegetasjon, lokalt karakterisert ved en rabbe-snøleie-gradient. På mer regional skala gir klimaet opphav til ulike vegetasjonssoner, fra lavalpin der dvergbusker som blåbær fremdeles forekommer vidt utbredt, via mellomalpin som fremdeles har et sammenhengende vegetasjonsdekke, til høyalpin som mangler sammenhengende vegetasjon. Ellers varierer landskapsstrukturen for fjell og tundra med terrengformene, der fjellområdene på Vestlandet og langs kysten nordover er mer oppbrutt enn i

sentrale fjellstrøk i Sør-Norge og langs grensa mot Sverige. Variasjoner i frost, snø, vann og vind er de viktigste forstyrrelsesfaktorene, der terrenget påvirker hvordan forstyrrelser i form av f.eks. ras og flom kommer til uttrykk. I tillegg er fjell og tundra kjennetegnet ved store og mer eller mindre regelmessige bestandsendringer hos enkelte arter av planteetere som smågnagere og bjørkemålere. Disse har stor effekt på andre deler av disse økosystemene, både på plantene og rovdyr.

Påvirkninger av fjell og tundra

Menneskers påvirkning på landskapsstruktur og endringsprosesser i fjell og tundra skjer i dag i hovedsak ved utbygging av teknisk infrastruktur for transport, energi, turisme og hyttebygging. Slik utbygging fører både til lokal nedbygging og til storskala fragmentering av fjellområdene. Dette er særlig negativt for villrein, men vil også påvirke andre deler av det ville dyrelivet. Utbygging av infrastruktur skjer i hovedsak i lavalpin sone, men en del vannmagasiner og kraftlinjer ligger også i mellomalpin sone. Dermed kan slik teknisk infrastruktur påvirke viktige produktive områder, trekkveier etc. I mange fjellområder skjer det en bit-for-bit nedbygging som et resultat av fravær av overordnet planlegging på tvers av kommuner. Også konsentrert eller intensiv menneskelig ferdsel utenom teknisk infrastruktur vil kunne forstyrre dyrelivet, spesielt villrein, og kan ha tilsvarende fragmenteringseffekt på enkelte arters leveområder som teknisk infrastruktur. Endringer i jordbrukets og samenes utnyttelse av fjell og tundra til beite for husdyr og tamrein vil i større grad påvirke økosystemenes tilstand enn deres omfang og struktur, men økt gjengroing vil redusere omfanget av åpne arealer. Klimaendringer vil også påvirke økosystemenes tilstand ved bl.a. endringer i snøforholdene. Over tid vil klimaendringene også kunne føre til en reduksjon i arealet av fjell og tundra etter som skogen i større grad vil øke sin utbredelse i høyden og mot nord. Dette vil særlig skje i produktive lavalpine områder. Det vil trolig være en betydelig forsinkelse i forflytningen av de alpine klimasonene med høyde og breddegrad, bl.a. fordi oppbygging av jordsmonn i dagens mellomalpine sone vil gå langsomt. De høyalpine områdene vil få redusert omfang og bli mer fragmenterte.

Grønn infrastruktur i fjell og tundra

Gitt at endringene i landskapsstrukturen i fjell og tundra særlig vil skje som følge av infrastrukturutbygging, vil det være viktig å identifisere elementer i en grønn infrastruktur der slik utbygging foregår. Dette vil i særlig grad være i lavalpine sone, spesielt i daler og de nærmeste lie-ene, dvs områder som generelt vil ha relativt høy produktivitet.

- *Kjerneområder:* Disse vil særlig omfatte verdifulle produktive og/eller artsrike områder i lavalpin sone, inklusive kantsoner langs vassdrag og våtmarker. I de sentrale fjellområdene (i alle alpine soner) vil alle gjenværende åpne områder med fravær av teknisk infrastruktur også være viktige som kjerneområder, ikke minst for å ivareta mulighetene for storskala økologiske sammenhenger som allerede er svært fragmenterte av veier, hyttefelt og annen teknisk infrastruktur.
- *Korridorer:* For fjell og tundra vil alle åpne områder (over eller under skoggrensa) kunne fungere som korridorer, gitt at ikke teknisk infrastruktur eller hyppig ferdsel av mennesker fungerer som barrierer. Det er særlig viktig å ivareta forbindelser i lavalpin sone, siden flere slike vil representere eneste mulige forbindelser mellom høyereliggende fjellområder. Her vil også åpne, skogløse områder som skyldes tidligere og pågående landbruksutnyttning og beite i nordboreal sone, kunne fungere som korridorer for fjellarter. Disse områdene vil imidlertid gro igjen uten fortsatt drift/beiting. Områder i høyalpin sone vil være mer eller mindre naturlig fragmenterte.

- *Matriks:* Alle arealer med tett skog eller større vannforekomster vil representere områder med forholdsvis stor motstand mot forflytning av arter tilpasset åpne områder som fjell og tundra. Omfattende teknisk infrastruktur som større veier, hyttefelt og vannmagasiner vil representerer tydelige barrierer. Også kraftlinjer har vist seg å være barrierer for villrein.

Kartlegging av datakilder for grønn infrastruktur i fjell og tundra

I praktisk kartlegging og avgrensning av slike elementer for grønn infrastruktur i fjell og tundra på landskapsnivå synes kartleggingsinstruksen for NiN i målestokk 1:5000 å være passende. For større regioner eller landsdeler vil NiNs kartleggingsinstruks for 1:20 000 være mer egnet.

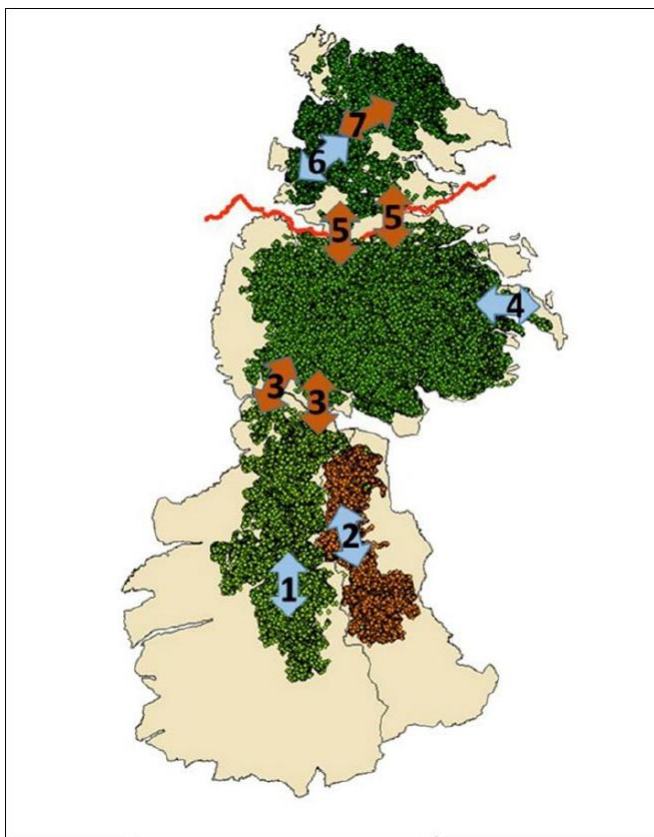
Tilgjengelige datakilder er dels de samme som nevnt for skog. Imidlertid er dekningen av AR5 svært begrenset i fjell og tundra, og andre datakilder må søkes for å karakterisere arealdekket. Kartserien N50 er arealdekkende, men dekker både tematisk og romlig forholdsvis grove enheter. Klassene i kartserien AR50, som også er arealdekkende, er fortsatt grove sammenliknet med inndelingen i NiN (1:20 000), men inkluderer langt flere enheter enn N50 i fjell og tundra.

Klimaendringer og grønn infrastruktur i fjell og tundra

Som nevnt over, vil klimaendringene dels føre til en reduksjon av arealet av fjell og tundra fordi skogen vil øke sin utbredelse. Økt skogareal vil uansett måtte forventes, på grunn av redusert utmarksbruk, først og fremst knyttet til seterbruk og driftebeiting i fjellområdene. Dessuten vil endringer i snø- og isdekket ha konsekvenser for lokale utforminger av rabbe-snøleiegradienten og kan også medføre en annen bestandsdynamikk hos f.eks. smågnagere og bjørkemålere enn i dag. Arealet av høyalpine områder vil bli redusert og mer fragmentert. En grønn infrastruktur i fjell og tundra vil øke mulighetene for at alpine arter kan forflytte seg til områder som fremdeles har de habitatkvalitetene artene krever. Imidlertid er det trolig at innvandring av mer varmekjære arter fra nordboreal sone vil gå raskere enn alpine arters evne til forflytning oppover og nordover.

Eksempel på kjerneområder og korridorer i fjell

Utbygging av kraftlinjer, veier, hytter og annen teknisk infrastruktur, med tilhørende ferdsel, representerer den viktigste påvirkningen av økologiske sammenhenger i fjellet ved bl.a. å bygge ned og dele opp sammenhengende fjellområder. Tidligere sammenhengende villreinbestander i Sør-Norge er nå delt i 23 mer eller mindre isolerte bestander. **Figur 6.2** viser de største villreinområdene i Langfjella med registrerte GPS-posisjoner fra perioden 2001-2014. I et regionalt perspektiv viser disse GPS-posisjonene kjerneområder i en grønn infrastruktur for villrein. Tidligere var det sammenheng mellom disse bestandene, men flere av forbindelsene er nå mer eller mindre brutt (jf rød piler), mens andre brukes (blå piler) selv om funksjonen som vandringskorridorer er sårbar. Tiltak for å opprettholde eller gjenopprette forbindelsene mellom disse bestandene, ved å redusere barriereeffektene ved bygging av veitunneler og forstyrrelser ved å regulere menneskelig ferdsel, vil gjøre spesielt de mindre bestandene mer robuste. Lokalt innen de enkelte villreinområdene kan kjerneområder knyttes til ulike funksjoner gjennom året, som vinterbeite, kalving og sommerbeite. På Hardangervidda er disse funksjonene fordelt over ulike deler av vidda, alt etter som hvor de relevante ressursene befinner seg. Her vil det være viktig både å ivareta disse funksjonsområdene og forflytningsmulighetene mellom dem. For de fleste andre artene enn villrein vil både den romlige skalaen og hva som er viktige økologiske egenskaper, være annerledes. Men villrein kan på mange vis fungere som en «paraplyart» (Simberloff 1998): Hvis den økologiske tilstanden og landskapsstrukturen i fjellet fungerer godt for villrein, vil trolig også mange andre fjellarter ha gode livsvilkår.



Figur 6.2 Villreinområder i Langfjella, med registrerte GPS-posisjoner fra 2001-2014. Rød strek viser Rv7, mens røde piler viser tidligere forbindelser over E134, Rv7 og Rv50 som nå ikke framstår som funksjonelle korridorer, og blå piler viser områder som fortsatt brukes, men som er sårbare som vandringsområder. (Figur 4 i Strand mfl 2015)

6.3 Myr/våtmark

Våtmark omfatter i folkelig forstand all natur der vann har stor betydning for de økologiske forholdene, dvs myr, kilde, sump, flommark, delta, og ulike typer gruntvannsområder, men vanligvis ikke vannforekomster som elver, bekker, innsjøer og tjern. Ramsar-konvensjonen for bevaring og bærekraftig bruk av våtmark definerer våtmark enda videre – som all natur påvirket av vann, også alle innenlands vannforekomster og marine områder ut til 6 m dyp ved lavvann (<https://www.ramsar.org/>). NiN har en mer avgrenset definisjon og omfatter mark med grunnvannsspeil nær markoverflaten eller rikelig tilførsel av overflatevann. Dette omfatter hovedtyper av myr (V1-V3), kilder (V4-V6), arktisk permafrost våtmark (V7), strandsumpskogsmark (V8), semi-naturlig myr og våteng (V9, V10), samt påvirket torvmark (V11-V13). Mer sammensatte våtmarker som delta og våtmarksmassiv betegnes naturkomplekser, men disse er ennå ikke utviklet i NiN 2.0. Av ulike våtmarkstyper vil myr ha størst arealomfang og utbredelse. Vi vil derfor legge hovedvekten på myr i vurderingen av grønn infrastruktur for våtmark.

Myr er landområder med høyt grunnvann og fuktighetskrevenne vegetasjon der det dannes torv. Kilder finnes der grunnvann strømmer opp i dagen. Alle våtmarkstyper er helt avhengige av en intakt hydrologi som sørger for vanntilførsel og -nivå som karakteriserer de ulike typene. Mens myr er avhengig av stabil vanntilgang, er andre typer som f.eks. flommarker kjennetegnet av sesongvekslinger i vannivå. Myrarealet øker fra lavlandet og opp til skoggrensa, men avtar over skoggrensa. Størst myrareal finnes i mellomboreal og nordboreal sone av Østlandet og i indre deler av Midt-Norge og Finnmark. I andre deler av landet er myrarealet naturlig mer

fragmentert. Ulike myrtyper dominerer i ulike deler av landet, i hovedsak knyttet til forskjeller i terreng og klima.

Påvirkninger av våtmark

Utnyttelse til jordbruksformål, grøfting av skogsmark, torvuttak og nedbygging er viktigste menneskelige påvirkninger og har redusert opprinnelig myrareal med ca 1/3, med vesentlig større andel i Sør-Norge, spesielt for rikere myrtyper (Moen mfl 2010). Elvedelta og elvedaler med store løsmasseavsetninger har i lang tid vært utnyttet til oppdyrking og bosetning, i nyere tid har også industrietablering, masseuttak, forbygninger og vassdragsreguleringer endret disse områdene. Kraftutbygging og andre inngrep i vassdrag har også negativ effekt på myr og annen våtmark ved å påvirke hydrologien i vannsystemene og ved neddemming i vannmagasiner. Opphør av slått og rydding på myrer føre også til gjengroing. Disse arealendringene fører til redusert og mer fragmentert myrareal. Økt tilførsel av nitrogen vil gi en gjødslingseffekt som kan øke gjengroingen og dermed redusere myrarealet. Klimaendringer med økt nedbør kan føre til økt myrdannelse, men økt temperatur kan virke motsatt (ved økt gjengroing og nedbryting av torv), spesielt i lavlandet i Sør-Norge der flere tørkeperioder kan forventes om sommeren.

