

329

OPPDRAKSMELDING

Rapport fra NINA/DN seminar
Indikatorer for overvåking av
biologisk mangfold

Redaktører

Rita Hartvigsen Daverdin

Kaare Aagaard

Odd Terje Sandlund

Bjørn Åge Tømmerås



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning



80GA04127

Ser. 148



Rapport fra NINA/DN seminar

Indikatorer for overvåking av biologisk mangfold

Redaktører
Rita Hartvigsen Daverdin
Kaare Aagaard
Odd Terje Sandlund
Bjørn Åge Tømmerås

NINAs publikasjoner

NINA utgir fem ulike faste publikasjoner:

NINA Forskningsrapport

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, i den hensikt å spre forskningsresultater fra institusjonen til et større publikum. Forskningsrapporter utgis som et alternativ til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

NINA Utredning

Serien omfatter problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, litteraturstudier, sammenstilling av andres materiale og annet som ikke primært er et resultat av NINAs egen forskningsaktivitet.

NINA Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. Opplaget er begrenset.

NINA Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvern- og turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

NINA Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINAs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

I tillegg publiserer NINA-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Daverdin, R.H., Aagaard, K., Sandlund, O.T. & Tømmerås, B.Å. Rapport fra NINA/DN Seminar: Indikatorer for overvåking av biologisk mangfold. - NINA Oppdragsmelding 329: 1-63.

Trondheim, februar 1995

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-0542-4

Rettighetshaver ©:

NINA Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon: Odd Terje Sandlund

NINA, Trondheim

Design og layout: Hilde Meland

Sats: NINA

Kopiering: Norservice

Opplag: 200

Kontaktadresse:

NINA

Tungasletta 2

7005 Trondheim

Tel: 73 58 05 00

Tilgjengelighet: Åpen

Ansvarlig signatur:

Odd Terje Sandlund

Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Forord

Seminaret «Indikatorer for overvåking av biologisk mangfold» ble arrangert på Scandic hotell i Trondheim 16.-17. november 1994. Seminaret kom istand på initiativ fra Direktoratet for naturforvaltning (DN), Landøkologisk avdeling, som et ledd i arbeidet med å utvikle en strategi for overvåking av biologisk mangfold i Norge. Dette er en oppfølging av Konvensjonen om Biologisk Mangfold som pålegger de kontraherende landene å identifisere og overvåke biologisk mangfold.

Seminaret ble arrangert av NINA i samarbeid med DN. NINA hadde sekretariatsfunksjonen. En arbeidsgruppe bestående av Gunn Paulsen, Ivar Myklebust, Ivar Haugen, Per Ivar Bergan og Sissel Rübberdt fra DN, og Rita Hartvigsen Daverdin, Odd Terje Sandlund, Kaare Aagaard og Bjørn Åge Tømmerås fra NINA, stod for planlegging av seminaret. En hovedmålsetting med seminaret var å samle norsk ekspertise på et bredest mulig utvalg av organismegrupper, med sikte på en bred faglig diskusjon av teoretiske og praktiske sider ved overvåking av biologisk mangfold. Seminaret hadde bare inviterte deltakere. Første del av seminaret inneholdt foredrag av inviterte foredragsholdere, mens andre del ble organisert som gruppearbeid.

Denne rapporten omfatter de inviterte foredragene og sammendrag fra gruppediskusjonene. Sammendragene har vært sirkulert blant de fleste gruppedeltakerne for kommentarer. Rapporten er redigert av Rita Hartvigsen Daverdin, Kaare Aagaard, Odd Terje Sandlund og Bjørn Åge Tømmerås.

Innhold

Forord	3
1 Innledning	4
2 Innledningsforedrag	5
2.1 Kriterier for valg av indikatorer for overvåking av biologisk mangfold	5
2.2 Landskapsøkologi og biologisk mangfold: noen elementære landskapsøkologiske emner	9
2.3 Biodiversitetsendringer i dansk højmosevegetation	14
2.4 Biodiversitetsovervakningen i Finland	24
2.5 Overvåking av biologisk mangfold: Innledning til gruppearbeidet	28
3 Rapporter fra gruppearbeidene inndelt etter naturtype	32
3.1 Kyst	32
3.2 Marint miljø	35
3.3 Ferskvann	38
3.4 Myr	42
3.5 Skog	46
3.6 Fjell	48
3.7 Eng/kulturlandskap	51
4 Overgangssonene mellom naturtypene	53
4.1 Polare områder	53
5 Rapporter fra gruppearbeid etter taksonomisk inndeling	54
5.1 Innledning	54
5.2 Marine bunndyr	54
5.3 Alger	54
5.4 Fugler	55
5.5 Planter	55
5.6 Fisk	55
5.7 Insekter	56
5.8 Pattedyr	57
5.9 Påvirkningsfaktorer	58
6 Oppsummering, konklusjoner og anbefalinger	58
6.1 Momenter fra plenumsdiskusjonen	58
6.2 Konklusjoner og anbefalinger	59
6.2.1 Bakgrunn	59
6.2.2 Målsetting for overvåking	59
6.2.3 Overvåkingsopplegg	59
6.2.4 Nivåer for overvåking	60
6.2.5 Ressursbehov	61
Vedlegg	63
Seminarprogram	

1 Innledning

Norge har undertegnet og ratifisert Konvensjonen om Biologisk Mangfold. Dette har gitt oss et ansvar for å utarbeide og igangsette en identifisering og overvåking av biologisk mangfold på landsbasis. Hensiktsmessig overvåking skal særlig rette seg mot å:

- 1) identifisere komponenter av biologisk mangfold som er av betydning for dets bevaring og bærekraftige bruke innenfor tre kategorier:
 - a) økosystemer og habitater
 - b) arter og bestander
 - c) gener og genomer
- 2) ved hjelp av prøvetaking og andre metoder overvåke komponenter av biologisk mangfold i kategoriene a - c, med særlig oppmerksomhet rettet mot felter hvor det haster å sette inn bevaringstiltak og felter som gir størst muligheter med hensyn til bærekraftig bruk,
- 3) identifisere prosesser og aktiviteter som antas å ha betydelige uheldige konsekvenser for bevaring og bærekraftig bruk av biologisk mangfold, og overvåke deres virkninger,
- 4) opprettholde og organisere data i forbindelse med identifiserings- og overvåkingsarbeidet.

I praksis vil et overvåkingsopplegg støte på faglige, praktiske og ressursmessige begrensninger. Det vil derfor være nødvendig å komme fram til forenklete opplegg basert på en bevisst faglig vurdering. Denne faglige vurderingen må bl.a. baseres på et omforent system for klassifisering av naturtyper, på en prioritering i forhold til sjeldenhet /truetet, og på en prioritering i forhold til naturtyper som antas å bli sterkt påvirket av høsting av biomasse eller annen bruk.

Norske botanikere har utarbeidet et system for klassifisering av naturen på grunnlag av vegetasjonstyper (Fremstad og Elven 1991). Dette systemet gir 6 hovedtyper av natur i Norge: kyst, skog, myr, eng/kulturlandskap, fjell og ferskvann. I tillegg kommer marint miljø, som i denne klassifikasjonen er representert ved havstrandvegetasjon. De terrestriske naturtypene er videre delt inn i mer spesifiserte enheter.

Dette systemet er allment akseptert og brukt av norske botanikere, men har i mindre grad vært brukt av norske zoologer. En målsetning med seminaret var å klarlegge om klassifiseringssystemet er anvendelig for andre organismegrupper enn planter.

Ferskvann og marint miljø er ikke inngående behandlet i Fremstad og Elven (1991). For planlegging og prioritering av et overvåkingsopplegg for biologisk mangfold vil det imidlertid være nødvendig å komme fram til et omforent klassifiseringssystem også for disse miljøene. En målsetning med

seminaret var å diskutere lignende klassifikasjonssystemer for ferskvann og marint miljø, basert på andre parametre enn plantesamfunn.

For prioritering av arter og bestander som bør overvåkes har vi et grunnlag i den såkalte «rød-lista» (DN 1992), og arter som er listet i Bern-konvensjonen. I denne sammenheng er det imidlertid nødvendig å foreta en konkret vurdering av hvor relevante disse listene er.

Overvåking av mangfold på gen- og genom-nivå vil være svært ressurskrevende. I dag skjer slik overvåking hos et fåtall ville arter (laks, enkelte Bern-listede sommerfugler), samt hos husdyr og noen kulturplanter. Seminardeltakerne ble bedt om å vurdere om overvåking på dette nivået skulle prioriteres i andre sammenhenger.

Med utgangspunkt i klassifikasjonssystemet som er beskrevet ovenfor, ble det utarbeidet et opplegg for gruppearbeid. Gruppene ble tverrfaglig sammensatt slik at ekspertise på flest mulig organismegrupper fra planter til fugl og pattedyr skulle være representert innen hver diskusjonsgruppe. Gruppene skulle ta stilling til om denne tilnærmingsmåten kan være grunnlag for å utarbeide et hensiktsmessig overvåkingsopplegg for biologisk mangfold i Norge.

Vi bad også om en vurdering av de ulike prosesser og aktiviteter som antas å ha uheldige konsekvenser for det biologiske mangfoldet innenfor hver naturtype.

På andre dag av seminaret ble deltakerne satt sammen i grupper etter en tradisjonell taksonomisk inndeling for å diskutere hvordan vegetasjonsklassifiseringssystemet fungerte for de ulike organismegruppene.

Referanser

- Direktoratet for Naturforvaltning 1992. Truete arter i Norge. - DN-rapport 1992-6.
 Fremstad, E. og Elven, R. (red.) 1991. Enheter for vegetasjonskartlegging i Norge. - NINA Utredning 28.