Grønn infrastruktur i våtmark

Siden en betydelig del av opprinnelig myrareal er ødelagt eller sterkt endret som naturlig økosystem, spesielt i boreonemoral og sørboral sone i Sør-Norge, vil myr og annen våtmark være svært redusert i omfang og mye mer fragmentert enn i opprinnelig natur. Her vil intakte og moderat påvirkete forekomster være viktige elementer i en grønn infrastruktur, uavhengig av type og størrelse. Dessuten vil moderat påvirkete våtmarker ha stort potensial for restaurering ved å lukke dreneringsgrøfter og reetablere et høyt grunnvannsnivå. De kan da være aktuelle som kjerneområder der intakte områder mangler. I høyereliggende deler av Østlandet, indre Trøndelag og indre Finnmark bør større sammenhengende og mindre påvirkete forekomster prioriteres.

- *Kjerneområder:* Gjenværende, noenlunde intakte forekomster av myr, deltaer og annen våtmark vil være viktige kjerneområder i en grønn infrastruktur for våtmark, særlig i lavere liggende deler av Sør-Norge. Spesielt gjelder dette for rikere myr- og kildetyper, der også noe påvirkete forekomster vil være viktige. Det gjelder også store sammenhengende myrkomplekser uten store inngrep.
- *Korridorer:* All myr og våtmark, inklusive flommark langs vassdrag og grunne vannforekomster vil være viktige som korridorer for organismer knyttet til våtmark.
- *Matriks:* Alle andre arealer vil fungere som matriks, der særlig skrinne, tørre og/eller tresatte arealer kan antas å by på mer motstand mot forflytning for våtmarkstilknyttete arter enn åpne, fuktige arealer.

Kartlegging og datakilder for grønn infrastruktur i våtmark

I praktisk kartlegging og avgrensning av slike elementer for grønn infrastruktur i våtmark på landskapsnivå synes kartleggingsinstruksen for NiN i målestokk 1:5000 å være passende. For større regioner eller landsdeler vil NiNs kartleggingsinstruks for 1:20 000 være mer egnet. Tilgjengelige datakilder er dels de samme som nevnt for skog. Bortsett fra miljøforvaltningens database over elvedeltaer (<http://elvedelta.miljodirektoratet.no/index.htm>) mangler vi gode datakilder for så godt som alle våtmarkstyper utenom myr. Selv for myr vil informasjon om myrty-

per og forekomstenes kvalitet være svært mangelfull. Kartserien N50 er arealdekkende for myr, men undersøkelser viser at det mangler betydelige arealer med myr, særlig i Trøndelag og Finnmark (Bryn mfl i trykk). Myrenes fragmenterte karakter innebærer at små forekomster bare delvis fanges presist opp i tilgjengelige kartgrunnlag. Under skoggrensa har AR5 god dekning av økonomisk interessante myrer og våtmark (dypere enn 30 cm torv), men mangler dekning for grunne myrer og våtmark definert gjennom artssammensetning (grunnere enn 30 cm torv).

Klimaendringer og grønn infrastruktur i våtmark

Myr akkumulerer store mengder biomasse og representerer dermed en av de største karbonlagrene for klimasystemet. Effektene av framtidige klimaendringer for landskapsstrukturen til myr og annen våtmark er vanskelig å vurdere. Økt nedbør vil gi mulighet for økt areal av myr og annen våtmark, men økt temperatur og ev. nitrogentilførsel kan få motsatt effekt, spesielt i lavlandet i Sør-Norge. Dette vil kunne føre til at myr og våtmark i høyereliggende strøk og i Nord-Norge kan øke i omfang eller i det minste forbli på dagens nivå, mens disse naturtypene vil bli vesentlig redusert i lavereliggende strøk i Sør-Norge. Visse myrtyper som palsmyr vil åpenbart ligge an til å forsvinne. En grønn infrastruktur som ivaretar gjenværende forekomster av myr og annen våtmark vil både bidra til å vedlikeholde eller øke karbonlageret og sikre at de spesielle artene knyttet til mange typer våtmark fortsatt har mulighet til å overleve. Det siste er ikke minst særlig viktig i lavlandet i Sør-Norge.

6.4 Ferskvann

Hovednaturtypen ferskvann omfatter her rennende og stående ferskvann knyttet til vassdragene våre. I NiN omfatter dette hovedtypene innen ferskvannsbunnsystemer (L1-L8) og limnisk vannmasser (F1-F5). Økologisk vil det være tett sammenheng mellom vassdragene og omgivende fastmark og våtmark (særlig NiN hovedtyper T15, T18, T23, T30, V1-V13).

Vassdragenes naturgitte økologiske egenskaper er gitt ved hydromorfologiske egenskaper som terreng, hydrologi, bunnsubstrat, utforming av kantsonen mot land inkludert ev. flommark, og næringstilførsel gitt ved berggrunn, løsmasser og vegetasjon i nedbørfeltet. Vassdragene har en lineær og forgrenet landskapsstruktur som er gitt ved terrengets utforming, der nedbørfeltet setter rammene for vassdragenes hoved- og sidegrener, og forbindelsene nedstrøms er sterkere enn oppstrøms. Skarpt relieff med store høydeforskjeller over korte avstander vil i særlig grad skape barrierer oppstrøms. Variasjoner i vannføring gjennom sesongen og mellom år gir dels et karakteristisk vannføringsmønster i de enkelte vassdragene, men uregelmessig forekommende større flommer skaper også mer tilfeldig variasjon i forstyrrelsesmønsteret. Det er stor regional variasjon mellom vassdragene, med flest store nedbørfelt med lange vassdrag i Øst-Norge, Trøndelag og deler av Nord-Norge (Troms, Finnmark) og mer dominans av mindre nedbørfelt med korte og bratte vassdrag på Vestlandet og i Nordland.

Påvirkninger i vassdrag

Menneskenes påvirkning av vassdragene er særlig knyttet til utbyggingen av vannkraft og regulering av vannføring. Om lag 70% av Norges vassdrag er berørt av kraftutbygging, og 15 av Norges 20 høyeste fossefall er regulert. Etablering av reguleringsmagasin, overføring av vann mellom nedbørfelt og etablering av strekninger med spesifisert minstevannføring nedstrøms kraftverksinntak endrer det naturlige vannføringsregimet, bl.a. variasjoner mellom årstidene.

Dammer i forbindelse med reguleringsmagasin og inntak til kraftverk representerer potensielle barrierer for naturlig substrattransport og for dyrelivet. Også urbanisering, utbygging av infrastruktur (industri, veier, jernbane osv), flomtiltak og jordbruk har gitt utfylling, bekkelukkinger, kanalisering, forbygning, oppdemming, barrierer og drenering av vassdrag og tilhørende våtmark, med stor effekt på vassdragenes hydrologi, struktur og dynamikk. Disse ulike påvirkningene har særlig hatt negative effekter på arter som er avhengige av naturgitt variasjon i vannføring eller som er knyttet til flommarksområder, og på artenes naturlige sprednings- og vandringsmønstre.

Det er også en rekke andre menneskeskapte påvirkninger av vassdragene, som forurensinger, klimaendringer og introduksjon av fremmede arter. Disse påvirkningsfaktorene har mindre direkte effekt på vassdragenes landskapsstruktur, men endringer i landskapsstrukturen kan ha stor betydning for hva slags effekter disse andre påvirkningene vil ha på vassdragenes økologiske tilstand. For eksempel kan endring av forbindelsene mellom ulike vassdrag bidra til å spre fremmede arter. Klimaendringene, med flere tilfeller av ekstrem nedbør, kan få større effekter i vassdrag der naturlige flomsoner er forbygd.

Grønn infrastruktur i ferskvann

De økologiske sammenhengene i ferskvann er knyttet til vassdragenes opprinnelige sammenheng innen de enkelte nedbørfeltene og til vassdragenes opprinnelige hydromorfologi med naturgitte mønstre i vannføring, flomsoner og struktur i bunn og kantsoner. En grønn infrastruktur for vassdragene vil derfor arte seg forskjellig fra den strukturen vi finner for terrestriske hovednaturtyper som skog eller fjell. I vassdragene er det forbindelsene heller enn kjerneområdene som vil være viktige, der lite påvirket flomregime og fravær av vesentlige menneskeskapte barrierer innen de enkelte vassdragene og mellom vannløpet og kantsonen er hovedkriterier.

- *Kjerneområder:* Disse vil omfatte verdifulle typer eller områder som særlig artsrike eller høyproduktive forekomster, f.eks. grunne produktive områder og flommark. De vil også omfatte viktige områder for arters økologiske funksjoner, som gyteområder, oppvekstområder eller kritiske områder for vandring/spredning. Etter som stadig flere vannforekomster er sterkt påvirket av menneskelig aktivitet, vil også gjenværende områder med lite av slik påvirkning kunne vurderes som kjerneområder. De ulike typene av kjerneområder gjør det vanskelig å spesifisere noen minste størrelse for funksjonelle kjerneområder, men generelt bør disse omfatte områder på minst 1 dekar eller elvestrekninger på 100 m.
- *Korridorer:* God landskapsøkologisk sammenheng i vassdrag er på helt lokal skala særlig gitt ved intakt sammenheng mellom selve vassdraget og bredden, dvs at kantsoner og flommark ikke er oppdemmet, gjenfylt eller forbygd slik at de økologiske funksjonene er ivarettatt. På noe større skala vil god sammenheng tilsi at det ikke er vesentlige kunstige barrierer som hindrer forflytning langs vassdraget eller mellom vassdraget og elvekanter og flomsoner. På større regional skala vil både lokale kunstige barrierer, større endringer i sammenhengen mellom ulike deler av vassdraget eller betydelig endret vannføring og flomregime tilsi at det ikke lenger er god økologisk sammenheng eller tilstand som sikrer de økologiske funksjonene. God økologisk sammenheng i vassdrag vil i stor grad være betinget av mangel på vesentlige hydromorfologiske endringer i og langs vassdraget.

- *Matriks:* Terrestriske naturtyper vil i overveiende grad fungere som absolutte barrierer for forflytning av organismer knyttet til vassdrag. Unntaket er våtmarker og flommark som særlig i flomsituasjoner kan representere gode forbindelser mellom ulike deler av vassdragene (og slik sett kan anses som korridorer). Fysiske naturgitte og menneskeskapt barrierer vil hindre forflytning. Også vannløp som er så sterkt modifisert at de ikke tilbyr egnet habitat for vannorganismer, selv for kortere tid, f.eks. rørgater og betongkanaler, kan representere hindringer for forflytning. Vann som medium vil imidlertid være egnet for forflytning av en rekke vannorganismer, særlig nedstrøms, selv om egnet habitat ellers mangler.

Kartlegging og datakilder for grønn infrastruktur i ferskvann

Praktisk kartlegging og avgrensning av elementer for grønn infrastruktur i vassdrag vil i stor grad innrettes mot å identifisere vesentlig menneskeskapt barrierer innen de enkelte vassdragene og mellom vannløpet og kantsonen. Dessuten vil regulerte vassdrag med vannføring som avviker mye fra vassdragets naturlige vannføringsmønster være viktig å få oversikt over. I tillegg vil det være interessant å identifisere lokale områder i vassdragene med stor betydning for naturmangfoldet eller økologiske prosesser.

Tilgjengelige datagrunnlag finnes særlig i offentlige databaser over de ulike vassdragene, deres økologiske karakteristika og ulike typer inngrep i vassdragene. Miljøforvaltningens Naturbase inneholder informasjon om områder med dokumenterte naturverdier. Ellers vil mer generelle data om klima, terreng og annen naturvariasjon kunne brukes til å modellere egenskaper av betydning for å identifisere og avgrense mulige kjerneområder og korridorer.

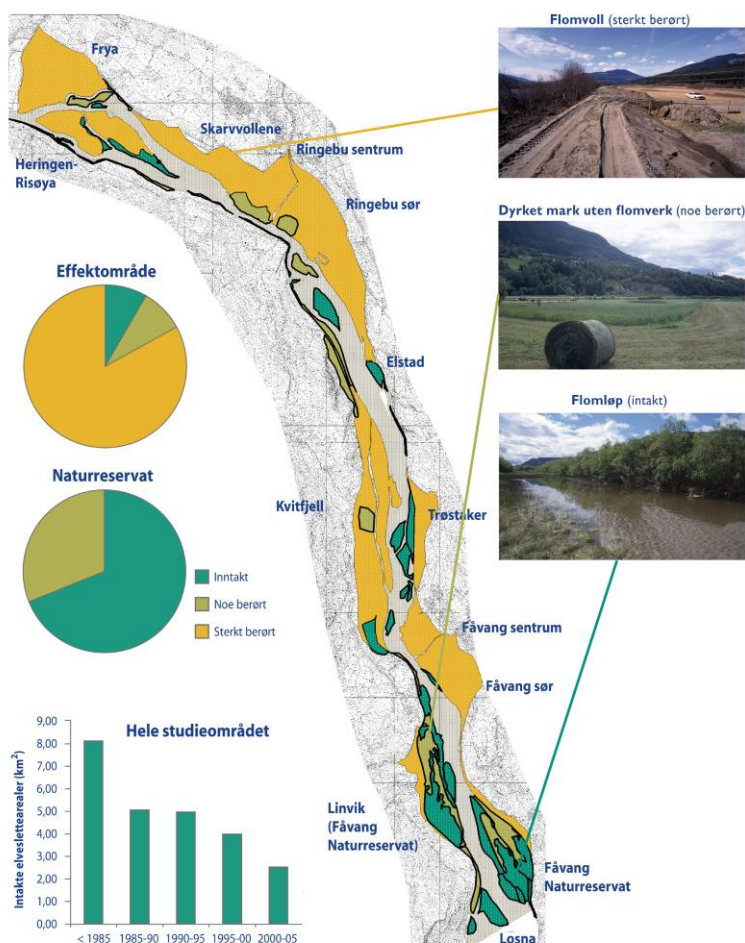
- Vann-Nett, miljøforvaltningens og NVEs portal for informasjon om vann i Norge
- Vassdragsregister og sammenheng mellom ulike vannforekomster
- NVEs atlas og register over vassdragsforbygninger
- Naturbase over områder med høy naturverdi
- Detaljert terrengmodell for beregning av fall, flomsoner osv
- AR5 for arealdekke
- Klimadata

Klimaeffekter og grønn infrastruktur for vassdrag

Kommende klimaendringer i Norge (Hanssen-Bauer mfl 2015) vil påvirke vassdragene både ved økt vanntemperatur, og derav redusert varighet av isdekke, og ved endringer i nedbørsforhold og avrenning, spesielt i flomregimet. Vårflommene i deler av landet vil komme tidligere og bli mindre på grunn av mindre snø. I vassdrag som inkluderer høyfjellsområder der nedbøren vinterstid fortsatt vil komme som snø, kan imidlertid vårflommene bli større. Store flommer knyttet til intense nedbørsepisoder om sommeren, vil bli mer vanlige. Endringer i flomregimet og avrenning vil også påvirke tilførsler av næringsstoffer, organisk materiale og sedimenttransport i vassdragene. Endringer i flomregimet og fare for skader på menneskeskapt infrastruktur vil trolig medføre krav om økt forbygning og andre reguleringstiltak i vassdragene. Det samme vil ønsket om klimatiltak som mer fornybar energi basert på vannkraft. Samtidig vil tilrettelegging av en naturlig grønn infrastruktur gjennom bl.a. sikring av intakte kantsoner langs vannveiene og utnytting av vassdragenes naturlige flomsoner også kunne motvirke skadene av store flommer, bl.a. ved å fordrøye vannets gjennomstrømning, redusere transport av løsmasser og ved å øke infiltrasjonen i undergrunnen.

Eksempel på kjerneområder og korridorer langs vassdrag

Grønn infrastruktur i og langs vassdrag omfatter dels sammenhengene i selve vassdraget med sidevassdrag og dels sammenhengene mellom vassdraget og flomsone langs bredden (jf over). Gudbrandsdalslågen og mange av sidevassdragene er regulerte for vannkraftproduksjon, og det er foretatt ulike flomsikringstiltak i eller langs mange av vassdragene. Deler av Lågen er sakteflytende, med opprinnelig ganske store flomsone langs bredden. Disse er gradvis redusert av flomforbygging, veier, jernbane, bebyggelse og jordbruksaktivitet. I Ringebu kommune har dette ført til et tap av flommark med 70% mellom 1985 og 2005 (figur 6.3). De gjenværende noenlunde intakte flommarkene kan betraktes som kjerneområder for arter tilknyttet dette økosystemet. Flommarker som er noe berørt av jordbruk uten flomverk og fremdeles oversvømmes fra tid til annen, er for fragmenterte til å fungere som sammenhengende korridorer, men de kan fungere som «vadesteiner», dvs temporære habitat som kan lette spredningen mellom intakte flommarker. Restaurering av disse berørte flommarkene kan øke deres kvalitet og bidra til å styrke den økologiske sammenhengen mellom de gjenværende intakte flommarkene.



Figur 6.3 Elvesletter langs Lågen i Ringebu. Intakte elvesletter utgjør kjerneområder i den grønne infrastrukturen, mens noe berørte elvesletter representerer «vadesteiner» for arter knyttet til elveslettene. Mellom 1985 og 2005 er arealet med intakte elvesletter redusert med 70%. (Figur 1.1.2 i Dervo mfl 2006)

6.5 Semi-naturlige naturtyper

Med semi-naturlige naturtyper forstår vi natur der utforming og artssammensetning er sterkt preget av langvarig skjøtsel eller ressursutnyttning av mennesker, men der artene som inngår, i all hovedsak er naturlig forekommende arter. Vanligvis tenker vi her på naturtyper som er betinget av langvarig ressursutnyttelse i tradisjonelt jordbruk, eksempelvis beite, slått, annen fôr høsting og skjøtselstiltak som rydding og brenning knyttet til vedlikehold av slått- eller beiteressursene. Disse naturtypene omfatter både åpne arealer som slåtteeng, beitemark, lyngheier og tresatte arealer som hagemarker, styvingslier, beiteskog. NiN omfatter et mer begrenset utvalg

av semi-naturlige hovedtyper på fastmark (T31 boreal hei, T32 semi-naturlig eng, T33 semi-naturlig strandeng, T34 kystlynghei), foruten semi-naturlig myr (V9) og semi-naturlig våteng (V10). Noen typer sterkt endret fastmark kan ha preg av semi-naturlig eng, men inngår ikke her. Her legger vi vekten på NiNs semi-naturlige fastmarkstyper.

Som nevnt, er semi-naturlige naturtyper sterkt preget av langvarig hevd. Naturforholdene vil imidlertid også påvirke artssammensetning og utforming ved ulikheter i næringstilgang, jordfuktighet, terreng og klima. Det er likevel hevd som sørger for gjentatte forstyrrelser av pågående suksesjon i semi-naturlige naturtyper og dermed vedlikeholder typenes karaktertrekk. Den romlige fordelingen av forekomster av semi-naturlige naturtyper er også i hovedtrekk styrt av den menneskelige ressursbruken. Selv om semi-naturlige naturtyper tidligere omfattet store arealer i utmark, har veldefinerte forekomster i dag ganske begrenset og fragmentarisk utbredelse. Semi-naturlige naturtyper finnes spredt over hele landet fra kysten til lavalpin sone. Regionale mønstre i typer og utforminger henger i stor grad sammen med ulike typer ressursutnyttelse som igjen er betinget av ulikheter i naturforholdene. Det mest typiske regionale mønstret er forekomsten av kystlynghei i ytre kyststrøk fra Vest-Agder til Lofoten.

Påvirkning på semi-naturlige naturtyper

Siden semi-naturlige naturtyper er betinget av pågående hevd, er opphør av slik hevd og påfølgende gjengroing den viktigste årsaken til reduksjon i omfang og tilstand av disse naturtypene. En del mer produktive områder er også lagt om til fulldyrket eng eller åker. I tillegg vil nedbygging og ulike typer inngrep være viktige påvirkninger. Langtransporterte nitrogenforbindelser tilført gjennom luft eller vann, eller direkte gjødsling, vil endre tilstanden og medføre en raske gjengroing av forekomster som ikke lenger skjøttes. Også klimaendringer vil føre til raske gjengroing og dermed endring av tilstand og til slutt tap av arealer av semi-naturlige naturtyper. Endringer og arealtap er trolig størst i laveliggende strøk i Sør-Norge og langs kysten av Nord-Norge, spesielt i områder nær byer og tettsteder. Gjenværende arealer av semi-naturlige naturtyper har svært variabel tilstand, og seterlandskapet er i mange områder under full gjengroing på grunn av nedlegging.

Grønn infrastruktur i semi-naturlige naturtyper

Gitt at gjenværende arealer av semi-naturlige naturtyper trolig har svært variabel tilstand og ganske begrenset areal og fragmentert forekomst, vil grønn infrastruktur av slike typer i hovedsak måtte begrenses til å ta vare på eksisterende forekomster, spesielt i regioner der det fremdeles er forholdsvis mye areal av slike typer. I mange deler av landet vil det bare være spredte forekomster.

- *Kjerneområder:* Alle gjenværende semi-naturlige forekomster i god tilstand og minst 1 hektar areal bør anses som kjerneområder, uansett type. Mindre områder som ligger inntil 100 m fra hverandre, vil også kunne fungere som kjerneområder.
- *Korridorer:* Alle andre rester av semi-naturlige typer som fremdeles har bevart viktige aspekter ved typen og ligger nær (<500 m) kjerneområder kan fungere som korridorer eller «vadesteiner». I en viss utstrekning kan også andre åpne arealer som veikanter, ruderatmark og kraftgater fylle en slik funksjon, gitt at de har en utforming og artssammensetning som har visse likehetstrekk med de aktuelle naturtypene.

- *Matriks*: Alle andre naturtyper og sterkt menneskemodifiserte arealer vil fungere som matriks som bare i begrenset grad tilbyr områder egnet for opphold eller forflytning av arter knyttet til semi-naturlige naturtyper.

Kartlegging og datakilder for grønn infrastruktur i semi-naturlige naturtyper

I praktisk kartlegging og avgrensning av slike elementer for grønn infrastruktur i semi-naturlige naturtyper synes kartleggingsinstruksen for NiN i målestokk 1:5000 å være passende. NiNs kartleggingsinstruks for 1:20 000 vil trolig være for grov for å fange opp relevante arealer av slike typer som i hovedsak forekommer som mindre, fragmenterte arealer. Det er imidlertid neppe realistisk å dekke større regioner med detaljert kartlegging i målestokk 1:5000.

Det finnes ikke fullt arealdekkende data for semi-naturlige naturtyper. Landsdekkende data for arealdekket (AR5), terreng og klima kan muligens brukes i modeller for å identifisere potensialet for forekomst av semi-naturlige naturtyper. I tillegg finnes databaser over kjente forekomster av verdifulle kulturmarkstyper i miljøforvaltningen (Naturbase, Nasjonalt verdifulle kulturlandskap). Dessuten utbetaler landbruksmyndighetene tilskudd til skjøtsel av lokalt verdifulle jordbrukslandskap som også kan være relevante i denne sammenhengen.

Klimaendringer og grønn infrastruktur i semi-naturlige naturtyper

Klimaendringer med økte temperaturer, lengre vekstsesong, mer nedbør og tilknyttet økt tilførsel av nitrogen (særlig i deler av Sør-Norge) vil føre til økt hastighet i gjengroing av semi-naturlige naturtyper som ikke lenger skjøttes aktivt. Dette vil føre til reduksjon i tilstand og arealomfang av slike naturtyper. Også ulike tiltak for å redusere effektene av drivhusgasser på klimaet, som planting av «klimaskog» og etablering av vindmølleparker, vil kunne ha omfattende negativ påvirkning på semi-naturlige naturtyper, selv om de mest verdifulle forekomstene nok vil være unntatt fra slike tiltak. En grønn infrastruktur av forekomster av semi-naturlige naturtyper i rimelig god tilstand vil være viktig for at tilknyttete arter skal kunne opprettholde levedyktige bestander. Imidlertid vil dette forutsette at de aller fleste kjerneområdene skjøttes for å bevare god tilstand, samt at det opprettholdes åpne arealer som korridorer eller «vadesteiner» for å sikre forbindelser mellom nærliggende forekomster.

6.6 Byer og tettsteder

Grønn infrastruktur i byer og tettsteder omfatter alle slags arealer med rester av naturlige og semi-naturlige naturtyper, foruten linjeelementer og enkeltstående elementer som hekker og trær. Denne grønne infrastrukturen omfatter også naturelementer som er bevisst tilrettelagt av mennesker slik som parker og vannspeil, blomsterbed og plantete trær i byutviklingsområder. Vi tenker her i første omgang på slike naturelementer innenfor bebygget areal (f.eks. innen byggesonen i Oslo), men de kan også omfatte naturpregete arealer i umiddelbar tilknytning til byer og tettsteder, som f.eks. bymarker og tilliggende jordbruksarealer. Naturelementene av grønn infrastruktur i byer og tettsteder kan omfatte mange slags terrestriske, limniske og marine naturtyper, og de vil i stor grad være påvirket av menneskelig skjøtsel og bruk. Vi forsøker ikke her å knytte slike elementer spesifikt til ulike naturtyper i NiN.

Elementene i grønn infrastruktur i byer og tettsteder vil i hovedsak være formet av menneskers skjøtsel og bruk, enten for bevisst å ivareta spesielle kvaliteter ved enkelte elementer eller som resultat av annen direkte og indirekte påvirkning. Bevisst bevaring eller tilrettelegging av grønn

infrastruktur er ofte knyttet til mål om å fremme visse økosystemtjenester som friluftsliv og rekreasjon, estetiske funksjoner, håndtering av overvann, regulering av lokalklima eller støydemping. Naturgitte forstyrrelser vil kunne endre enkelte egenskaper ved disse elementene, f.eks. ved vindfall av trær eller flom, men spesielt for naturelementer innen byggesonen vil menneskets skjøtsel og annen påvirkning være den dominerende faktoren som former denne grønne infrastrukturen.

Generelt vil elementene i en grønn infrastruktur i byer og tettsteder utgjøre liten andel av arealet og ofte være svært fragmentert i de mest tettbygde delene av byene, mens andelen slike naturelementer vil øke mot ytterkanten av byggesonene og i områdene utenfor. I sentrale bystrøk kan imidlertid større parker likevel representere arealer som byr på viktige leveområder for mange ville arter. Dessuten har planmyndighetene ofte forsøkt å legge til rette for forbindelser mellom grøntområder i sentrum og omgivende bymarker ved korridorer for friluftsliv, åpning av vannløp etc.

Påvirkning på grønn infrastruktur i byer og tettsteder

Den aller viktigste negative påvirkning av grønn infrastruktur i byer og tettsteder er nedbygging og fortetting. De fleste byer og tettsteder har stort utbyggingspress og konkurranse om arealene. Dermed er rester av naturelementer svært utsatt for nedbygging, spesielt om de ikke har en definert funksjon som friområder eller områder for bevaring av naturmangfold. Mange ulike typer påvirkning som sterk grad av tilrettelegging, intensiv bruk og medfølgende slitasje, forurensing fra omgivelsene og klimaendringer vil påvirke tilstanden til naturelementer i byer og tettsteder og dermed endre deres funksjon i en grønn infrastruktur selv om arealene ikke fysisk blir omformet til annen bruk. En risiko ved grønn infrastruktur i byer og tettsteder er tendensen til å bruke fremmede arter på tilrettelagte grøntarealer, samt deponering av hageavfall med frø og røtter av fremmede arter. Slike arter vil kunne spre seg ut i naturen rundt byer og tettsteder via en grønn infrastruktur som i utgangspunktet ofte vil være påvirket av en rekke andre menneskeskapte forstyrrelser.