2 Innledningsforedrag

2.1 Kriterier for valg av indikatorer for overvåking av biologisk mangfold

Rolf A. Ims

Biodiversitet - et uhåndterlig begrep: "Indikatorer er det beste man kan få"

Rådende definisjoner på biologisk mangfold, bl.a. den som nå finnes i FNs Global Biodiversity Assessment (GBA) program: «Mangfoldet og variasjonen blant levende organismer og den økologiske kompleksitet de forekommer i», er såpass altomfattende at de ikke kan brukes som grunnlag for praktisk forvaltning og overvåking. Mangelen på operasjonelle definisjoner har motivert bevaringsbiologer til forsøk på å gi biodiversitetsbegrepet et mer konkret innhold. Særlig toneangivende i denne sammenheng er den kryss-hierarkiske karakteriseringen til Noss (1990). Noss karakteriserer biodiversitet i forhold til organisasjonsnivå i økologiske systemer (individ - landskap hierarkiet) og i forhold til tre hovedkarakteristika som kan beskrives på de ulike organisasjonsnivåene; nemlig struktur, komposisjon og funksjon. Denne måten å karakterisere biologisk mangfold på har nå blitt implementert i utformingen av internasjonale konvensjoner og programmer som relaterer seg til biodiversitetsspørsmål (f eks GBA).

Karakteriseringssystemet til Noss viser imidlertid først og fremst hvor vanskelig det er å finne kvantifiserbare parametre som enkeltvis er "dekkende" mål eller indikatorer for biodiversitet. Og i sin generelle form presenterer skjemaet til Noss intet annet enn en "smørbrødtype" over hvilke karakteristika ved økologiske systemer som i noen grad er målbare og som samtidig har et potensiale som indikatorer for systemets tilstand.

Mangfoldet av potensielle biodiversitets-indikatorer impliserer to konklusjoner:

- 1) Vi vil aldri ha ressurser og kunnskap til å måle og samordne all relevant informasjon. I beste fall vil vi kunne etablere et sett av relativt få gode indikatorer på biologisk mangfold.
- 2) Pkt. 1 impliserer at det må fokuseres på å finne kriterier som gjør oss i stand til å velge gode (nær optimale) indikatorer av en uendelighet av mulige indikatorer.

Mål for bevaring og forvaltning av biologisk mangfold

Selve fundamentet for all naturforvaltning består av hvilke mål vi har for forvaltningen av økologiske systemer. Selv om målene til en viss grad er nedfelt i regelverk og konvensjoner, er det ikke alltid klart om man ønsker å bevare et område eller natursystem som det er nå eller som det var i en opprinnelig (ur)tilstand. At dette ikke er et trivielt spørsmål vises i det faktum at vi ofte har liten kunnskap om naturlige økologiske systemers struktur og dynamikk. Videre er det ikke sikkert at dagens tilstand, som kan synes tilfredsstillende i forhold til et definert forvaltningsmål, er en stabil tilstand. Konsekvensen man må trekke av dette er at konkrete forvaltningsmål ikke bør fikseres gjennom rigide regelverk, men må være gjenstand for vedvarende kritiske vurderinger og eventuelt justeringer i lys av ny kunnskap.

I en målformulering bør det være presiseringer m.h.p. "forvaltnings-/bevaringsskalaer" i både rom og tid. Arealenheter for forvaltning er dessverre i for stor grad bestemt av politiske enheter på ulike nivåer fra kommuner til multinasjonale konstellasjoner. Disse samsvarer ofte dårlig med økologiske prosessskalaer som i utgangspunktet er bestemmende for det biologiske mangfoldet. Stor uoverensstemmelse mellom politisk definerte forvaltningsskalaer og økologiske prosessskalaer er, og vil fortsatt bli, et stort problem for forvaltningen av biologisk mangfold. Tidshorisonter for bevaring av biologiske verdier er ofte ikke definert i målformuleringene. Igjen er det viktig å få kalibrert våre forvaltningstiltak i forhold til naturlig og menneskeindusert økologisk dynamikk. F eks er det liten hensikt å projisere forvaltningstiltak for norske natursystemer inn i neste istid. På den annen side kan en neglisjering av genetisk mangfold innen en populasjon til fordel for rene demografiske og kortsiktige forvaltningskriterier ha negative konsekvenser for en mer langsiktig bevaring.

Det er også viktig og merke seg at det er en tid-rom kopling for økologiske prosesser og mønstre som har implikasjoner for forvaltning og overvåking av biologisk mangfold.

Konklusjon: I tillegg til etisk og politisk baserte målformuleringer, må bevaring av biologisk mangfold bygge på økologisk kunnskap om systemene som skal bevares. Politiske eller etiske mål som ikke er i overensstemmelse med hva som er økologisk mulig ut fra naturens iboende dynamikk, vil være nytteløse. Selv de mest grunnleggende prinsipper bak bevaring av biologisk mangfold må være kunnskapsbaserte og være gjenstand for kontinuerlige justeringer etter hvert som ny kunnskap etableres. Særlig må skala-

spørsmål (i rom og tid) tas hensyn til i formuleringene av hvilke mål som skal ligge til grunn for forvaltning og bevaring.

Kriterier for valg indikatorer: Funksjonelle relasjoner og prediktive modeller

I følge karakteriseringssystemet til Noss kan biologisk mangfold kvantifiseres ved struktur-, funksjons- eller komposisjonsvariable på de ulike nivå i det økologiske organisasjonshierarki (se Tabell 1: Noss 1990). Alle tre typer variable er informasjonsbærende i forhold til biodiversitet, selv om det er den sistnevnte typen - (komposisjonsparametre) som tradisjonelt har blitt brukt som biodiversitetsmål (f.eks. antall og mengdefordeling av arter i økologiske samfunn). Systemet til Noss hvor funksjonelle og strukturelle parametre likestilles med komposisjonsmål, kan ses på som et innspill til fordel for en mindre grad av normativ tenkning når det gjelder valg av biodiversitets-indikatorer enn hva som har vært tradisjonelt. Det er imidlertid verdt å merke seg at de tre typer variable svært ofte kan knyttes til hverandre i følgende relasjonsskjede:

1) **Strukturvariable** $\Rightarrow$ **Funksjonsvariable** $\Rightarrow$ **Komposisjonsvariable**

Et konkret eksempel på en slik relasjonsskjede på samfunnsnivå:

2) **Habitatfragmentering** $\Rightarrow$ **Predasjon** $\Rightarrow$ **Arts sammensetning**

Økologisk forskning består for en stor del av å etablere prediktive modeller (f.eks. ved hjelp av statistisk modellering) av typen:

3) **Prediktorvariable** $\Rightarrow$ **MODELL** $\Rightarrow$ **Responsvariable**

Prediktorvariablene er gjerne en blanding av struktur og funksjonsvariable, mens responsvariablene kan være en eller flere relaterte komposisjonsvariable. Modeller som gir den beste representasjonen av en slik relasjonsskjede (jmf. pkt. 1 og 2) har høyest prediksjonskraft. Et mål på hvor langt forskningen innen et felt har kommet er nettopp hvor prediksjonskraftige modellene er.

Disse betraktningene har også viktige implikasjoner i forhold til hvilke valg som bør gjøres av indikatorer for biologisk mangfold i overvåkingssammenheng. Overvåkingsprogrammer som kun kartlegger utviklingen til en eller annen komposisjonsvariabel i et økologisk system; f.eks. artssammensetningen innen en systematisk gruppe eller bestandsnivå til en valgt indikatorart, vil i beste fall gi opphav til en univariat tidsserie som kanskje viser en trend. Prediksjons-

kraften til en slik tidsserie, dvs. om den gir grunnlag for ekstrapolering inn i framtiden, vil sannsynligvis være svært lav (bl.a. være avhengig av tidsseriens lengde og autokorrelasjonsstrukturen i data). Videre vil man ikke ha samlet informasjon og dermed ervervet kunnskap som gir grunnlag for å sette igang tiltak for å snu en uønsket trend. Tiltak krever nemlig at man har klart å gi grunnlag for å etablere en mulig relasjonsskjede som eksemplifisert ved relasjonene 1 og 2 over. På bakgrunn av mer "progressive" overvåkingsprogram, hvor det har blitt målt relevante prediktorvariable (se relasjon 3), har man derimot muligheter for å etablere prediktive modeller og et kunnskapsgrunnlag for å sette igang tiltak.

Slike mer progressive overvåkingsprogram hvor relaterte variable måles m.h.p. å etablere prediktive modeller trenger ikke nødvendigvis å kreve mye større og ressurskrevende program enn "univariate" målinger av enkle biodiversitetsindikatorer. Kvantifisering av lett målbare "følgevariable" som man har grunn til å tro påvirker en indikatorvariabels utvikling, kan i mange tilfeller måles i "samme slengen". Imidlertid bør kravene når det gjelder design på innsamling av data være like strenge for ethvert overvåkingsprogram som for normale forskningsprosjekter. Det skillet som ofte gjøres mellom forskning og overvåking er både kunstig og uheldig idet begge typer aktiviteter har til hensikt å generere robust kunnskap og må dermed underlegges de samme krav til metodisk stringens.

Konklusjon: Overvåkingsprogram bør være progressive i den forstand at de utformes slik at de gir muligheter for å etablere prediktive modeller og kunnskap om utviklingen av valgte indikatorer for biologisk mangfold. Dette betyr at indikatorvariable som står i en relasjon til hverandre (prediktorvariable og responsvariable) inngår i overvåkingen ifølge en vel gjennomtenkt "sampling design". Forskning og overvåking både bør og kan kombineres på en produktiv måte!