Grønn infrastruktur i byer og tettsteder

Alle naturelementer innen byggesonen vil utgjøre viktige elementer i en grønn infrastruktur, enten disse elementene er rester av tidligere naturarealer, er elementer for å ivareta spesielle økosystemtjenester (som håndtering av overvann) eller tilrettelagte grøntområder for friluftsliv eller estetiske opplevelser i byen. De ulike elementene vil imidlertid være mer eller mindre egnet til å fylle ulike funksjoner i den grønne infrastrukturen.

- *Kjerneområder:* Områder med rester av opprinnelige naturelementer over arealer på minst 1 hektar vil være opplagte kjerneområder i en grønn infrastruktur. Også mindre områder med viktige naturkvaliteter er aktuelle som kjerneområder. Svært tilrettelagte arealer som intensivt skjøttete parker kan også være aktuelle om de har viktige naturelementer som store/gamle trær, områder med mer variert vegetasjon, vannforekomster med naturpregete bunnforhold og kantsoner osv. Også vannløp med tilhørende kantsoner på minst 10 m med trær og busker vil ha viktige kvaliteter både som kjerneområder og som korridorer. Mot ytterkantene av byer vil det i større grad være mulig å prioritere de mest verdifulle områdene for naturmangfoldet som kjerneområder.
- *Korridorer:* Alle andre naturelementer i tettbygde bystrøk vil ha viktige funksjoner som korridorer eller «vadesteiner». Spesielt vil arealer og linjeelementer som binder sammen ulike deler av annen grønn infrastruktur og sentrum med periferi, være viktige kor-

ridorer. Dette kan omfatte vannløp med kantsoner, korridorer for tilgang til friluftsområder, kantsoner med trær, busker og annen vegetasjon langs veier og T-banelinjer, samt arealer under kraftlinjer.

- *Matriks:* Alle bebygde og sterkt tilrettelagt arealer med få naturelementer vil utgjøre matriks. Massive sammenhengende bebygde arealer og store transportårer vil utgjøre barrierer for ev. forflytning på tvers.

Kartlegging og datakilder for grønn infrastruktur i byer og tettsteder

Alle byer og tettsteder har nå svært detaljerte kartgrunnlag og digitale bilder som bør gjøre det mulig å kartlegge elementer i den grønne infrastrukturen og analysere sammenhengene mellom dem. Unntak kan være små restarealer uten øremerket funksjon. Dessuten vil forekomstene av naturelementer i byer og tettsteder kunne undergå raske endringer. Dermed kan det være vanskelig å få helt oppdaterte data for alle elementer.

Klimaendringer og grønn infrastruktur i byer og tettsteder

Klimaendringer i byer og tettsteder vil i hovedsak arte seg ved økte temperaturer, lenger vekstsesong og økt forekomst av kraftige nedbørsepisoder. Elementene i grønn infrastruktur i byer og tettsteder vil ikke være spesielt utsatt ved slike endringer på våre breddegrader. Imidlertid kan kraftige regnskyll medføre erosjon og risiko for ødeleggelse av enkelte sårbare naturforekomster. På den andre siden vil naturelementer som våtmarker, flomsoner og «myke» infiltrasjonsarealer kunne bidra til bedre håndtering av overflatevann og lokale flommer. Trær og annen vegetasjon vil også kunne modifisere lokale temperaturekstremer.

7 Datagrunnlag og system for grønn infrastruktur i planlegging og forvaltning

Å stedfeste elementene i en grønn infrastruktur til bruk i forvaltningen kan i utgangspunktet virke som en triviell øvelse. Dersom man tar ett tematisk uttrekk (f.eks. skog) fra ett nasjonalt arealdekkende kartlag (f.eks. N50), er det trivielt å finne ut hvor skogarealene brytes opp og mister sin romlige sammenheng. Romlige analyser på dette nivået kan i dag gjennomføres for en rekke temaer uten spesielle tilpasninger eller tilrettelegginger av verken data eller verktøy. Som det framkommer av prosjektets målsetting (kap. 1), er imidlertid intensjonene til prosjektet høyere, og i kapitlene 2-6 i denne rapporten framkommer det tydelig at kompleksiteten i slike analyser er langt større enn i eksempelet over.

Som utgangspunkt for å gå inn i kompleksiteten, bør de generelle kriteriene for å identifisere og avgrense økologiske sammenhenger (kap. 5) legges til grunn. Med utgangspunkt i disse kriteriene kan en sette opp generelle behov for å få slike analyser gjennomført i praksis. Av spesiell betydning for analysene blir løsningsmodellen som velges med hensyn til hvor standardisert analyseprosessen(e) skal være.

Deling og standardisering

Kartdata i Norge formidles nå mest gjennom WMS- og WFS-tjenester. WMS-tjenester gir direkte innsyn i kartdata. WFS-tjenester gir tilgang til nedlasting av kartdata, som dermed blir tilgjengelige for ulike kartanalyser. WMS- og WFS-tjenester sikrer at oppdaterte originaldata formidles direkte fra dataforvalter (eier). Det er i dag mindre behov for direkte nedlasting av andres data til egne analyser, men det foregår typisk ved FoU-arbeid.

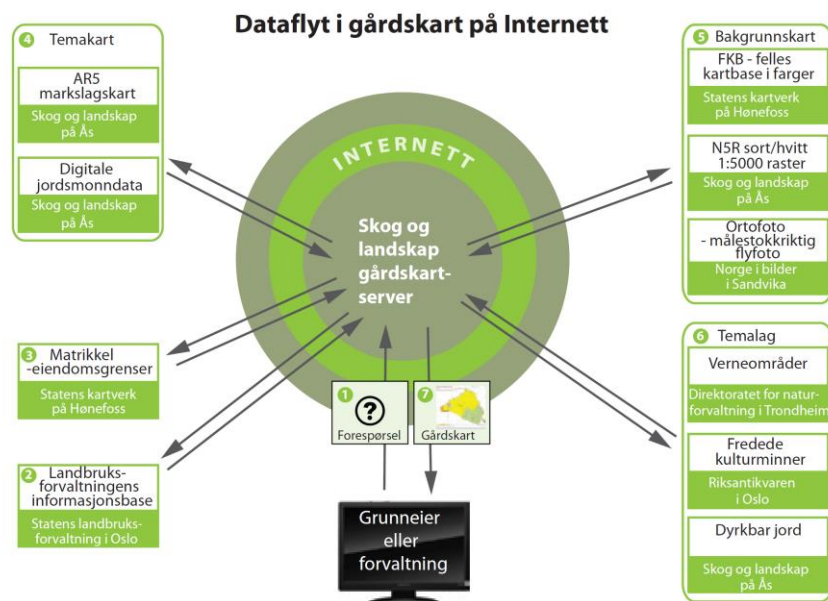
Ved nedlasting av data til egne kartdatabaser, kan alle kartanalyser kjøres lokalt, men de vil hele tiden være basert på de nedlastede versjonene av kartdataene som inngår i analysen. I tillegg setter slike systemer store krav til brukerkompetanse, både mht tematiske, tekniske og analytiske utfordringer.

Alternativet er å standardisere kartanalysene. Dette gjøres ved å tilrettelegge for spesifikke spørringer fra flere kartdatabaser, samt kjøre standardiserte analyser (GIS-operasjoner) direkte via nettsiden. Et typisk eksempel er Gårdskart (www.gardskart.no), hvor kartinformasjon hentes fra flere kilder, og hvor arealer av ulike klasser beregnes for den valgte eiendommen sammen med et kartbilde (**figur 7.1**). Kartanalysene kjøres da ikke lenger lokalt. Kartgrunnlag, metoder og resultater er standardiserte, slik at resultatene ikke varierer mellom ulike brukere. Systemet gjør det også svært enkelt for sluttbruker. Et annet eksempel er Skogportalen¹¹, som gir mulighet for å be om romlig informasjon basert på flere kilder.

Ønsker man en konsekvent forvaltning basert på definerte kriterier, kan det være nødvendig å redusere antall frihetsgrader i analysene av økologiske sammenhenger. Det kan imidlertid være utfordrende å standardisere analysene, nettopp fordi økologiske sammenhenger omfatter ulike arter, naturtyper og økosystemer som har svært ulike krav til forvaltning.

¹¹

https://kilden.nibio.no/?topic=skogportal&X=7334000.00&Y=400000.00&zoom=0&lang=nb&bgLayer=graa_tone_cache, gå inn i verktøy og velg Skograpport



Figur 7.1 Gårdskart er et eksempel på system satt opp for romlige spørringer (Skog og landskap 2010).

Det er uansett avgjørende for videre forløp i prosessen med etablering av kartdata for analyser av økologiske sammenhenger at man tidlig avgjør hvor standardisert og styrt prosessene skal være.

Komponenter i en dataflytmodell

Viktige komponenter i en konseptuell dataflytmodell for analyser av økologiske sammenhenger er bl.a.:

- Vurdering av datarelevans – hvilke kartgrunnlag bør inngå i analyser av økologiske sammenhenger?
- Datadokumentasjon – datamodell, metadata, rettigheter, lisensiering m.m.?
- Datatilgjengelighet – hvilke kartgrunnlag er tilgjengelige og på hvilken måte?
- Dataflyt – hvordan formidles og håndteres data gjennom prosessen?
- Datamanipuleringer – hvilke filtreringer, generaliseringer, avledninger fra temakart osv ønsker man å sette opp?
- Romlige analyser – hvilke romlige og tematiske spørringer og GIS-analyser ønsker en å sette opp basert på kriteriene fra kapittel 5?
- Resultatrapporteringer – på hvilket format og på hvilken form ønsker man resultatene?
- Anvendelsen av dataene – skal det gis veiledning m.m. i bruken av resultatene?

Dersom man vil legge til rette for egne tilleggsanalyser, inkludert bruk av andre eller flere kartverk (inkludert egenutviklede kartlag), vil dataflytmodellen også inkludere:

- Egne kartdata – kobling mot eventuelle kartdata som ikke er en del av de standardiserte kartproduktene, f.eks. klimaprojeksjoner eller utbredelsesmodeller, som bør innvirke på analysene av økologiske sammenhenger
- Egne kartanalyser – bruk av egne analysemetoder

Før en bestemmer dataflytmodell, vil det imidlertid være fornuftig å vurdere ulike brukernivå (som gjenspeiler ulike analysebehov) og forskjellige kvalitetsparametere ved de tilgjengelige kartlagene.

Brukernivå og tilgjengelighet

Slik vi ser det, er det fire klart definerte administrative brukernivåer innen offentlig forvaltning. Disse brukernivåene gjenspeiler målestokksnivåene data med økologiske sammenhenger kan tilrettelegges for:

- 1 Kommune(r) – lokale sammenhenger
- 2 Fylke(r) – regionale sammenhenger
- 3 Stat – nasjonale sammenhenger
- 4 Tverrstatlig – internasjonale sammenhenger

I tillegg vil det være avgjørende om de analytiske virkemidlene og redskapene skal tilgjengeliggjøres utenfor de offentlige forvaltningssystemene. Skal f.eks. et privat konsulentfirma få systemtilgang til å gjennomføre de samme analysene av økologiske sammenhenger som de administrative systemene? Ellers skal ulike analyseverktøyene, spesielle typer data o.l. skjermes fra offentlig innsyn?

Ulike administrative enheter bruker ulik programvare (GISLINE, ArcMap, QGIS e.l.) for arealanalyser. Dette er trolig ikke utfordrende ved sentral formidling av standardiserte data (f.eks. gjennom Geonorge). Mulighetsrommet for kompliserte GIS-analyser av økologiske sammenhenger vil imidlertid variere med de ulike verktøyene, samt med kompetansen i bruken av slike verktøy. Sannsynligvis er det nødvendig å standardisere analysene gjennom standardiserte spøringer, med noen muligheter for ulik grad av filtrering og koblinger. I tillegg er det mulighet for videre bearbeiding og analyser, dersom resultatene formidles i riktig format.

Tilgjengelighet og kvalitetsparametere av eksisterende kartdata

Gjennom samarbeidet i Norge digitalt, er det etablerte standarder (ISO) for beskrivelser og produktspesifikasjoner som formidles gjennom Geonorge (www.geonorge.no). Geonorge driftes av Kartverket og er det nasjonale nettstedet for kartdata og annen stedfestet informasjon i Norge. Det finnes felles tekniske og administrative forpliktelser basert på geodataloven og felles avtalte krav i samarbeidet. Utviklingen av samarbeidet er forankret i geodataloven og tilhørende forskrift.

For å kunne vurdere hvilke kartdata som er tilgjengelige for å identifisere økologiske sammenhenger basert på kriteriene i kapittel 5, blir det avgjørende å klarlegge ulike kvalitetsparametere. I denne sammenheng vil vi trekke fram fem ulike temaer som ikke er uavhengige:

- 1 *Målestokk:* målestokken som angis for kart er en kvalitetsindikator som angir forventet presisjon og detaljeringsgrad, og målestokken i ulike kartverk varierer normalt fra 1:500 og oppover. Noen kartprodukter inneholder data som fungerer for ulike målestokker.
- 2 *Tematisk innhold og kompleksitet:* Relevansen til ulike kart for analyser av økologiske sammenhenger vil variere. For oversiktlige analyser kan det i noen tilfeller være nok å basere analysene på ett kartlag med bare tre klasser, f.eks. grå, grønn og blå «infra-

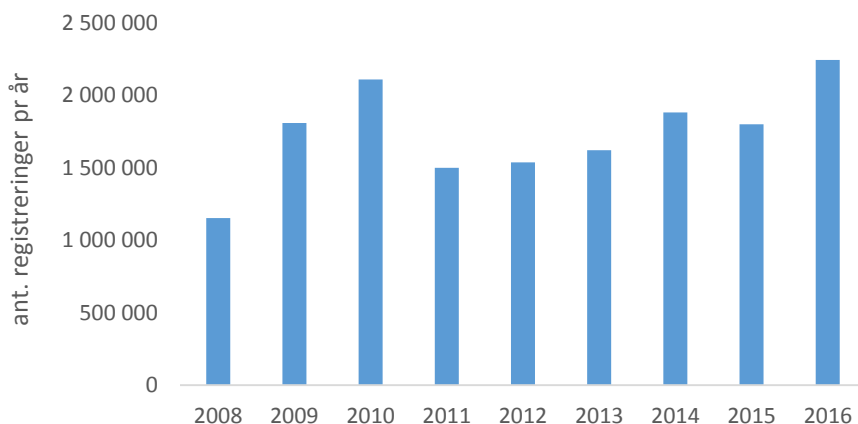
struktur». I andre tilfeller vil det være betydelig større krav til tematisk innhold med dertil økende kompleksitet i både datasett og analyser.