Kriterier for valg av indikatorer: Fra individer til landskap

Sentralt i valget av biodiversitetsindikatorer står hvilket organisasjonsnivå som skal fokuseres i et overvåkingsprogram. Noss (1990) påpeker at man kan finne relevante biodiversitetsindikatorer på alle nivåer i hierarkiet fra individ til landskap. Også på dette punkt unngår ofte bevaringsbiologene i dag å gjøre valg på et normativt grunnlag. Imidlertid er det vel liten uenighet om at tilstandsendringer høyt oppe i hierarkiet, f.eks. på økosystemnivå ofte har større bevaringsbiologiske konsekvenser enn endringer langt nede i hierarkiet, f.eks. atferdsendringer hos

individene innen en art. Det er imidlertid verdt å merke seg at nivåene er koplet i større eller mindre grad slik at prosesser på et lavt nivå i et system kan forplante seg helt opp til endringer på toppnivå.

Det er i denne sammenheng også verdt å merke seg at det er en rekke viktige "kovariater" parallelt med organisasjonsnivåhierarkiet fra individ til landskap. Vår forståelse av prosessene minker fra bunn til topp i hierarkiet. Atferdsøkologi er en langt mer avansert vitenskap enn landskapsøkologi hvis vi bruker teori-grunnlag og prediksjonskraft som målestokk. Dette har tildels å gjøre med hvilke parametre man operer med på de ulike nivåene. Mens atferds- og populasjonsøkologer kan operere med fundamentale biologiske parametre som reproduksjonsrater, immigrasjonsrater og overlevelseshastigheter som har en solid forankring i evolusjonsbiologisk teori, bruker som regel landskapsøkologene mer abstrakte og aggregerte parametre uten noe tilsvarende teori-grunnlag. Andre "kovariater" som også begrenser vår mulighet til å ha god en vitenskapelig kontroll med de øverste nivåene i organisasjonshierarkiet er de relativt større rom- og tidskalaer økosystem og landskapsprosesser foregår på (Ims 1990).

Parametre målt på artsnivå kan i enkelte tilfeller være gode indikatorer på samfunn, økosystem og hele landskapets tilstand. Særlig stor interesse har det vært knyttet til å identifisere såkalte indikatorarter og nøkkelarter. Som indikatorarter regnes ofte arter som er sårbare og sensitive miljøindikatorer ut fra deres snevre økologiske nisjer, ved at de er arealkrevende, har liten spredningsevne, har kompleks sosialstruktur og er utavlsadapterte. Imidlertid kan irruptive, stressadapterte arter også være gode indikatorer nettopp på graden av stress som økologiske systemer er utsatt for, og fordi de gjennom sitt "pestaktige utbrudd" kan ha stor påvirkning på andre arter i systemet. Nøkkelarter har også gode indikatoreregenskaper ved at de inntar helt sentrale trofiske posisjoner i næringskjeder/nett. De har liten grad av utbytbarhet i den forstand at de ikke kan erstattes av andre arter uten at dette har store påvirkninger på systemets komposisjon og funksjon. En distinksjon mellom nøkkelarter og indikatorarter er at nøkkelarter alltid vil ha gode indikatoreregenskaper, mens indikatorarter ikke nødvendigvis har nøkkelposisjoner i økologiske samfunn. Bruk av indikatorer på artsnivå forutsetter svært god kunnskap om disse artene, dvs. at man har en stor sikkerhet med hensyn på deres indikatoreregenskaper. Ensidig satsing på f.eks. en indikatorart kan være svært uheldig hvis det skulle vise seg at arten ikke "fanger opp" vesentlige endringer som manifesterer seg i biologisk mangfold. Mye tyder nå på at den ganske ensidige satsningen på "the spotted owl" som en indikator og et symbol på de antatt uheldige effektene av fragmentering av gammelskog på vestkysten av Nord-Amerika har

vært uheldig av grunner som skyldes grunnleggende kunnskapsmangler om denne artens biologi.

Dermed burde man fraråde satsing på bruk av enkeltarter i overvåkingsprogrammer for biologisk mangfold. Et utvalg av flere arter er en langt mer robust strategi. Utvalget av arter i slike "indikatorsett" bør i tillegg til å tilfredsstille de generelle prinsipper for prediksjonsevne diskutert i avsnittet over, baseres på følgende kriterier:

- Man bør ha god generell biologisk forhåndskunnskap om artene. Denne kunnskapen bør inkludere trofiske relasjoner til andre arter i systemet og deres naturlige variabilitet i tid og rom (dvs. at man allerede har et datagrunnlag i tidsseriestudier).
- Det er videre gunstig at et slikt sett med indikatorarter inkluderer, a) arter med trofiske nøkkelposisjoner og arter med sensitivitet til viktige påvirkningsfaktorer, b) arter som står i et avhengighetsforhold til hverandre i en relasjonsskjede (se avsnittet over) og c) arter som er "lett overvåkbare" i den forstand at innsamling av data og analyse er lite beheftet med usikkerhet.

Konklusjon: Det vil ofte være en konflikt mellom det som kan oppfattes å være det rette organisasjonsnivå for bevaring og forvaltning av økologiske systemer og hva som er mulig å overvåke og predikere. Enkle parametre på et lavt organisasjonsnivå (f.eks. populasjoner) er relativt lettere å overvåke og tolke enn komplekse parametre på et høyere nivå (økosystem), selv om det sistnevnte nivå har størst viktighet i biodiversitetssammenheng. Mulige løsninger på dette dilemma er å måle parametre på flere organisasjonsnivå (f.eks. både diversitetsindekser på samfunnsnivå og demografiske parametre i populasjoner av utvalgte arter). Ofte vil imidlertid overvåking av et sett med enkeltarter som er gode indikatorer for mer komplekse systemers tilstand, f.eks. nøkkelarter og indikatorarter, være den best mulige løsningen. En forutsetning for at bruken av indikatorer på artsnivå skal være formålstjenlig er imidlertid at kunnskapsgrunnlaget er godt nok til at man kan gjøre et utvalg av indikatorer som til sammen har høy sannsynlighet for å fange opp endringene som har viktige konsekvenser for det biologiske mangfoldet.

Arealbetraktninger: Valg av måleskala og lokalitet

Som nevnt kort i avsnittet om "Mål for forvaltning og bevaring..." har økologiske prosesser sine egne karakteristiske skalaer. I populasjonsøkologien er dette problemet eksplisitt behandlet i modeller av "metapopulasjoner" (Gilpin og Hanski 1991) og

"source - sink dynamics" (Pulliam 1988). En for liten måleskala i tilfeller hvor en indikatorart har en av disse typer naturlig rom-tid dynamikk, vil kunne føre til at man kan observere naturlige utdøinger (metapopulasjonstilfellet) eller demografisk ubalanse (source-sink tilfellet) innen overvåkingsområdet uten at dette har alvorlige konsekvenser for systemets "globale" tilstand. På samme måte vil ofte landskapsøkologiske studier ikke inkludere arealer som er store nok til å gi et riktig bilde av landskapets naturlige dynamikk (Ims 1990). For å unngå slike problemer må man i utformingen av overvåkingsprogrammer dra veksler på foreliggende økologisk kunnskap. I dette tilfellet kunnskap om indikatorens naturlige dynamikk i tid. Når slik kunnskap mangler (hvilket som oftest er tilfelle) bør så stor måleskala som mulig velges.

Når det gjelder valg av lokaliteter for overvåkingsprogrammer er det to mulige strategier. Den vanligste strategien er å overvåke såkalte "hotspots"; dvs. lokaliteter med særlig stort biologisk mangfold. Endringer i slike vil ha store konsekvenser for biodiversiteten i et større område fordi noen arter vil kun være lokalisert i "hotspots" (dvs. de er endemiske for disse lokalitetene). Et annet moment til fordel for satsing på overvåking av "hotspots" er at de kan ha en "source-funksjon" (se Pulliam 1988). En alternativ (eller helst komplementær) strategi er å overvåke utkantene (periferiene) av arters, samfunns eller økosystemers utbredelsesområder. Det er nemlig å forvente at slike periferier er mest sensitive i forhold til endringer i miljøet. F eks vil en generell bestandsnedgang hos en art være assosiert med en kontraksjon av utbredelsesområdet (Lawton 1993), og det er i periferiene av utbredelsesområdene slike kontraksjoner vil være lettest å oppdage. Likeledes vil stressfaktorer som klimaendringer først gi merkbare endringer i grenser mellom økologiske samfunn/økosystem, f eks mellom skog og fjell, mellom myr og tørrmark.

Konklusjon: For liten måleskala i forhold til biodiversitetsindikatorers naturlige dynamikk i tid og rom vil kunne gi gale konklusjoner om økologiske systemers tilstand. Uten spesifikk kunnskap om indikatorenes prosesskala bør man maksimere størrelsen på overvåkingsområdene. Med hensyn på valg av overvåkingslokaliteter, kan det være hensiktsmessig både å overvåke "hotspots" med særlig høy grad av diversitet og endemisme, men også periferier av arters og samfunns utbredelsesområder, da endringene i periferiene kan være tidlige varsler om endringer i hele systemets tilstand.

Sammendrag

Jeg har i dette innlegget gitt noen generelle retningslinjer for hvilke kriterier som bør ligge til grunn for utformingen av overvåkingsprogrammer for biologisk mangfold. En fundamental erkjennelse bak disse retningslinjene er at biologisk mangfold er for omfattende til å være målbart i absolutt forstand. All forskning og overvåking vil være avhengig av gode indikatorer, dvs. mindre omfattende parametre i økologiske systemer som er gode prediktorer for biodiversitet.

Mitt hovedpoeng er at optimale valg av biodiversitetsindikatorer i overvåkingsøyemed krever god økologisk forhåndskunnskap. Videre bør overvåkingsprogram, gjennom de sett av indikatorer som velges, legges opp slik at det genereres ny kunnskap om prosessene i naturen. Slik kunnskap vil både på kort og lang sikt komme forvaltningsapparatet til gode.

Overvåkingsprogram som er basert på et strategisk valg av indikatorvariable, målt på en adekvat skala i tid og rom, vil kunne gi muligheter for å etablere modeller som predikerer prosesser i økologiske systemer med konsekvenser for mangfoldet. Aktive tiltak for å snu uheldige prosesser forutsetter slike modeller. Det er i planleggingsfasen det avgjøres hvorvidt et overvåkingsprogram blir passiv dokumentasjon eller gir grunnlag for progressiv naturforvaltning.

Referanser

- Gilpin, M. og Hanski, I. (eds.) 1991. Metapopulation dynamics. - Academic Press, London.
- Ims, R.A. 1990. Hva er landskapsøkologi. Problem og metoder. - Fauna 43. 151-171.
- Lawton, J. 1993. Range, population abundance and conservation. - TREE 8: 409-413.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for Monitoring biodiversity. A hierarchical approach. - Cons. Biol. 4: 355-364
- Pulliam, H.P. 1988. Sources, sinks and population regulation. - Am. Nat. 132: 652-661.

2.2 Landskapsøkologi og biologisk mangfold: noen elementære landskapsøkologiske emner

Erik Framstad

Formålet med denne presentasjonen er å minne om noen egenskaper ved landskapets struktur og tilhørende prosesser som kan ha betydning for biologisk mangfold og dermed for hvordan vi skal kunne overvåke dette. Jeg gir ingen oppskrifter på hvordan landskapsøkologien kan brukes i konkret overvåking, men vil skissere noen helt enkle momenter som det vil være viktig å ta hensyn til.

Hva er biologisk mangfold?

Det kan være hensiktsmessig først å minne om hva biologisk mangfold er:

- * biologisk mangfold er all variasjon innen og mellom levende organismer og de økologiske relasjoner og prosesser hvor de inngår
- * biologisk mangfold omfatter dermed alle gener og arter, artssamfunnene de inngår i, og de habitater, biotoper, økosystemer og landskap som de lever i og utgjør komponenter av.
- * biologisk mangfold omfatter alle disse enhetenes sammensetning, struktur og funksjon.

Hvordan overvåke biologisk mangfold?

Miljøovervåking har som generelt formål å beskrive tilstander og trender i egenskaper ved miljøet. For å utvikle et hensiktsmessig system for overvåking, og spesielt overvåking av biologisk mangfold, trengs konkrete mål for hvilke egenskaper som skal overvåkes. Disse egenskapene kan beskrives ved kriterier. For de enkelte kriteriene spesifiseres en eller flere indikatorer, som er de parametre som faktisk observeres.

Overvåkingen må reflektere at organismer og økosystemer befinner seg i en heterogen verden som varierer i tid og rom. Landskapsøkologien har begreper og redskaper som da vil være til nytte.

Hva er landskapsøkologi?

Landskapsøkologien beskriver mønstre av landformer, vegetasjon og arealbruk og hvordan landskapsmønstre henger sammen med og påvirker økologiske prosesser. Generelt kan et landskap defineres som et areal som er stort nok til å romme

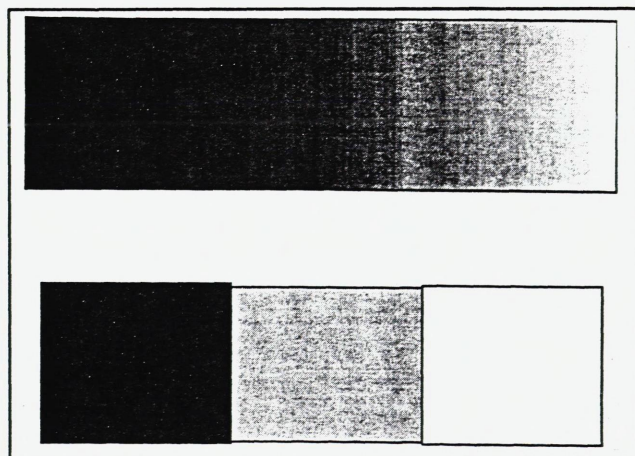
de prosesser og mønstre som bestemmer det økologiske problem vi vil studere. I denne sammenhengen kan et landskap f.eks. beskrives som «det man ser når man titter ut av et vindu med utsikt». Her benytter jeg generelt begrepet habitat om de areal-spesifikke enhetene landskapet består av.

Siden våre observasjoner må gjøres ved bestemte utvalg og gitt hyppighet i tid og rom, er skalanivået viktig for vår mulighet til å forstå betydningen av landskapsøkologiske mønstre og prosesser. Ved for grove observasjonsskalaer vil vi lett miste viktige detaljer ved at vi slår sammen verdier som utjevner hverandre. Ved for fine skalaer vil vi kunne få observasjoner dominert av tilfeldig variasjon eller andre underliggende prosesser enn de vi er interessert i.

Landskapsøkologiske strukturer

Habitatheterogenitet og stabilitet i tid

Det er en grunnleggende heterogenitet i de aller fleste landskap ved at ulike egenskaper som beskriver habitatene veksler i både tid og rom. Det er imidlertid grunn til å være bevisst om denne variasjonen best kan beskrives ved kontinuerlige eller diskontinuerlige mønstre (jf figur 2.2.1). For kartleggingsformål vil det være nødvendig å klassifisere landskapet i ulike diskrete enheter, men det betyr selvfølgelig ikke at alle relevante egenskaper blir godt representert ved en slik diskontinuerlig beskrivelse.



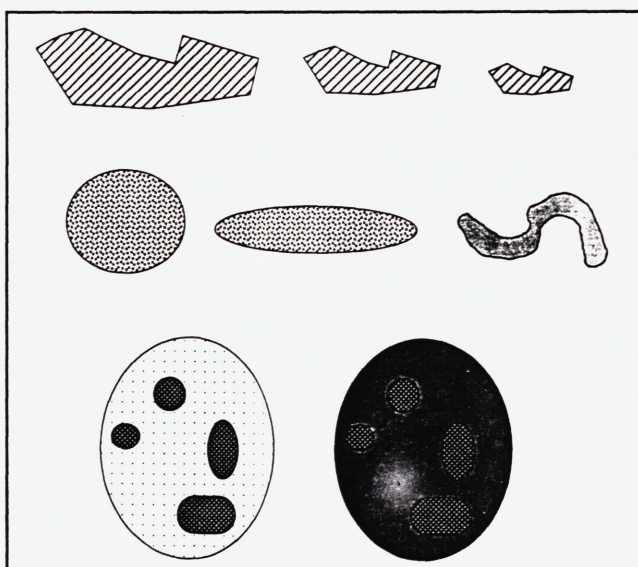
Figur 2.2.1 Habitatstrukturen kan beskrives som kontinuerlig eller diskontinuerlig. Ulike egenskaper ved habitatet kan variere i graden av kontinuitet og kan også gi helt forskjellige avgrensninger av habitat-enheter.

Et annet moment som vi har lett for å glemme, er ustabiliteten i de artssamfunn, habitater og økosystemer som vi observerer i dag. Selv tilsynelatende

stabile systemer har ved nærmere ettersyn gjennomgått ganske betydelige endringer over kanskje bare få tiår eller hundreår. Det synes som vi ofte bare kan overskue endringer som har funnet sted siden vår barndoms idealiserte landskap. I denne sammenhengen er det særlig to prosesser vi bør være bevisste. Alle systemer er ustabile bare vi ser det over tilstrekkelig lang tid. Men i noen systemer vil det også være tidsforsinkelser i responsen på gitte endringer i underliggende årsaker. F.eks. kan organismer som ikke flytter eller dør ved en endring, men bare slutter å reprodusere, være tilstede i et område lenge etter at betingelsene for varig overlevelse av bestanden har endret seg.

Egenskaper ved habitatene

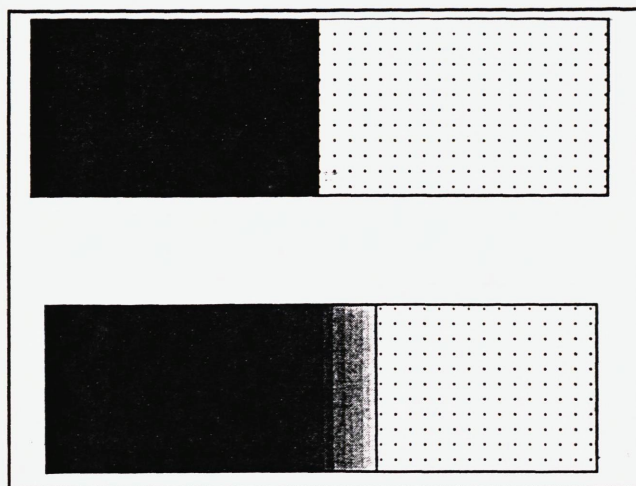
De enkelte enhetene av habitat kan beskrives ved sin geografiske lokalisering, absolutt og relativt i forhold til andre habitater. Habitatene kan karakteriseres ved enhetenes areal og form. Habitatenes innhold skaper kontrast og overgangssoner mot omgivelsene (matrix) (jfr figur 2.2.2). Betydningen av habitatenes kontrast mot omgivelsene synes ofte å være undervurdert. Det må f.eks. være av stor betydning for fugler i gammelskog om omgivelsene består av annen skog eller av jordbruksareal. Følgelig kan ikke kunnskap om dynamikken i skogteiger i jordbrukslandskap uten videre overføres til rester av gammelskog i et landskap for øvrig dominert av skog.