- 3 *Dataformat*: Det er vanlig å skille mellom to hovedtyper av kartdata; raster- eller vektorbaserte kart.
 - a. Vektorbaserte kart er som regel mer romlig presise enn rasterbaserte kart, men dette vil avhenge av målestokken vektorkartene er tilpasset. Det er åpenbart at en 20 meters raster høydemodell er langt mer presis enn et generalisert vektorlag med høydekoter tilpasset målestokken 1:1 000 000.
 - b. I utgangspunktet er det ikke lenger tekniske utfordringer knyttet til bruk av ulike dataformat. Bruken av kartdatatyper legger imidlertid noen føringer for hvordan systemene bør settes opp, hvilke feilkilder som oppstår, hva som kan oppnås og hvordan resultatene kan formidles.

- 4 *Dekningsgrad*: Mange av de kartene som er relevante for analyser av økologiske sammenhenger, mangler informasjon fra ulike deler av landet, eller mangler klassifisering av ulike arealer.
 - a. For arealdekkende kart er det stor forskjell i hvor høy dekningsgraden er mellom ulike kartlag, samt hvor systematisk dekningsgraden er geografisk fordelt. Som eksempel dekker NiN-naturtypekartlegging utenfor verneområdene hittil svært få prosent av Norges areal (og dette kartlagte arealet er ikke sammenhengende), AR5 dekker 57 % av Norges areal, mens N50 dekker hele Norge.
 - b. For kartserier med predefinerte utvalg av typer, f.eks. typer gitt i DN Håndbok 13, er dekningsgraden av de dokumenterte forekomstene kjent. Undersøkt areal er imidlertid ukjent, slik at man ikke vet hvor de aktuelle typene ikke forekommer. Det gjør at slike data må brukes med visse forbehold.
 - c. For noen kartserier gir det egentlig ikke mening å snakke om dekningsgrad, men heller om intensitet og omfang. F.eks. er antall artsregistreringer per arealenhet i Artskart svært varierende. Og noen artsgrupper er kartlagt langt bedre enn andre. Det gjør at slike data må brukes med visse forbehold.

- 5 *Innlegging og ajourføring*: Hvor ofte nye data legges inn i kartdatabaser som ikke er komplette, samt hvor ofte de eksisterende registreringene ajourføres, er helt avgjørende for robustheten i potensielle analyser.
 - a. Mange kartdata, f.eks. Artskart, oppdateres kontinuerlig med nye observasjoner. I Artskart fjernes imidlertid ikke gamle registreringer som f.eks. på grunn av naturinngrep ikke lenger er gyldige. Artskart mangler med andre ord ajourføring. Eksempler på kartdata som både har hyppig innlegging og ajourføring, er AR5 (ukentlig ajourføring) og Eiendomsdata gjennom matrikkelen (løpende ajourføring).
 - b. Kartdata med frekvent innlegging og ajourføring bør åpenbart leses direkte fra originalkilden (forvalters database) og ikke lastes inn som statiske kart i egne databaser. Karttypene som blir tatt i bruk for økologiske sammenhenger, bør derfor påvirke valg av dataflyt og analysemetoder slik at analysene baseres på oppdatert kartinformasjon.
 - c. Spesielt viktig er det med ajourføring når det gjelder tilstandsvariasjon – fordi tilstanden som regel er mer dynamisk enn klassene i nesten ethvert kartleggingssystem. I dynamiske økosystemer kan tilstanden endres i løpet av kort tid,

og ved arealinngrep kan dette skje i løpet av veldig kort tid. For eksempel kan myrer fortsatt kartfestes som myrer etter drenering, men myras tilstand vil være svært ulik det den var før inngrepet. Etter noen år kan imidlertid dreneringa miste effekt, og tilstanden kan gradvis endre seg. Det er ulike former for avhengigheter mellom klassene og tilstandene. For eksempel kan man ikke ha tilstanden «gammel skog» uten å ha klassen «skog» definert for en geografisk lokalitet. En tilstand av gjengroing kan man imidlertid finne innenfor et stort utvalg ulike arealkategorier, inkludert arealer klassifisert som skog i f.eks. N50.



Figur 7.2 Antall nye registreringer i Artskart. Innlegging av nye observasjoner skjer fortløpende. Figurdata fra Artsdatabanken (<https://www.artsdatabanken.no/Pages/229530>)

Nødvendig med avveininger på et tidlig stadium

Det er nødvendig å foreta avveininger mellom de ulike kvalitetsparameterne av tilgjengelige kartdata ved analyser av økologiske sammenhenger. For eksempel vil en måtte avveie forholdet mellom tematisk presisjon, dekningsgrad og kompleksitet. NiN-naturtyper er åpenbart tematisk presise, men dekker foreløpig bare ca 1 % av Norges areal, samt mangler rutiner for kontroll og ajourføring. Samtidig vil kompleksiteten i NiN-datastrukturen kreve mange valg, omfattende programmering, og brukerterskelen av resultatene vil være høy for sluttbrukerne. Avveiningene må derfor ta hensyn til helheten av systemet som skal bygges opp rundt analyser av økologiske sammenhenger.

Behov for nye kartlag

I tillegg bør behovet for å etablere nye karttyper, designet for å løse spesifikke problemstillinger knyttet til økologiske sammenhenger, vurderes. Eksempler på slike kartlag kan være arters funksjonsområder, kjerneområder for ulike naturtyper, korridorer- og migrasjonsruter, kart over ulike typer spredningsbarrierer (noe slike finnes alt, jf NVEs database over vassdragsinngrep). Slike karttyper bør, om mulig, kunne oppdateres fortløpende og bør sannsynligvis også baseres på spørringer og analyser direkte fra eksisterende databaser.

Etablering av helt nye kartlag som ikke baseres på eksisterende datakilder, f.eks. basert på ALS/LiDAR eller Sentinel, bør vurderes ut fra en helhetlig kartstrategi for miljøsektoren – i samarbeid med andre sektorer. Det kan være store besparelser ved å se behovene for nye kartdata i sammenheng og på tvers av sektorer.

Forslag til prosess, romlige analyser og dataflyt

Det vil være behov for en del avklaringer før det kan etableres fastere rammer for organisering av prosessen, romlige analyser og dataflyt. Følgende forslag er foreløpig og bør testes og videreutvikles i tett samarbeid med geomatikere. Det er her ikke tatt hensyn til eventuelle eierskapsrettigheter og delingspolitikk blant geodataeiere i Norge. Det er heller ikke i nevneverdig grad tatt hensyn til kompleksiteten i å rigge opp et slikt system.

Første trinn i en prosess mot en systematisk, romlig rapportering av grønn infrastruktur vil være å definere kjerneområder. Definisjonene inkluderer parametere som areal (størrelse), tilstand, artsdiversitet, forekomst av rødlistearter, økosystemvariasjon m.m. Normalt vil dette da inkludere for eksempel verneområder av alle kategorier, lokaliteter med ulike former for viktige naturtyper, områder med høye konsentrasjoner av rødlistete arter og andre kartlagte temaer som kan tenkes å inngå i definisjonen av kjerneområder.

Med klare definisjoner kan det settes opp romlige analyser (GIS) basert på tilgjengelige kartserier fra geodatabaser. Gjennom disse analysene kan kjerneområdene for ulike hovedøkosystemer identifiseres romlig. Når disse er identifisert, kan det beregnes ulike former for konsentrasjoner av ulike hovedøkosystemer, samt nettverk og korridorer mellom ulike arealer innen hvert hovedøkosystem. Alle analysene bør baseres på faste kriterier og programkoding, slik at de kan gjentas ved ajourføring av grunnleggende kartlag.

For bedre å kunne vurdere viktigheten av ulike arealer opp mot hverandre mht dynamikk og bevegelse (forflytning) av arter mellom ulike lokaliteter innen hovedøkosystemene, bør det kjøres romlige analyser (GIS) som identifiserer motstanden mot forflytning i landskapet. Dette kan gjøres gjennom parameterisering av ulike barrierer (inngrepskategorier) for de forskjellige hovedøkosystemene. Ved å koble motstandskartene med konsentrasjons- og nettverkskartene, kan viktige grønne infrastrukturer identifiseres. Det kan for eksempel beregnes «least cost path» («minste motstands vei») for de ulike hovedøkosystemene. Dette vil være minimert avstand og motstand mellom høye konsentrasjoner innen koblede nettverk av kjerneområder. Ved klassifisering av disse kan forvaltningen foreta systematiske og begrunnede valg i prioriteringen av arealer for å ivareta grønn infrastruktur. Slike arealer kan kategoriseres etter gitte kriterier, slik at forvaltningen for eksempel får returnert ferdig klassifiserte arealkategorier (med områder rangert etter stigende forvaltningsinteresse).

Dersom dette systemet settes opp som en online, regel- og kriteriebasert romlig spørring og analyse (med henting av data fra ulike geodatakilder), så bør forvaltningen kunne få konsekvente og oppdaterte data i retur. Ved gjentak vil en også kunne overvåke endringer i den grønne infrastrukturen.

De romlige analysene vil trolig måtte begrenses arealmessig eller kjøres innen angitte administrative eller geografiske regioner. Alternativt må det lages et system for å tilpasse detaljeringsgraden i datainnhenting til den romlige dekingen av analysene.

Ved å identifisere potensielt viktige manglende forbindelser i den grønne infrastrukturen, kan også arealer egnet for restaurering identifiseres. Ved restaurering av slike mangler (f.eks. ved fjerning av barrierer) vil viktige areal kunne knyttes sammen til en mer helhetlig grønn infrastruktur.

8 Videre arbeid med grønn infrastruktur

I kapitlene ovenfor i denne rapporten har vi skissert en generell tilnærming til begrepet grønn infrastruktur, litt om relevant landskapsøkologisk kunnskap og ulike internasjonale initiativer, hvilke kriterier som kan legges til grunn for å identifisere og avgrense komponenter i denne infrastrukturen – både generelt og mer spesifikt for utvalgte hovedøkosystemer, samt litt om hvordan tilgjengelige data kan organiseres i et system for forvaltning og planlegging. Denne gjennomgangen er holdt på et generelt nivå og angir ikke kriterier og system som uten videre er klare til å iverksettes. En del avklaring og praktisk utprøving vil være nødvendig for å kunne utvikle et nyttig system for forvaltningen. Dessuten er det en rekke områder med mangelfull kunnskap som bør bedres for å få et bedre grunnlag for gode løsninger for økologiske sammenhenger i landskapet.

Avklaringer og uttesting

Det viktigste spørsmålet å avklare, er hvilket formål et system for grønn infrastruktur skal ha. Hvordan skal det inngå i eksisterende virkemidler og planverktøy i forvaltningen, og hvem skal bruke det? Hva slags skala er det relevant for – hele landet og større regioner eller kommuner og fylker? Skal det være et fast, konkret planleggingsverktøy satt opp i et geografisk informasjonssystem, eller heller en veileder med konkrete retningslinjer? Dette er spørsmål som miljøforvaltningen selv må avklare i det videre arbeidet med grønn infrastruktur.

Når hovedtrekkene i disse spørsmålene er avklart, vil det være nyttig å gjennomføre et prøveprosjekt for et passende område, f.eks. en eller flere kommuner eller fylker (avhengig av hvilken skala man anser som mest relevant), ev. bare for noen hovednaturtyper. Et slikt prøveprosjekt bør både prøve ut kriteriene, teste ulike tilgjengelige data og utforske hvordan et praktisk system bør organiseres.

Som beskrevet i kapittel 4.2, er svenske myndigheter godt i gang med å utvikle et system for grønn infrastruktur til bruk i forvaltning og planlegging. Det vil åpenbart være interessant å se nærmere på deres erfaringer for å se hvordan disse kan nyttiggjøres i norsk sammenheng.

Kunnskapsbehov

Det er fremdeles store kunnskapsmangler om viktige deler av naturmangfoldet og hvordan det knytter seg til landskapets struktur, så vel som om mønstre og endringsprosesser i landskapet. Slike kunnskapsmangler omfatter:

- Romlig fordeling av viktige forekomster av naturmangfold: arter, naturtyper og landskapselementer som grov død ved og gammel skog, intakte våtmarker og semi-naturlige mark
- Art-habitat-relasjoner og hva som er minste habitatstørrelser for levedyktige bestander
- Arters spredningsøkologi og metapopulasjonsdynamikk
- Effekter av fragmentering og habitattap på levedyktige bestander av arter, og hvilke nivåer habitatmengde må ligge på for ulike romlige skalaer
- Romlig struktur for viktige økosystemfunksjoner
- Hva som kan sies å representere naturgitt landskapsstruktur i ulike typer landskap for ulike hovedøkosystemer, samt hvor avvikende dagens landskapsstruktur er fra en slik naturgitt struktur

- Modellering av landskapsendringer, mht hvilke areal typer som endrer seg til hva, hvordan areal typenes økologiske egenskaper endrer seg, hastighetene for de ulike endringene og årsakene til dem
- Klimaendringers landskapseffekter og hvordan ulik landskapsstruktur kan motvirke effektene av klimaendringer på naturmangfoldet

For flere av disse punktene vil forbedring av kunnskapen kreve gode feltstudier og solide analyser kombinert med landskapsmodellering.