Figur 2.2.2. De enkelte habitatflekke kan variere i størrelse, form, intern struktur og kontrast mot omgivelsene.

Avgrensingen for et gitt habitat vil sjelden være helt skarp siden det vanligvis vil være en eller annen form for overgangssone mellom nabohabitater (økoton) (jfr figur 2.2.3). Noen egenskaper vil kunne ha effekter

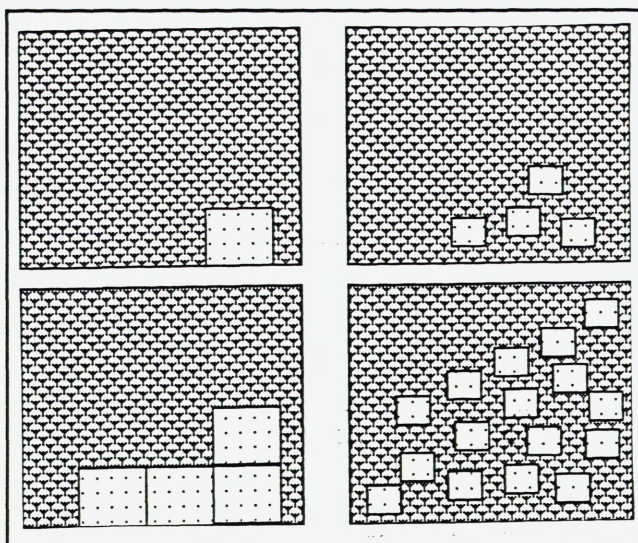
langt innover i nabohabitatet og gi opphav til kanteffekter. Eksempel på dette kan være klimaendringer innover i et skogholt omgitt av jordbruksland. Likeledes kan predatorer knyttet til ett habitat være i stand til å utnytte en grensesone innover i nabohabitatet. Når kantsonen mellom to habitater blir tilstrekkelig distinkt, kan den utgjøre et eget habitat. Dette er ofte artsrikt med både egne tilknyttede arter og med arter fra begge nabohabitater.



Figur 2.2.3 Grensen mellom ulike habitatflekke kan være skarp, men vanligvis vil flere egenskaper ha mer eller mindre effekt innover i nabohabitatet og gi opphav til en kanteffekt. Der kanteffektene er utpregede og av en viss bredde, kan vi også snakke om et eget kantsonehabitat.

Fragmentering og isolasjon

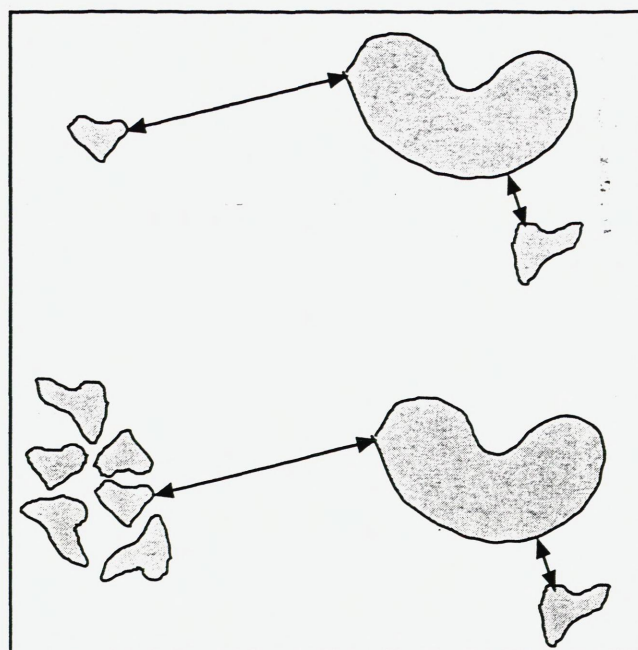
Fragmentering oppstår når et sammenhengende habitat deles opp i flere mindre deler (jfr figur 2.2.4). Dette omfatter vanligvis to typer prosesser. For det første reduseres det totale arealet av habitatet i området, som dermed gir mindre totalt leveområde for organismer knyttet til dette habitatet. Dernest reduseres de enkelte enhetene av habitatet i størrelse, og de blir mer isolert fra hverandre ved at omgivelsene utgjøres av (mer) uegnet habitat.



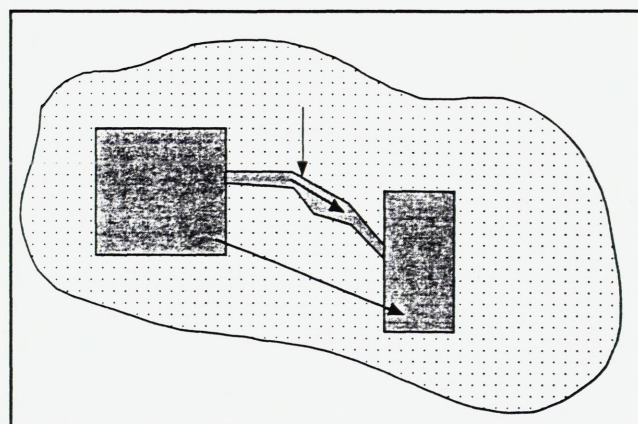
Figur 2.2.4 Habitater som fragmenteres undergår vanligvis både en reduksjon i totalareal og en oppdeling (fragmentering) i enheter med mindre areal som er mer isolerte fra hverandre.

Som mål på isolasjon benyttes ofte den geografiske avstanden mellom et resthabitat i et fragmentert landskap og et tilsvarende større sammenhengende habitat. Slik kan et resthabitat med stor avstand fra en stor habitatflekk sies å være mer isolert enn et resthabitat med liten avstand (jf **figur 2.2.5**, øverst). Dersom avstanden mellom flere mindre resthabitater av samme type er liten nok til at organismene lett kan overskride den, kan imidlertid individer i et resthabitat i en samling av flere små resthabitater effektivt ha tilgang på et større areal egnet habitat enn individer i et enkelt resthabitat på kortere avstand fra det store habitatet (jf **figur 2.2.5**, nederst). Det er følgelig viktig å knytte isolasjonsmål til den underliggende prosessen en vil studere.

Isolasjon mellom resthabitater i et fragmentert landskap kan også reduseres ved at flere resthabitater er forbundet med egnet habitat i spredningskorridorer (jf **figur 2.2.6**). Imidlertid har det ofte vist seg at mange organismer har små problemer med å spre seg over mellomliggende habitat selv om de ikke kan leve der i lenger tid. For slike organismer kan kanskje habitatkorridorer i noen tilfeller fungere som barrierer snarere enn som korridorer for spredning. Dette gjelder selvfølgelig også for organismer som fortrinnsvis sprer seg gjennom det omgivende habitatet.



Figur 2.2.5 Avstanden mellom et lite resthabitat og et stort opprinnelig habitat kan være et egnet mål på isolasjon i noen tilfeller. Alternativt kan mengden egnet habitat innenfor organismenes normale leveområder eller spredningsavstander være et bedre isolasjonsmål.



Figur 2.2.6 Isolasjonen mellom separate habitatflekker kan reduseres dersom de forbindes med spredningskorridorer av egnet habitat. Imidlertid kan det også tenkes at organismer lett kan spre seg via det omgivende habitatet selv om de ikke kan leve der. Korridorer kan også fungere som barrierer for organismer som lever i det omgivende habitatet.

Kornstørrelse

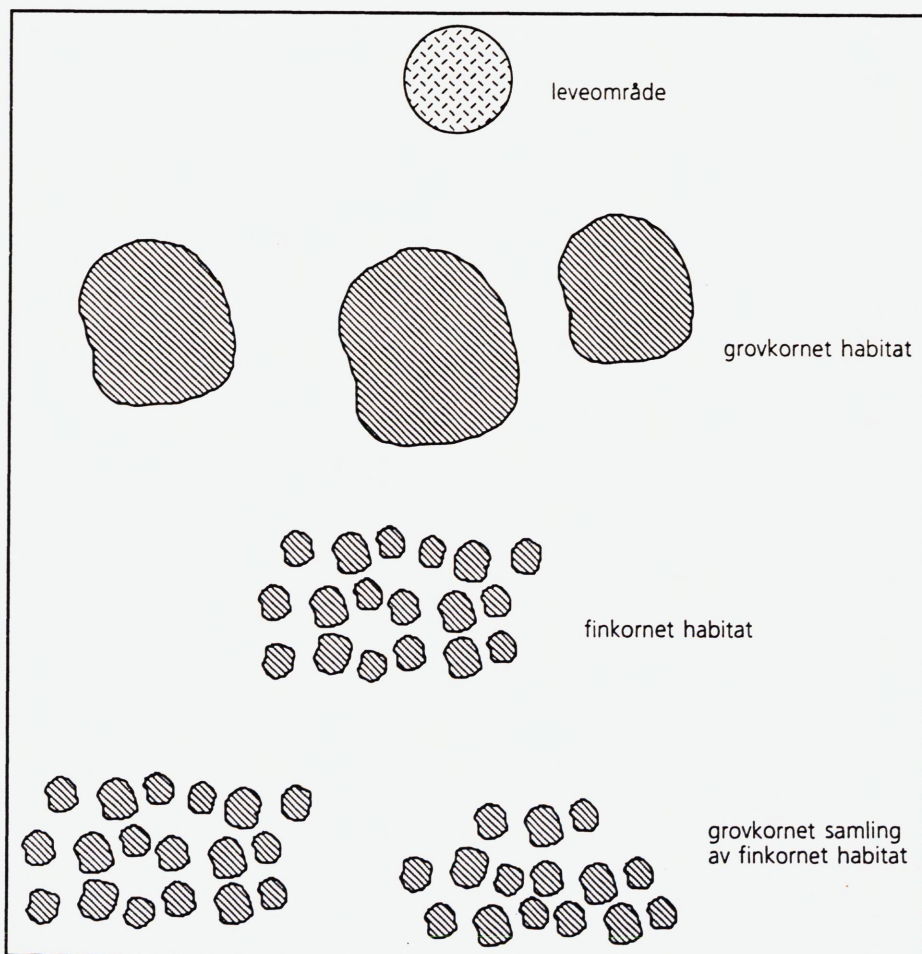
Landskapet kan beskrives som en mosaikk av ulike habitatflekker av forskjellig størrelse. Beskrivelsen av en slik mosaikk vil bl.a. være avhengig av hvilken