9 Referanser

- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. – *Oikos* 71: 355-366.
- Appelqvist, T. 2005. Naturvårdsbiologisk forskning. Underlag for områdesskydd i skogslandskapet. – Naturvårdsverket Rapport 5452. 154 s.
- Ashcroft, M.B., Gollan, J.R., Warton, D.I. & Ramp, D. 2012. A novel approach to quantify and locate potential microrefugia using topoclimate, climate stability, and isolation from the matrix. – *Global Change Biology* 18: 1866-1879.
- Bryn, A., Strand, G-H., Angeloff, M. & Rekdal, Y. (in press). Land cover in Norway based on an area frame survey of vegetation types. – *Norwegian Journal of Geography*.
- Dervo, B.K., Stokke, K.B., Hovik, S., Museth, J., Barton, D.N., Schartau, A.K., Østdahl, T. & Storeid, S.E. 2006. Bruk og forvaltning av elvesletter. – s 12-18 i Sandlund, O.T., Hovig, S., Selvik, J.R., Øygarden, L. & Jonsson, B. (red.) Nedbørfeltorientert forvaltning av store vassdrag. NINA Temahefte 35.
- DN 2007a Emerald Network i Norge – pilotprosjekt. – DN rapport 2007 – 1.
- DN 2007b. Kartlegging av naturtyper – verdisetting av biologisk mangfold. – Håndbok 13. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim
- Dobrowski, S.Z. 2011. A climatic basis for microrefugia: the influence of terrain on climate. – *Global Change Biology* 17: 1022-1035.
- Dramstad, W.E. 2009. Spatial metrics – useful indicators for society or mainly fun tools for landscape ecologists? – *Norsk Geografisk Tidsskrift - Norwegian Journal of Geography* 63: 246-254.
- Dramstad, W.E., Olson, J.D. & Forman, R.T.T. 1996. *Landscape Ecology Principles in Landscape Architecture and Land-Use Planning*. – Island Press, Washington DC.
- EC 2011. Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. – Communication from the European Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. COM(2011) 0244 final.
- EC 2013a. Green Infrastructure (GI) – Enhancing Europe's Natural Capital. – Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. COM(2013) 249 final.
- EC 2013b. Technical information on Green Infrastructure (GI). – Commission Staff Working Document. SWD(2013) 155 final.
- EC 2016. Supporting the Implementation of Green Infrastructure. Final Report. – European Commission. 203 s.
- EEA 2011a. Landscape fragmentation in Europe. Joint EEA-FOEN report. – EEA Report 2/2011.
- EEA 2011b. Green infrastructure and territorial cohesion. The concept of green infrastructure and its integration into policies using monitoring systems. – European Environment Agency. Technical report No 18/2011
- Ellis, E., Klein Goldewijk, K., Siebert, S., Lightman, D. & Ramankutty, N. 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. – *Global Ecology and Biogeography* 19: 589-606.
- Erikstad, L., Blumentrath, S., Bakkestuen, V. & Halvorsen, R. 2013. Landskapstypekartlegging som verktøy til overvåking av arealbruksendringer. – NINA Rapport 1006. 41 s.
- Esseen, P.-A. & Renhorn, K.-E. 1998. Edge Effects on an Epiphytic Lichen in Fragmented Forests. – *Conservation Biology*, 12: 1307–1317. doi:10.1111/j.1523-1739.1998.97346.x
- Evju, M. (red.), Bakkestuen, V., Blom, H.H., Brandrud, T.E., Bratli, H., Nordén, B., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2015. Oaser for arts mangfoldet – hotspot-habitater for rødlistearter. – NINA Temahefte 61. 48 s.
- Evju, M. & Sverdrup-Thygeson, A. 2016. Spatial configuration matters – a test of the Habitat Amount Hypothesis for plants in calcareous grasslands. – *Landscape Ecology* 9: 1891-1902.
- Evju, M. & Stange, E. (red.), Berger, A.L., Blumentrath, S., Endrestøl, A., Olsen, S.L., Skarpaas, O., Stabbetorp, O.E., Stöckmann, F. & Sverdrup-Thygeson, A. 2016. Når artenes leveområder splittes opp – eksempler fra øyene i indre Oslofjord. Sluttrapport fra strategisk instituttsatsing (SIS) 2011-2015. – NINA Temahefte 65. 49 s.
- Ewers, R.M. & Didham, R.K. 2008. Pervasive impact of large-scale edge effects on a beetle community. – *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 105(14): 5426-5429.
- Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. – *Journal of Wildlife Management* 61: 603-610.

- Fahrig, L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. – *Journal of Biogeography* 40: 1649-1663.
- Firehock, K. & Walker, R. A. 2015. Strategic Green Infrastructure Planning. A multi-scale approach. Island Press, Washington. <https://link.springer.com/book/10.5822%2F978-1-61091-693-6>
- FISRWG 1998. Stream corridor restoration. Principles, processes, and practices. – Federal Inter-agency Stream Restoration Working Group. GPO Item No. 0120-A; SuDocs No. A 67.6/2:EN3/PT.653. (http://www.usda.gov/stream_restoration)
- Forman, R.T.T. & Godron, M. 1986. Landscape ecology. – John Wiley & Sons. 619 s.
- Forsgren, E., Aarrestad P.A., Gundersen, H., Christie, H., Friberg, N., Jonsson, B., Kaste, Ø., Lindholm, M., Nilsen, E.B., Systad, G., Veiberg, V. & Ødegaard, F. 2015. Klimaendringenes påvirkning på naturmangfoldet i Norge. – NINA Rapport 1210. 133 s.
- Framstad, E., Blumentrath, S., Erikstad, L. & Bakkestuen, V. 2012. Naturfaglig evaluering av norske verneområder. Verneområdenes funksjon som økologisk nettverk og toleranse for klimaendringer. – NINA Rapport 888. 126 s.
- Haddad, N.M., Gonzalez, A., Brudvig, L.A., Burt, M.A., Levey, D.J. & Damschen, E.I. 2016. Experimental evidence does not support the Habitat Amount Hypothesis. – *Ecography* 10.1111/ecog.02535
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. 2016. NiNs systemkjerne - teori, prinsipper og inndelingskriterier. – *Natur i Norge*, Artikkel 1 (versjon 2.1.0): 1-358, Artsdatabanken, Trondheim (www.artsdatabanken.no).
- Hanski, I. 1999. Metapopulation ecology. – Oxford University Press.
- Hanski, I. 2015. Habitat fragmentation and species richness. – *Journal of Biogeography* 42: 989-993.
- Hanssen-Bauer, I., Førland, E.J., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J.E.Ø., Sandven, S., Sandø, A.B., Sorteberg, A. & Ådlandsvik, B. 2015. Klima i Norge 2100. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015. – NCCS report no. 2/2015. M-406 | 2015. 203 s.
- Heller, N.E. & Zavaleta, E.S. 2009. Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. – *Biological Conservation* 142: 14-32.
- Hobbs, R. J., Arico, S., Aronson, J., mfl 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. – *Global Ecology and Biogeography* 15: 1-7. 10.1111/j.1466-822X.2006.00212.x
- Hobbs, R.J., Higgs, E., Hall, C.M., mfl 2014. Managing the whole landscape: historical, hybrid, and novel eco-systems. – *Frontiers in Ecology and the Environment* 12: 557-564. 10.1890/130300
- Holmes, G., Sandbrook, C. & Fisher, J.A. 2017. Understanding conservationists' perspectives on the new-conservation debate. – *Conservation Biology* 31: 353-363. 10.1111/cobi.12811
- Ims, R.A. 1990. Hva er landskapsøkologi? Problem og metoder. – *Fauna* 43: 151-171.
- Jackson, N.D. & Fahrig, L. 2016. Habitat amount, not habitat configuration, best predicts population genetic structure in fragmented landscapes. – *Landscape Ecology* 31: 951-968.
- Jaeger, J. & Holderegger, R. 2005. Schwellenwerte der Landschaftszerschneidung. – *GAIA* 14/2: 113-118.
- Jongman, R.H.G., Bouwma, I.M. & van Doorn, A. 2006. The indicative map of the Pan-European Ecological Network in Western Europe. Technical background report. – *Alterra Report* 1429. 105 s.
- Jongman, R.H.G., Bouwma, I.M., Griffioen, A., Jones-Walters, L. & Van Doorn, A.M. 2011. The Pan European Ecological Network: PEEN. – *Landscape Ecology* 26: 311-326.
- Jönsson, M.T., Fraver, S., Jonsson, B.G., Dynesius, M., Rydgård, M., Esseen, P.-A. 2007. Eighteen years of tree mortality and structural change in an experimentally fragmented Norway spruce forest. – *Forest Ecology and Management* 242: 306-313.
- Keppel, G., Mokany, K., Wardell-Johnson, G.W., Phillips, B.L., Welbergen, J.A. & Reside, A.E. 2015. The capacity of refugia for conservation planning under climate change. – *Frontiers in Ecology and Environment* 13: 106-112.
- Keppel, G., Van Niel, K.P., Wardell-Johnson, G.W., Yates, C.J., Byrne, M., Mucina, L., Schut, A.G.T., Hopper, S.D. & Franklin, S.E. 2012. Refugia: identifying and understanding safe havens for biodiversity under climate change. – *Global Ecology and Biogeography* 21: 393-404.
- Keppel, G. & Wardell-Johnson, G.W. 2012. Refugia: keys to climate change management. – *Global Change Biology* 18: 2389-2391.

- KLD 2013. Internasjonale mål for biologisk mangfold – norsk oversettelse. – Brosjyre. Klima- og miljødepartementet. T1526. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/internasjonale-mal-biologisk-mangfold/id712182/>
- KLD 2015. Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold. – Klima- og miljødepartementet, Melding til Stortinget 14 (2015-2016).
- Kukkala, A. S. & Moilanen, A. 2017. Ecosystem services and connectivity in spatial conservation prioritization. – *Landscape Ecology* 32: 5-14. 10.1007/s10980-016-0446-y
- Laforteza, R., Davies, C., Sanesi, G. & Konijnendijk, C. C. 2013. Green Infrastructure as a tool to support spatial planning in European urban regions. – *Forest-Biogeosciences and Forestry* 6: 102-108. 10.3832/for0723-006
- Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didiham, R.K., Stouffer, P.C., Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G. & Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. – *Conservation Biology* 16: 605-618.
- Lundgren, R., Lazaro, A., & Totland, Ø. 2013. Experimental pollinator decline affects plant reproduction and is mediated by plant mating systems. – *Journal of Pollination Ecology* 11: 46-56.
- Länsstyrelsen Västerbotten 2016. Grön infrastruktur i det boreala skogslandskapet. En metod för prioritering av områdesskydd med hjälp av tillgängliga geografiska data. – Naturvårdsenheten, Länsstyrelsen Västerbotten. <http://www.lansstyrelsen.se/Vasterbotten/SiteCollectionDocuments/Sv/Publikationer/2016/Gr%C3%B6n%20infrastruktur%20i%20det%20boreala%20skogslandskapet%20webbversion.pdf>.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. The theory of island biogeography. – Princeton, Monographs in Population Biology 1. 203 s.
- Mawdsley, J.R., O'Malley, R. & Ojima, D.S. 2009. A review of climate-change adaptation strategies for wildlife management and biodiversity conservation. – *Conservation Biology* 23: 1080-1089.
- McGarigal, K. & Marks, B.J. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 p.
- Mellows, A., Barnett, R., Dalén, L., Sandoval-Castellanos, E., Linderholm, A., McGovern, T.H., Church, M.J. & Larson, G. 2012. The impact of past climate change on genetic variation and population connectivity in the Icelandic arctic fox. – *Proceedings of the Royal Society B*. DOI: 10.1098/rspb.2012.1796
- Melo, G.L., Sponchiado, J., Cáceres, N.C. & Fahrig, L. 2017. Testing the habitat amount hypothesis for South American small mammals. – *Biological Conservation* 209: 304-314.
- Moen, A., Dolmen, D., Hassel, K. & Ødegaard, F. 2010. Myr, kilde og flommark. – I Kålås, J.A., Henriksen, S., Skjelseth, S. & Viken, Å. (red.) Miljøforhold og påvirkninger for rødlistearter. Artsdatabanken, Trondheim.
- Morelli, T.L., Daly, C., Dobrowski, S.Z., Dulen, D.M., Ebersole, J.L., Jackson, S.T., Lundquist, J.D., Millar, C.I., Maher, S.P., Monahan, W.B., Nydick, K.R., Redmond, K.T., Sawyer, S.C., Stock, S. & Beissinger, S.R. 2016. Managing climate change refugia for climate adaptation. – *PLoS One* 11(8). e0159909.
- Naturvårdsverket 2017. Viktiga begrepp i arbetet med grön infrastruktur. – Vägledning, 2017-02-16. <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/gron-infrastruktur/begrepp-gron-infrastruktur2017.pdf>.
- Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhly, P. & Strand, O. 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. – *Biological Conservation* 101: 351-360.
- Nordén, J., Penttilä, R., Siitonen, J., Tomppo, E. & Ovaskainen, O. 2013. Specialist species of wood-inhabiting fungi struggle while generalists thrive in fragmented boreal forests. – *Journal of Ecology* 101: 701-712.
- Paracchini M.L., Petersen, J.-E., Hoogeveen, Y., Bamps, C., Burfield, I. & van Sway, C. 2008. High Nature Value Farmland in Europe. An estimate of the distribution patterns on the basis of land cover and biodiversity data. – JRC Scientific and Technical Reports. JRC 47063, EUR 23480 EN, DOI 10.2788/8891
- Parmesan, C. & Yohe, G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. – *Nature* 421: 37-42.
- Pereira, H.M., Leadley, P.W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J.P.W., Fernandez-Manjarrés, J.F., Araújo, M.B., Balvanera, P., Biggs, R., Cheung, W.W.L., Chini, L., Cooper, H.D., Gilman, E.L., Guénette, S., Hurtt, G.C., Huntington, H.P., Mace, G.M., Oberdorff, T., Revenga,

- C., Rodrigues, P., Scholes, R.J., Sumaila, U.R. & Walpole, M. 2010. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. – *Science* 330: 1496-1501.
- Penttilä, R., Lindgren, M., Miettinen, O., Rita, H. & Hanski, I. 2006. Consequences of forest fragmentation for polyporous fungi at two spatial scales. – *Oikos* 114: 225-240.
- Perlman, D.L. & Milder, J.C. 2004. Practical ecology for planners, developers, and citizens. – Lincoln Institute of Land Policy. Island Press, Washington, D.C. <https://islandpress.org/book/practical-ecology-for-planners-developers-and-citizens>
- Preston, F.W. 1962. The canonical distribution of commonness and rarity: Part 1. – *Ecology* 43: 185-215.
- Root, T.L., Price, J.T., Hall, K.R., Schneider, S.H., Rosenzweig, C. & Pounds, J.A. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. – *Nature* 421: 57-60.
- Rosenzweig, C., Karoly, D., Vicarelli, M., Neofotis, P., Wu, Q., Casassa, G., Menzel, A., Root, T.L., Estrella, N., Seguin, B., Tryjanowski, P., Lui, C., Rawlins, S. & Imeson, A. 2008. Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. – *Nature* 453: 353-358.
- Saccheri, I., Kuussaari, M., Kankare, M., Vikman, P., Fortelius, W. & Hanski, I. 1998. Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. – *Nature* 392: 491-494.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.N., Walker, M. & Wall, D.H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2000. – *Science* 287: 1770-1774
- Sanderson, E.W., Jaiteh, M., Levy, M.A., Redford, K.H., Wannebo, A.V. & Woolmer, G. 2002. The human footprint and the last of the wild. – *BioScience* 52: 891-904.
- Saura, S. & Rubio, L. 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. – *Ecography* 33: 523-537. 10.1111/j.1600-0587.2009.05760.x
- Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passé in the landscape era? – *Biological Conservation* 83: 247-257.
- Skog og landskap 2010. Gårdskart. – Brosjyre fra Skog og landskap 4/10. http://www.skogoglandskap.no/publikasjon/gardskart_brosjyre_bm
- Snäll, T. & Jonsson, B.G. 2001. Edge effects on six polyporous fungi used as old-growth indicators in Swedish boreal forest. – *Ecological Bulletins* 49, Ecology of Woody Debris in Boreal Forests (2001), pp. 255-262
- Snäll, T., Lehtomäki, J., Arponen, A., Elith, J. & Moilanen, A. 2016. Green Infrastructure Design Based on Spatial Conservation Prioritization and Modeling of Biodiversity Features and Ecosystem Services. – *Environmental Management* 57: 251-6. 10.1007/s00267-015-0613-y
- Soulé, M. 2013. The "New Conservation". – *Conservation Biology* 27: 895-897.
- Stein, B.A., Kutner, L.S. & Adams, J.S. (red.) 2000. Precious Heritage. The Status of Biodiversity in the United States. – The Nature Conservancy, Oxford University Press.
- Strand, O., Gundersen, V., Panzacchi, M., Andersen, O., Falldorf, T., Andersen, R., Van Moorter, B., Jordhøy, P. & Fangel, K. 2010. Ferdsl i villreinens leveområder. – NINA Rapport 551. 101 s.
- Strand, O., Jordhøy, P., Panzacchi, M. & Van Moorter, B. 2015. Veger og villrein. Oppsummering – overvåking av Rv7 over Hardangervidda. – NINA Rapport 1121. 47 s.
- Suggitt, A.J., Wilson, R.J., August, T.A., Beale, C.M., Bennie, J.J., Dordolo, A., Fox, R., Hopkins, J.J., Isaac, N.J.B., Jorieux, P., MacGregor, N.A., Marcetteau, J., Massimino, D., Morecroft, M.D., Pearce-Higgins, J.W., Walker, K. & MacLean, I.M.D. 2014. Climate change refugia for the flora and fauna of England. – *Natural England Commissioned Reports* 162.
- Thomas, C.D. 2017. Inheritors of the Earth. How nature is thriving in an age of extinction. – Allen Lane. 300 s.
- Uezu, A., Metzger, J.P. & Vielliard, J.M.E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. – *Biological Conservation* 123: 507-519.
- Vistnes, I. & Nellemann, C. 2008. The matter of spatial and temporal scales: a review of reindeer and caribou response to human activity. – *Polar Biology* 31: 399-407.
- Wessely, J., Hülber, K., Gattinger, A., Kuttner, M., Moser, D., Rabitsch, W., Schindler, S., Dullinger, S. & Essl, F. 2017. Habitat-based conservation strategies cannot compensate for climate-change-induced range loss. – *Nature Climate Change* 7: 823-828.
- With, K.A. & Crist, T.O. 1995. Critical thresholds in species responses to landscape structure. – *Ecology* 76: 2446-2459.

Vedlegg 1 Landskapsstruktur og dynamikk i hovednaturtyper

Summarisk beskrivelse av noen egenskaper som har betydning for landskapsmønstre og grønn infrastruktur hos utvalgte hovednaturtyper.

Skog

Naturgitte prosesser og mønstre	
Endringsprosesser	Forstyrrelser på ulik skala (brann, stormfelling, ras, insekter, sopp osv) og suksesjon
Landskapsmønstre for polygoner av naturtypen	Varierer med terreng, klima og jordsmonn fra små teiger til store områder
Landskapsmønstre for enheter	Varierer med terreng, klima, jordsmonn og forstyrrelser
Skala i tid og rom	<100 – 1000 år 1 ha – 1000 km ²
Regional variasjon	Gitt ved terreng og klima: mer sammenhengende skogområder i øst og dels i indre strøk i midt og nord, mer oppdelt i vest, langs kysten og i fjellområder
Elementer i grønn infrastruktur	<i>Kjerner:</i> Særlig verdifulle skogområder/typer: naturskog, gammelskog, rik skog, sumpskog, <i>Forbindelser:</i> annen skog (spesielt hkl 4+), kantskog langs vassdrag, våtmark og/eller kulturmark
Viktigste menneskeskapt påvirkning	Skogbruk og infrastrukturutbygging/nedbygging Viltforvaltning, klimaendringer, langtransportert forurensing osv kan påvirke forstyrrelsesmønstre og suksesjon, men har neppe særlig stor effekt på landskapsmønstre sammenlignet med skogbruk og fysiske inngrep
Endringsprosesser	Fragmentering som gir økt forekomst av kanteffekter Raskere omløpstad
Landskapsmønstre	Mer oppdelte enheter, større kanteffekter, annen fordeling av ulike aldersklasser, mer isolerte forekomster av spesielle skogtyper og substrattyper (gamle/store trær, grov død ved).
Skala i tid og rom	<100 – 150 år 2 daa – 1 km ²

Fjell/tundra

Naturgitte prosesser og mønstre	
Endringsprosesser	Forstyrrelser (ras, flom) og suksesjon (ofte nokså langsom)
Landskapsmønstre for polygoner av naturtypen	Varierer med terreng og klima, fra små til store områder
Landskapsmønstre for enheter	Varierer med terreng, klima, jordsmonn og forstyrrelser
Skala i tid og rom	<100 – 1000 år 1 ha – 10 000 km ²
Regional variasjon	Store sammenhengende områder i sentrale fjellområder i Sør-Norge og Nord-Norge, med fragmentert i ytterkantene, særlig mot fjordområdene, langs kysten, i Trøndelag
Elementer i grønn infrastruktur	<i>Kjerner:</i> Særlig verdifulle områder: Sentrale, sammenhengende fjellområder; produktive, kalkrike fjellområder <i>Forbindelser:</i> alle åpne fjellområder og åpne arealer i nordboreal sone
Viktigste menneskeskapt påvirkning	Infrastrukturutbygging (veier, energianlegg, hytter), klimaendringer, jordbruk
Endringsprosesser	Fragmentering, arealtap, gjengroing/høyere skoggrense
Landskapsmønstre	Oppstyking av sammenhengende fjellområder, tap av fjellareal i randsonen
Skala i tid og rom	<100 år 1 daa – 100 km ²

Myr/våtmark

Naturgitte prosesser og mønstre	
Endringsprosesser	Forstyrrelser (flom, erosjon) og suksesjon (sedimentering, torvdannelse)
Landskapsmønstre for polygoner av naturtypen	Varierer med terreng og klima, fra små til ganske store områder
Landskapsmønstre for enheter	Varierer med terreng, klima, næringstilgang
Skala i tid og rom	<100 – 1000 år <1 daa – 20 km ²
Regional variasjon	Stor variasjon i typer og størrelser med terreng og klima (jf Moen mfl 2010)
Elementer i grønn infrastruktur	<i>Kjerner:</i> Særlig verdifulle typer/områder: strandenger, rikmyrer, rik sumpskog, velutviklede deltaer, store intakte forekomster <i>Forbindelser:</i> alle våtmarksområder og ferskvannsforkomster
Viktigste menneskeskapt påvirkning	Infrastrukturutbygging (veier, anlegg, flomtiltak), klimaendringer, jordbruk, skogbruk
Endringsprosesser	Fragmentering, arealtap, endret hydrologi og flomregime, oppdyrking, gjengroing
Landskapsmønstre	Betydelig arealtap av myr/våtmark i lavlandet, fragmentering av gjenværende forekomster (særlig av verdifulle forekomster)
Skala i tid og rom	<100 år 1 daa – 1 km ²

Ferskvann

Naturgitte prosesser og mønstre	
Endringsprosesser	Forstyrrelser (flom, erosjon) og suksesjon (sedimentering, dels gjengroing)
Landskapsmønstre for polygoner av naturtypen	Skille mellom stillestående og rennende vann. Polygoner og linjer varierer i hovedsak med terreng, vannføring også med klima, fra små til ganske store områder
Landskapsmønstre for enheter	Varierer med terreng, klima, substrat, næringstilgang
Skala i tid og rom	100 – 1000 år <1 daa – 100 km ²
Regional variasjon	Stor variasjon i typer og størrelser med terreng og klima
Elementer i grønn infrastruktur	<i>Kjerner:</i> Særlig verdifulle typer/områder: lite påvirkete forekomster, særlig artsrike eller høyproduktive forekomster, viktige områder for arters økologiske funksjoner (gyteområder, oppvekstområder, kritiske områder for vandring/spredning) <i>Forbindelser:</i> alle ferskvannsforkomster og tiliggende våtmarksområder
Viktigste menneskeskapt påvirkning	Infrastrukturutbygging (vannkraftanlegg, veier, flomtiltak), klimaendringer, jordbruk
Endringsprosesser	Endret utforming, hydrologi og flomregime, fragmentering, arealtap, sedimentering/gjengroing, massetransport
Landskapsmønstre	Tap av små vannforekomster i lavlandet, omfattende regulering og fysisk endring av de fleste vassdrag
Skala i tid og rom	<100 år <1 daa – 1 km ² ; 100 km

Semi-naturlig mark

Naturgitte prosesser og mønstre	<u>Ikke naturgitte prosesser og mønstre, i hovedsak menneskestyrt</u>
Endringsprosesser	Tradisjonell hevd: slått, beite, rydding, brenning
Landskapsmønstre for polygoner av naturtypen	Avhengig av terreng, jordsmonn, klima, eiendomsstruktur, hevdform og hevdintensitet; generelt svært varierte typer avhengig av naturforhold og hevdhistorie
Landskapsmønstre for enheter	Avhengig av terreng, jordsmonn, klima, eiendomsstruktur, hevdform og hevdintensitet
Skala i tid og rom	10 – 1000 år <1 daa – 1 km ²
Regional variasjon	Variasjon i typer avhengig av terreng, jordsmonn, klima, eiendomsstruktur, tradisjon
Elementer i grønn infrastruktur	<i>Kjerner:</i> semi-naturlig mark med høy naturverdi (slåttemark, beiter osv i god hevd eller med moderat gjengroing) <i>Forbindelser:</i> alle forekomster og rester av åpen kulturpreget mark (slåtteeenger, beiter, ruderatmark, veikanter, park, plener), ev. med spredt tresetting

Viktigste menneskeskapte påvirkning	Nedbygging, intensivt jordbruk, opphør av hevd, skogreising, gjødsling
Endringsprosesser	Arealtap, fragmentering, gjengroing
Landskapsmønstre	Betydelig arealtap og fragmentering særlig pga opphørt hevd
Skala i tid og rom	<10 – 100 år <1 daa – 1 km ²

Byer og tettsteder

Naturgitte prosesser og mønstre	<u>Ikke naturgitte prosesser og mønstre, fullstendig menneskestyrt</u>
Elementer i grønn infrastruktur	<i>Kjerner:</i> rester av skog, åpne arealer, våtmark, vannforekomster, vassdrag med tydelige naturverdier; et definisjonsspørsmål om naturpregete arealer i utkantene av byene skal regnes med (jf bymarker etc) <i>Forbindelser:</i> alle forekomster og rester av naturpreget mark (ruderatmark, kanter langs veier og andre transportårer, parker, plener, hager, enkeltrær og treklynger, vannforekomster, vassdrag), spesielt grønne forbindelseslinjer til mer naturpregete arealer i utkantene
Viktigste menneskeskapte påvirkning	Nedbygging, endret arealbruk (til park, hage), fremmede arter, slitasje, forurensing, fjerning av trær
Endringsprosesser	Arealtap, fragmentering, artsutskifting
Landskapsmønstre	Betydelig arealtap og fragmentering, arealbruksendring
Skala i tid og rom	<1 – 10/20 år <1 daa – 1 km ² (ev. flere kvadratkilometer for bynære skoger etc)