romlig skala vi bruker. Dersom vår beskrivelse av habitatstrukturen har en skala som er minst like grov som den som påvirker den prosessen vi er interessert i, kan vi snakke om en grovkornet (coarse grained) habitatstruktur. Dersom beskrivelsen skjer på en finere skala enn den som gjelder for prosessen, får vi en finkornet (fine grained) habitatstruktur. Størrelsen til dyrs leveområder gir f eks én måte å beskrive den romlige skalaen for hvordan dyr «opplever» habitatstrukturen (jf figur 2.2.7). Dersom flekker av egnet habitat er minst så store som leveområdet, kan dyra stort sett forholde seg til én habitatflekk, og strukturen kan sies å være grovkornet. Dersom de derimot må bruke mange (små) egnede habitatflekker innenfor sitt leveområde, kan vi si at de opplever habitatstrukturen som finkornet. Dyr som normalt krever en grovkornet habitatstruktur, som f eks tiur i gammelskog, kan noen ganger også utnytte en finkornet struktur dersom avstanden mellom flekkene er liten, og samlinger av slike små habitatflekker kan utnyttes på en «grovkornet måte».

Noen landskapsøkologiske grunnmodeller

Det er viktig å være klar over at vi i tolkning av forskjellige observasjonsmønstre i landskapet forutsetter ulike underliggende prosesser som farger vår oppfatning både av hva som bør observeres og av hva mønsteret betyr. I en viss forstand har vi alltid en forutinntatt oppfatning av hva vi skal observere. Det kan derfor være nyttig å minne om noen alternative måter å betrakte mønstre og prosesser i landskapet på.

Mye av teoriutviklingen i landskapsøkologien har bygget på teorien om arters forekomst på oseaniske øyer, der habitatflekker i landskapet ses på som «habitatøyer» i et omgivende «hav» av uegnet habitat. Imidlertid vil aldri annet terrestrisk habitat være like uegnet for dyr og planter som havet. Derfor vil det oftest være mer realistisk å betrakte landskapet som en mosaikk av forskjellige habitatflekker som i ulik grad er egnet for organismenes ulike livsfunksjoner. De forskjellige habitatflekkene behøver heller ikke alltid ha samme verdi for en organisme, i det næringssøk, reproduksjon og forflytning kan kreve ulike egenskaper i habitatet.



Figur 2.2.7 Den romlige skalaen for vår beskrivelse av habitatstrukturen må ses i sammenheng med skalaen til det fenomenet vi vil observere. F eks vil dyr oppfatte habitatet som grovkornet (coarse grained) dersom de kan utnytte stort sett én habitatflekk om gangen. En habitatstruktur der de ulike habitatflekkene blir utnyttet samtidig innenfor korte tidsrom, kan sies være finkornet (fine grained). Samlinger av finkornet habitat kan i sin tur bli utnyttet på en grovkornet måte.

Med utgangspunkt i en modell for landskapet som er basert på «habitatøyer», er det utviklet en «metapopulasjonsmodell» for arters forekomst på slike habitatflekker. Her betraktes artenes forekomst i den enkelte habitatflekk som en dynamisk balanse mellom tilfeldig lokal «utdøing» og kolonisering fra andre bebodde habitatflekker i landskapet. Imidlertid har det ofte vist seg mer korrekt å betrakte forekomsten av arter i slike systemer som en refleksjon av kolonisering ved tilfeldig utvalg av individer fra en større kildepopulasjon. Et annet gjennomgående eksempel er at «utdøing» i habitatflekker ofte ikke er tilfeldig, men reflekterer en gradvis endring (reduksjon) av habitatkvaliteten i den enkelte habitatflekk.

Ulike endringsprosesser

De landskapsøkologiske mønstre og prosesser som er skissert over, kan framstå som nokså teoretiske. Det er imidlertid et faktum at vi har en rekke naturlige og menneskeskapte prosesser som er med og former forskjellige habitatstrukturer i landskapet som varierer i både romlig og tidsmessig skala.

Noen velkjente naturlige prosesser som påvirker landskapsstrukturen er småskala forstyrrelser som f.eks. vindfall, erosjon og småras som skaper «nye» habitater av begrenset utstrekning og oftest med relativt korte mellomrom. Innimellom skjer også mer storskala «katastrofer» som f.eks. skogbrann, stormfelling, flom, ras og insektangrep over større områder. Innenfor de enkelte habitatflekker og i landskapet som helhet skjer suksesjonsprosesser med ulik hastighet som skaper nye relasjoner mellom de enkelte habitatflekke. I virkelig stor skala vil også naturlige klimaendringer gjøre seg gjeldende som suksesjonspådriver og vil også kunne skape ny heterogenitet i landskapet.

Menneskets egne aktiviteter i landskapet har gitt opphav til en nyskaping og omstrukturering av habitat. Arealforvaltning knyttet til jordbruk og skogbruk har lenge hatt stor innflytelse på landskapsstrukturen, men har i moderne tid gitt nye og mer kontrastfylte mønstre. Tilsvarende har ulike moderne tekniske inngrep ført til nye måter å dele opp landskapet på og gitt opphav til helt nye habitater (f.eks. byer og industrianlegg) med helt nye egenskaper og ny romlig og tidsmessig skala. Menneskeskapte forurensninger og klimaendringer vil også påvirke landskapets suksesjonsprosesser og struktur over store arealer.

Indikatorer for biologisk mangfold på landskapsnivå

Som nevnt innledningsvis er målet her ikke å presentere noen ferdige indikatorer til bruk i overvåking, men snarere å peke på noen momenter som vi må ta hensyn til ved utviklingen av systemer for overvåking av biologisk mangfold.

Generelt kan vi si at slike indikatorer på landskapsnivå kan brukes til å si noe som karakteriserer de enkelte objektene (dvs. habitater, økosystemer etc). Videre vil de kunne karakterisere relasjoner mellom objektene og deres omgivelser og av relasjoner mellom de ulike objektene. Jeg vil understreke at de ulike relasjonene er mange og kompliserte. Det er derfor ingen grunn til å tro at én eller et fåtall indekser skal kunne gi en tilstrekkelig beskrivelse av alle sider ved landskapsstrukturen og prosessene som har betydning for biologisk mangfold.

I siste instans må vi velge indikatorer som har betydning for de aspektene ved biologisk mangfold som interesserer oss. Klare målsettinger for overvåkingen er derfor nødvendig.

2.3 Biodiversitetsændringer i dansk højmoselvegetation

Bent Aaby

Innledning

Danmark er et tæt befolket land hvor dræning, opdyrkning og anden arealanvendelse har medført, at der i dag kun findes mindre arealer, som henligger i naturtilstand. Omkring 100.000 ha er ferskvandspåvirket mose, hertil kommer ca. 42.000 ha marsk og anden saltpåvirket eng- og mosevegetation (Emsholm 1987). Skønt moser tidligere var et almindeligt element i landets forskellige egne udgør moser i dag kun 3,3% af landets areal. Det betyder, at Danmark hører til de mosefattigste lande i Europa. Hertil kommer, at luftens indhold af visse næringsstoffer og tungmetaller er steget betydeligt de seneste årtier, så moserne nu må betragtes som natur, truet af kulturpåvirkning.

De senere års miljøændringer har foranlediget, at Miljøministeriet har iværksat et overvågningsprogram for danske naturtyper. Højmosen var en af de første naturtyper, der blev udvalgt, idet denne ekstremt næringsfattige mosetype kan tænkes særlig at påvirkes af atmosfærens øgede indhold af næringsstoffer.

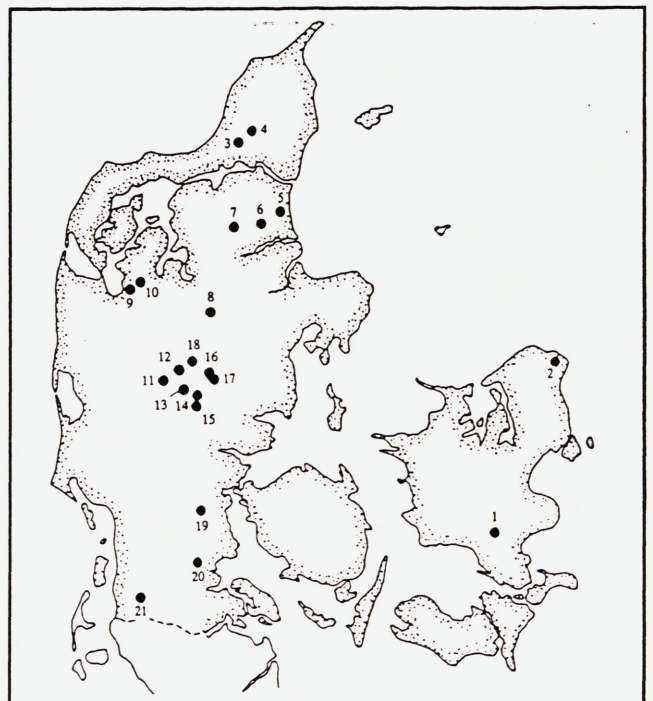
Overvågning af højmoser begyndte i 1987, og i løbet af 3 år undersøgtes 21 moser, som rummer arealer i naturtilstand (Figur 2.3.1). Disse højmoser repræsenterer en naturtype, hvor al tilførsel af vand og mineraler kommer fra atmosfæren. Derfor er højmosens plantesamfund næringsfattige og meget følsomme overfor ændringer i de meteorologiske forhold. Programmet er planlagt gentaget i 1995-96, således at der kan foretages en analyse af tilstandsændringer inden for de seneste år.