Vedlegg 2 Oversikt over aktuelle kartlag for grønn infrastruktur

Kart-kategori	Format	Kartkode	Tematisk innhold	Produktansvarlig	Målestokk*1000	Ajourføringsfrekvens	Dekning	Aktivitet / kommentar	Temaer
Temakart	Vektor	NiN	Naturtyper i Norge	ADB	5 til 20	Statisk	1 % ?	Foreløpig lite data	Naturtyper, 2 nivåer + beskrivelsesvariabler
	Vektor	VK25	Vegetasjonskart	NIBIO	25	Varierende	12 %	Har arealrepresentativ statistikk	54 vegetasjonstyper + beskrivelsesvariabler, samt beite for sau og storfe, og utvalgte naturtyper
	Vektor	DN-HB-13	Naturtyper terrestrisk	Miljødir	Varierende	Ikke oppgitt	Utvalg	Kun vedlikehold etter 2014	Naturtyper/utforminger etter DN HB-13 (A-, B-, eller C-områder)
	Vektor/ punkter	DN-HB-13	Naturtyper terrestrisk	Miljødir	Varierende	Ikke oppgitt	Utvalg	Kun vedlikehold etter 2014	Naturtyper etter DN HB-13, Svært viktig/viktig og lokalt viktig (2 klasser)
	Vektor	DN-HB-19	Naturtyper marint	Miljødir	Varierende	Ikke oppgitt	Utvalg	Fullføres nasjonalt 2019?	Naturtyper etter DN HB-19
	Vektor		Utvalgte naturtyper	Miljødir	Varierende	Ikke oppgitt	Utvalg		Slåttemark, Slåttemyr, Hule eiker, Kalksjø, Kalklindskog, Kystlynghei
	Vektor	AR5	Arealressurskart	NIBIO	5 til 10	Kontinuerlig og periodisk (temaavhengig)	~ 57 %	Mangler dekning i fjellet	Bonitet, Arealtype, Hovedgruppetype, Skogbonitet, Treslag, Jordbruksareal, Grunnforhold, Endringer (NIBIO / Kommune)
	Vektor	AR50	Arealressurskart	NIBIO	50	Varierende	100 %	Ikke full dekning på alle temaer	Bonitet, Arealtype, Jordbruksareal, Skogbonitet, Snaumark, Myr, Treslag, Dyrkbar jord
	Vektor	AR250	Arealressurskart	NIBIO	250	Varierende	100 %	Ikke full dekning på alle temaer	Bonitet, Arealtype, Skogbonitet, Snaumark, Myr, Treslag, Dyrkbar jord
	Vektor		Jordsmonn	NIBIO	5 til 10	Ikke oppgitt	~ 50 %	Hovedvekt på Østlandet, Trondheimsfjordregionen og Jæren.	3 klasser jordkvalitet og 3 klasser erosjonsrisiko
	Vektor		Landskap	NIBIO	100 til 500	Statisk	100 %		3 kartlag med ulike klasser; Jordbruksregioner, Landskapsregioner, Underregioner
	Vektor		NiN-Landskap	ADB	50	Statisk	Utvalg	Foreløpig bare Nordland; heldekkende fra 2018	Typeinndeling av landskap basert på landform og landskapets innhold av elementer egenskaper og økosystemer
	Vektor		Beitelag	NIBIO	50	Årlig	100 %	Data knyttet til tilskudd	Antall av sau, storfe og geit i utmark, tapsprosent, dyr per km2, beitelagsgrenser og setre i drift
	Vektor	Skogbruksplan	Nøkkelbiotop	NIBIO	5	Ikke oppgitt	Utvalg		Bare avgrensing av areal med eller uten MiS
	Vektor	Skogbruks-	Utvalgte livsmiljø	NIBIO	5	Ikke oppgitt	Utvalg		De 12 MiS klassene; stående død ved,

Kart-kategori	Format	Kartkode	Tematisk innhold	Produktansvarlig	Målestokk*1000	Ajourføringsfrekvens	Dekning	Aktivitet / kommentar	Temaer
		plan							liggende død ved osv
	Vektor	Skogbruksplan	Aldersklasser i skog	NIBIO	5 til 10	Ikke oppgitt	Utvalg	Data fra skogbruksplanlegging	Dekker produktiv skog
	Vektor	Askeladden	Kulturminner	Riksantikvaren	Varierende	Akkumulering	Varierende		2 karttyper: kulturminner og kulturmiljøer, + bygninger og lokaliteter
	Vektor		Kulturlandskap	Miljødir	5 til 10	Akkumulering	Utvalg		2 klasser; Helhetlige kulturlandskap og Utvalgte kulturlandskap i jordbruket
	Vektor		Inngrepsfrie naturområder	Miljødir	50	Hvert 5 år	100 %	3 klasser (5, 3 og 1 km)	Videreføres disse analysene etter 2013?
Ikke relevant?	Vektor		Berggrunn	NGU	50	Ikke oppgitt	50 %		Mange klasser
Ikke relevant?	Vektor		Berggrunn	NGU	250	Ikke oppgitt	100 %		Mange klasser
Ikke relevant?	Vektor		Løsmasser	NGU	50	Ikke oppgitt	?		Mange klasser
Ikke relevant?	Vektor		Løsmasser	NGU	250	Ikke oppgitt	100 %		Mange klasser
Ikke relevant?	Vektor		Grus og pukk	NGU	5 til 50	Kontinuerlig	100 %		Masseuttak, steintipper, pukkverk m.m.
Ikke relevant?	Vektor		Verneskog	NIBIO	250	Ikke oppgitt	?		
	Raster		Biogeografiske soner	ADB	1000 x 1000 m	Statisk	100 %		Temperatursoner
	Raster		Biogeografiske seksjoner	ADB	1000 x 1000 m	Statisk	100 %		Nedbørseksjoner
Ikke relevant?	Raster	Dyrkbar jord	Helling	NIBIO	10 x 10 m	Ikke oppgitt	~ 50 %	Raster, men klippet mot vector	Helningsklasser for dyrkbar jord
	Raster	Corine Land Cover	Land cover	NIBIO	25 x 25 m	2000, 2006 og 2012	100 %	Raster, men klippet mot vector	Kartene foreligger på 3 nivåer med hhv. 5, 15 og 44 klasser.
	Raster		Potensial for gjengroing	NIBIO	50	Statisk	100 %		Viser områder med potensial for skog, men hvor det i dag ikke er skog
	Raster / Vektor	SR16	Skogressurskart	NIBIO	16 x 16 m	Ikke oppgitt	Utvalg	Sør-Trøndelag og Nord-Trøndelag foreløpig	Volum, Biomasse (over og under), høyde. Treslag, bonitet (furu, gran, lauv)
	Raster	SatSkog	Skogressurskart	NIBIO	25 x 25 m	Ikke oppgitt	80 %	Mangler Finnmark, litt av Hordaland ++	Alder (ung 0-40, eldre 41-80, gammel >80), dominerende treslag, volum og volum (gran, furu, lauv),
	Raster	SatVeg	Vegetasjonsklasser	Miljødir	30 x 30	Statisk	100 %		
	Vektor		Villreinområder	Miljødir	50	Ikke oppgitt	100 %		Trekkveier, beiteområder, Kalvingsområder, Leveområder
	Vektor		Reindrift	Landbruksdir	50	Kontinuerlig	100 %		Utvikles nytt system i disse dager. Består av mange kartlag
	Vektor		Forvaltningsområder for rovdyr	Miljødir	50	Ved vedtak	100 %		

Kart-kategori	Format	Kartkode	Tematisk innhold	Produktansvarlig	Målestokk*1000	Ajourføringsfrekvens	Dekning	Aktivitet / kommentar	Temaer
	Vektor/ punkt	Rovbase	Rovdyr	Miljødir	Varierende	Kontinuerlig	Varierende		Flere datasett: kadaver, DNA etc
	Vektor/ punkter	Artskart	Artsforekomster	ADB	Varierende	Akkumulering	Varierende		Må stratifiseres på alder - mange gamle funn trolig utgått
	Vektor/ punkter		Arter av nasjonal forvaltningsinteresse	Miljødir	Varierende	Akkumulering	Varierende		Utvalgte fremmende arter, arter av særlig og stor forvaltningsinteresse. Kopi av det som ligger i Artskart
	Vektor/ punkter		Mineralressurser	NGU	Varierende	Akkumulering	100 %		3 klasser av forekomst: Industrimineraler, Naturstein, Metaller
	Vektor/ punkter		Vindkraft	NVE	50	Kontinuerlig	100 %		Både punkt og polygon. Inkluderer ikke anlegg m færre enn 5 turbiner eller anlegg som prod under 1 MW
	Vektor		Geologisk naturarv	NGU	50	Akkumulering	Utvalg		landsdekkende data over lokaliteter og arealer med interessant geologi, og som kan være verneverdig
	Vektor		Skyte- og øvingsfelt	Forsvarsbygg	5 til 50	Kontinuerlig	Utvalg		
	Vektor/linje		Tur- og friluftsruter	Kartverket	50	Varierende	Varierende		
	Vektor		Friluftsområder	Miljødir	Varierende	Akkumulering	Utvalg		2 datasett: Statlig sikra friluftsområder, Friluftsliv verna etter markaloven
	Vektor		Kartlagt friluftsområder	Miljødir	Varierende	Akkumulering	Utvalg	Relativt nytt datasett, fylles jevnlig på med nye data fra kommunene	Mange klasser av to typer: verdi (Svært viktig, viktig, registrert, ikke registrert) og områdetype (Grønncorridor, Marka, osv)
Verneområder	Vektor		Verneområder	Miljødir	5	Akkumulering	100 %		Klasser; Nasjonalpark, Naturresevat, Landskapsvernområde, Artsfredning, Marint verneområde, Annen fredning
Basisdata	Vektor	N50	Topografi	Kartverket	50	Kontinuerlig og periodisk (temaavhengig)	100 %		Samlebetegnelse for all grunnlegende kartinfo; skog, myr, vann, elv, bebyggelse, infrastruktur, hav
	Raster	DEM	Høyder	Kartverket	10 x 10 m	Statisk	100 %	Detaljert LiDAR kommer	DEM for Norge finnes i flere utgaver med forskjellige celledørrelser
	Raster	Høydedata	Høyder	Kartverket	> 1 m	Enkeltsener	Varierende	God dekning lavland Sør-Norge, dårlig Nord-Norge	DOM, DTM, Skyggerelieff, Grader
	Vektor		Eiendomsgrenser	Kartverket	1	Kontinuerlig	100 %		
	Vektor		Veier, bruer m.m.	Kartverket	Varierende	Kontinuerlig	100 %		Samlebetegnelse for all teknisk infrastruktur knyttet til transport - vurder Elveg og likn for bedre oppløsning
	Vektor		Tettstedsavgrensing	Kartverket / SSB	1 til 5	Kontinuerlig	100 %		
	Vektor		Teknisk	Kartverket	1 til 5	Kontinuerlig	100 %		Samlebetegnelse for all annen teknisk

Kart-kategori	Format	Kartkode	Tematisk innhold	Produktansvarlig	Målestokk*1000	Ajourføringsfrekvens	Dekning	Aktivitet / kommentar	Temaer
									infrastruktur m unntak av de knyttet til grønn infrastruktur
Basisdata	Vektor	N50	Topografi	Kartverket	50	Kontinuerlig og periodisk (temaavhengig)	100 %		Samlebetegnelse for all grunnleggende kartinfo; skog, myr, vann, elv, bebyggelse, infrastruktur, hav
Temakart	Vektor		Nedbørfelt	NVE	Varierende	Varierende	100 %		4 klasser: Vassdragsområde, Nedbørfelt til hav, Sidenedbørfelt, REGINE
	Vektor		Innsjødatabase	NVE	50	Ikke oppgitt	Utvalg		Alle innsjøer større enn 2500 m ² /2,5 dekar, men ikke helt samsvarende med siste N50; Vann med dybdekart oppgitt, samt innsjøavgrensing
	Vektor/linje		Elvenett	NVE	50	Periodvis	100 %		Linjeført elv, men ikke som polygon. Brukes til å skille elv fra vann i N50
	Vektor		Bre	NVE	50	Regelmessig	100 %		Avgrensing av breer
	Vektor		Vannkraft	NVE	50	Kontinuerlig	100 %		Mange kategorier; Vannkraftverk (5 klasser), Vannkraft dam, Vannkraft innløpspunkt, Vannkraft utløpspunkt, Vannkraft vannvei (3 klasser), Vannkraft dam, Vannkraft magasin (4 klasser), vannkraft delfelt
	Vektor		Flomsone	NVE	1 til 10	Periodvis	100 %		Oppdateres etter flomsonekartplan. Varierende målestokk og nøyaktighet
	Vektor		Sikringstiltak	NVE	1	Periodvis	100 %		Sikringstiltak mot flom
	Vektor/punkt		Miljøtilstand i vann	Miljødir/NVE	50	Ikke kjent	Utvalg		Datasett fra fagsystemet Vannett, mye av grunnlagsdata fra Vannmiljø
	Vektor		Lakseregisteret	Miljødir	10 til 50	Periodisk	Utvalg		Lakseregisteret forvalter info om lakseførende strekning, vandringsstopp, utløpspunkt, nasjonale lakse-vassdrag med mer. Lakseregisteret har ikke karttjeneste, med unntak av godkjente lokaliteter for sjølaksefiske.
	Vektor/punkter	Artskart	Artsforekomster	ADB	Varierende	Akkumulering	Varierende		Må stratifiseres på alder - mange gamle funn trolig utgått
Verneområder	Vektor		Verneplan for vassdrag	NVE	50	Akkumulering	100 %		Mye blå infrastruktur som er vernet som ligger i Verneområder grønn infrastruktur

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er ein uavhengig stiftelse som forskar på natur og samspelet natur–samfunn.

NINA vart etablert i 1988. Hovudkontoret er i Trondheim, med avdelingskontor i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driv NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskingsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.

NINA driv både med forskning og utgreiing, miljøovervaking, rådgjeving og evaluering. Instituttet har stor breidde i kompetanse og erfaring, med både naturvitarar og samfunnsvitarar i staben. Vi har kunnskap om artane, naturtypene, menneska sin bruk av naturen og korleis dei store drivkreftene i naturen verkar.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-3138-1

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovudkontor

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