Højmosen som miljøarkiv

Hvert år dannes ny tørv, som indeholder støvpartikler, kemiske stoffer, pollenkorn og andre fossiler, som stammer fra mosen selv eller er tilført fra omgivelserne. De tykke tørvelag er således naturens eget arkiv, der kan fortælle om fortidens miljø-, kultur- og naturforhold. De grundvandspåvirkede mosetyper er også biologiske arkiver, men kun højmosen kan give detaljerede oplysninger om fortidens klima og luftforurening

Registrering og overvågning af højmoser

Højmoser var tidligere ganske almindelige naturtyper, som navnlig fandtes i de mere næringsfattige egne af landet. I dag er der ikke længere helt uforstyrrede højmoser i Danmark, men stadig er der omkring 30 højmoser, som har større eller mindre dele bevaret i naturtilstand. Blandt disse moser udvalgte 21 lokaliteter, som egnede sig for naturovervågning. Programmet blev finansieret af Skov- og Naturstyrelsen og Danmarks Geologiske Undersøgelse, og senere publiceret (Aaby 1987, 1989, 1990, 1994).



Figur 2.3.1. Beliggenheden af de uforstyrrede højmoserealer, der indgår i overvågningsprogrammet. 1. Holmegårds Mose; 2. Skidendam; 3. Store Vildmose-vest; 4. Store Vildmose-nord; 5. Lille Vildmose; 6. Langemose; 7. Bradstrup Mose; 8. Brandstrup Nørremose; 9. Tvillingmose; 10. Hatten; 11. Ulvemose; 12. Mose i Gludsted Plantage; 13. Mose i Langebjerg Plantage; 14. Sønderhaleengen; 15. Sdr. Boest Mose; 16. Brunmose; 17. Langkær; 18. Bølling Mose; 19. Svane Mose; 20. Abkær Mose; 21. Draved Mose.

Overvågningsprogrammet indeholdt

- * Generel beskrivelse af mosen, (topografi, vegetation, fysiske indgreb) og det omgivende landskab inkl. arealanvendelse.

- * Beskrivelse af undersøgelsesområdet, dets beliggenhed, størrelse, topografi, vegetation og struktur.
- * Bestemmelse af artsindholdet og arternes hyppighed.
- * Etablering af permanente steder for indsamling og anden type af dokumentation.
- * Indsamling af overfladevand (500 ml) fra 3 steder indenfor undersøgelsesområdet. Prøverne undersøges ikke men dybfryses og indgår i en prøvebank for senere analyse.
- * Indsamling af *Sphagnum* fortrinsvis fra tæt fladevegetation 3 steder indenfor undersøgelsesområdet. *S. cuspidatum*, *S. fallax*, *S. rubellum* og *S. magellanicum* blev udvalgt. Prøverne blev dybfrosset og opbevares i prøvebank for senere analyse.
- * Måling af pH i overfladevand på 3 forskellige steder, hvor der også er foretaget anden form for dokumentation.
- * Fotodokumentation ved 3 forskellige steder i undersøgelsesområdet. På hvert sted er der taget omkring 12 billeder for at dokumentere det fotografiske indtryk hele horisonten rundt.
- * Detaljeret vegetationsanalyse på udvalgte lokaliteter. Langs en 100 m linie gennem et typisk og tilsyneladende ensartet højmosseareal blev der foretaget en vegetationsanalyse for hver 0,5 m. Ved de 200 analysesteder blev alle plantearter (inkl. laver og mosser) noteret indenfor en cirkel på 0,1 m² og deres arealmæssige dækning bedømt. Både levende og døde planter blev medtaget. Den arealmæssige dækning blev udtrykt som følger:

- + fåtallig < 5% dækning
- 1 sparsom 5-20% dækning
- 2 almindelig 20-60% dækning
- 3 dominerende > 60% dækning

Kun en fanerofyt kan have værdien 3, og hvis 2 arter er dominerende og lige hyppige får de begge værdien 2. De samme regler gælder for thallofyter. Derfor kan f.eks. både en mos og en blomsterplante have værdien 3 i samme analyse.

- * Relativ hyppighed af tue- og højvegetation i moser, hvor der er foretaget detaljeret vegetationsanalyse.
- * Undersøgelse af mosens geologi og tørvestratigrafi på grundlag af borer (se Aaby og Digerfeldt 1986). Lithologisk beskrivelse ifølge Troels-Smith (1955) med senere modificeringer (Aaby og Berglund 1986).

For at opnå pålidelige og sammenlignelige data er det vigtigt, at programmet gennemføres af samme person(er), og at disse har en faglig ekspertise. Navnlig må der lægges vægt på kendskab til mosfloraen.

Højmossevegetation i begyndelsen af 1900-tallet

Vegetationen på danske højmoser i begyndelsen af dette århundrede er velkendt fra en række botaniske undersøgelser (Mentz 1912; Jessen 1920, 1939; Hansen 1966). På grundlag af disse analyser kan der sammenstilles en liste af arter, som er oprindelige og naturligt forekommende (indigene) på danske højmoser. Listen indeholder 19 arter (**Tabell 2.3.1**), hvoraf *Myrica gale* og *Narthecium ossifragum* kun har en regional udbredelse, begrænset til den vestlige del af landet, som er mest oceanisk præget. Det er usikkert om *Pinus sylvestris* tilhører den indigene højmosseflora. Den antages ikke at være oprindelig på Store Vildmose ifølge Jessen (1920) eller på andre højmoser undtagen måske i de østligst beliggende moser på Sjælland (Skidendam, se **Figur 2.3.1**). Et antal arter havde en pletvis forekomst og voksede delvis i forstyrrede områder - f.eks. i tørvegrave - og kan derfor ikke accepteres som tilhørende den indigene højmossevegetation.

En liste over *Sphagnum*-arter, som opfattes som naturlige på højmoser er også fremstillet (**Tabell 2.3.1**).

Nutidige vegetationsændringer

Kendskab til højmossevegetationen i begyndelsen af dette århundrede sammenholdt med den netop gennemførte monitoring har vist, at der er sket betydelige ændringer af vegetationssammensætningen de seneste årtier. Af de mange ændringer kan der erkendes mindst tre hovedtyper af forandringer.

1. Øget udbredelse af indigene arter. *Narthecium ossifragum* spreder sig til nye områder i Store Vildmose og Draved Mose. Denne art synes at være meget succesrig i konkurrence med andre fanerogamer, og dens tætte vækstform vanskeliggør antagelig andre fanerogamers vækst, således at den bliver helt enerådende på sine voksesteder (**Figur 2.3.2**). Den findes mest på lave tuer og kan også brede sig i højmosens øvre del, men undgår arealer med høj vanddækning. *Empetrum nigrum* har vist en lignende ekspansion. Den voksede kun i fire områder i Draved Mose i begyndelsen af 1960'erne (Hansen 1966), men er nu en almindelig plante i det samme undersøgelsesområde. *Betula pubescens* er ligeledes en indigen art, som spreder sig i disse år. Både kimplanter, opvækst og større træer er tilstede, hvilket viser, at denne træart stadig ekspanderer på danske højmoser (**Figur 2.3.3 & 2.3.4**).

2. Indvandring af nye arter.

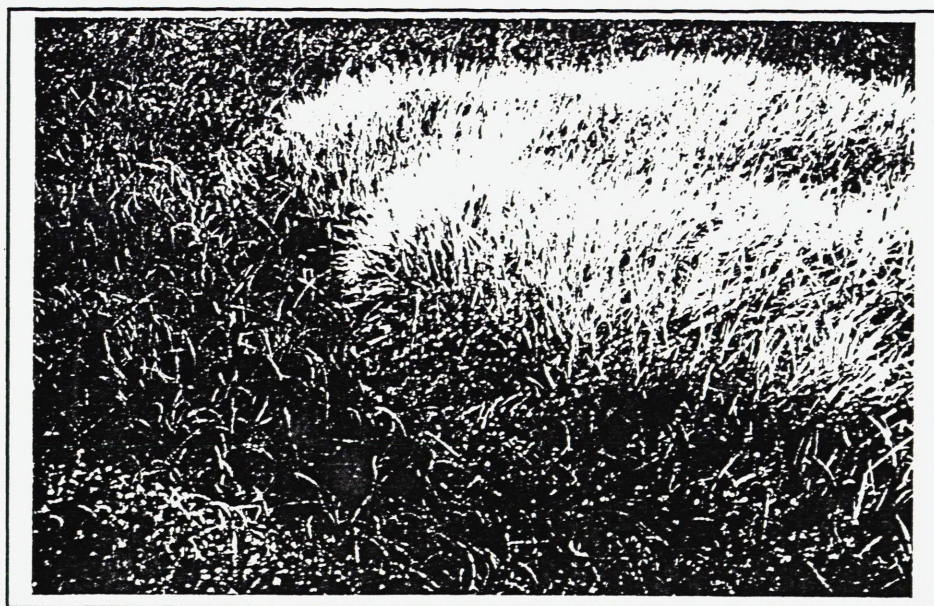
Overvågningsprogrammet har vist, at en række arter som tidligere kun forekom i grundvands-påvirkede naturtyper nu også findes i naturlig højmose- vegetation i et sådan antal, at de må

betraktes som naturaliserede og i stand til at reproducere sig under de givne ombrotrophe forhold (Tabell 2.3.2).

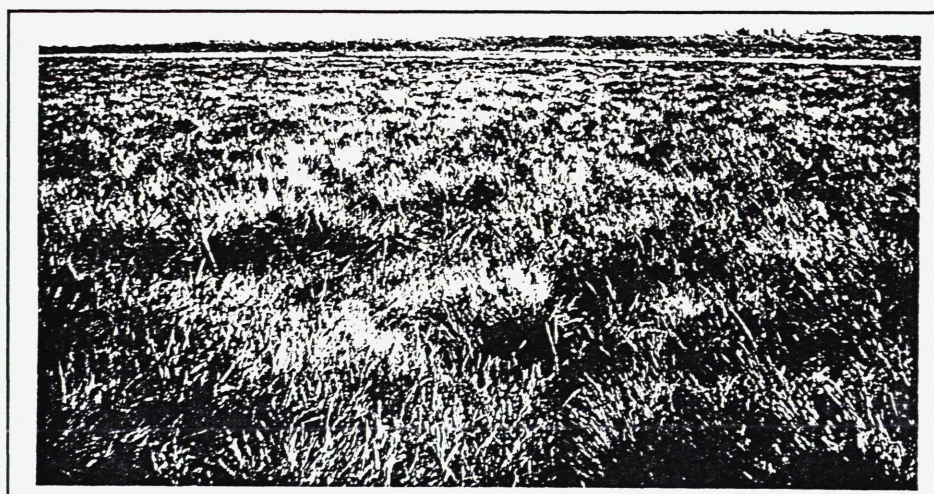
Tabell 2.3.1. Planteliste med arter som antages at være indigene på danske øjmoser. Arterne i parentes er sjældne og forekommer mest på forstyrrede arealer. *Pinus sylvestris* kan være indigen på de østligste højmoser på Sjælland.

Blomsterplanter	Sphagnum-arter
<i>Andromeda polifolia</i> <i>Betula pubescens</i> <i>Calluna vulgaris</i> <i>Carex limose</i> <i>Drosera anglica</i> <i>Drosera intermedia</i> <i>Drosera rotundifolia</i> <i>Empetrum nigrum</i> <i>Erica tetralix</i> <i>Eriophorum angustifolium</i> <i>Eriophorum vaginatum</i> <i>Myrica gale</i> <i>Narthecium ossifragum</i> <i>Rhynchospora alba</i> <i>Rhynchospora fusca</i> <i>Rubus chamaemorus</i> <i>Scirpus caespitosus</i> <i>Vaccinium oxycoccus</i> <i>Vaccinium uliginosus</i> (<i>Agrostis canina</i>) (<i>Carex lasiocarpa</i>) (<i>Carex nigra</i>) (<i>Carex pauciflora</i>) ? <i>Pinus sylvestris</i>	<i>Sphagnum cuspidatum</i> <i>Sphagnum compactum</i> <i>Sphagnum fallax</i> <i>Sphagnum fuscum</i> <i>Sphagnum imbricatum</i> <i>Sphagnum magellanicum</i> <i>Sphagnum molle</i> <i>Sphagnum capillifolium</i> (= <i>nemorium</i>) <i>Sphagnum papillosum</i> <i>Sphagnum rubellum</i> <i>Sphagnum tenellum</i>

Figur 2.3.2. En tæt bevoksning af *Narthecium ossifragum* i kanten af en tue på Store Vildmose. Til højre i billedet ses en hølje med *Rhynchospora alba*-*Sphagnum cuspidatum* sociation med *Eriophorum angustifolium*. I forgrunden vokser *Erica tetralix*.



Figur 2.3.3. Den centrale del af Draved Mose i 1961. Det samme område ses på Figur 2.3.4 (Foto B. Hansen).



Figur 2.3.4. Den centrale del af Draved Mose i 1987. Det samme område ses på Figur 2.3.3. *Betula pubescens* står spredt og lyse stængler af *Molinia caerulea* ses flere steder. Tue-hølje mønstret er blevet mindre tydeligt i de seneste 20-30 år. (Foto: B. Aaby).



Tabell 2.3.2. Planteliste med arter som er indvandret på danske højmoser i de seneste årtier. Det antages at de er blevet naturaliserede og i stand til at reproducere sig i et højmosemiljø flere steder i landet. Arter som forekommer på forstyrrede arealer er vist med en asteriks (*). Disse arter antages ikke at være naturaliserede på uforstyrrede højmosseflader.

Nye arter indvandret fra våde biotoper	Nye arter indvandret fra tørre biotoper
<i>Carex curta</i> <i>Carex nigra</i> <i>Dryopteris carthusiana</i> <i>Molinia caerulea</i> <i>Salix aurita</i> <i>Salix cinerea</i> <i>Sphagnum fimbriatum</i> <i>Carex panicea</i> * <i>Carex rostrata</i> *	<i>Epilobium angustifolium</i> <i>Deschampsia flexuosa</i> <i>Picea</i> sp. <i>Pinus mugo</i> <i>Sorbus aucuparia</i> <i>Vaccinium myrtillus</i> <i>Vaccinium vitis-idaea</i> <i>Frangula alnus</i> * <i>Galium saxatile</i> * <i>Holcus lanatus</i> * <i>Populus tremula</i> * <i>Trientalis europaea</i> *

De nye arter er indvandret fra moseplantesamfund med høj grundvandsstand, såvel som fra plante-samfund på tør bund. Det er et gennemgående træk, at disse vegetationstyper er næringsfattige og kun få af arterne vokser også i mesotrophe biotoper.

Blandt de arter, der er kommet fra oligotrophe moser kan nævnes *Molinia caerulea* og *Dryopteris carthusiana*, som breder sig på nogle højmossearealer. Det samme gælder for *Carex nigra* (Tvillingmose, se Figur 2.3.1). *Salix cinerea* og *S. aurita* findes også på flere højmossearealer, og fortrinsvis på de tørrere steder. *Sphagnum fimbriatum* ses som små puder på lave tuer eller i beskyttede lavninger med *Calluna vulgaris*, *Erica tetralix* og *Scirpus caespitosus* (*Calluna vulgaria* - *Eriophorum vaginatum* socation og *Calluna vulgaris* - *Sphagnum molle* socation). Af planter, som kommer fra tørbundslokaliteter kan nævnes *Deschampsia flexuosa*, *Epilobium* (= *Chamaenerium*) *angustifolium* og *Pinus mugo*, der har bredt sig kraftigt på nogle højmoser (Tabell 2.3.3). Som de øvrige arter i denne gruppe er de mest begrænset til de tørreste steder på mosen. Imidlertid kan *Epilobium angustifolium* også træffes på våd bund i højjevegetation (*Rhynchospora alba* - *Sphagnum cuspidatum* socation med *S. tenellum* og *Eriophorum angustifolium*). På nogle moser træffes nyindvandrede urtearter nær større træer, hvor depositionen af næringsstoffer er forøget, som følge af træernes bedre frafiltrering af partikler. Imidlertid er denne forekomst af urter ikke generel, som det omtales senere.

3. Mulig temporær tilbagegang for indigene højmossearter. Lavfloraen har tidligere været artsrig med arter

som *Cladonia chlorophaea* agg., *C. coccifera*, *C. crispata*, *C. squamosa*, *C. scabriuscula* (= *C. surrecta*), *C. verticillata* etc. Overvågningsprogrammet har vist en tydelig kvantitativ og kvalitativ forringelse af lav-floraen, og på nogle højmoser findes der i dag kun enkelte tuer af *Cladonia portentosa* (= *Cladonia impexa*).

Døde planter findes på adskillige højmoser, og særligt synes *Calluna vulgaris* at være udsat. Den høje dødelighed er antagelig forårsaget af ekstreme vejrforhold i vinteren 1985/86, da frost uden snedække og i kombination med meget stærk vind (kuling) ødelagde *Calluna* på mange hede- og mosestrækninger i Jylland. *Calluna vulgaris* svækkes også af stærke angreb af billen *Lochmaea suturalis*, som æder dens blade. *Scirpus caespitosus* synes også at have en mere begrænset udbredelse end angivet i botaniske beskrivelser fra første halvdel af dette århundrede, men denne konklusion er usikker og en mere dybgsående analyse af dens tidligere og nuværende forekomst bør foretages.

Mulige årsager til vegetationsændringer

Palaeobotaniske undersøgelser af mosernes tørvelag i Danmark og Nordtyskland har vist, at både plateau- og flade højmosetypen har haft en højmosseflade, som gennem årtusinder har været træløs (Jessen 1920; Mikkelsen 1943; Aletsee 1959; Aaby og Tauber 1975). De nyligt indvandrede urte- og dværgbuskarter mangler ligeledes i makrofossilanalyse fra ældre tørvelag (Jensen 1985).

Tabell 2.3.3. Hyppighet af de mest almindelige træarter og ikke-indigene urter på de undersøgte højmoser, samt den årlige ammoniak emission fra omgivende arealer. De udvalgte træarter er: *Betula pubescens*, *Picea* sp., *Pinus mugo*, *Pinus sylvestris* og *Salix* sp. Udvalgte urtearter er: *Carex nigra*, *Epilobium angustifolium*, *Deschampsia flexuosa*, *Dryopteris carthusiana*, *Molinia caerulea* og *Vaccinium vitis-idaea*. Hyppighed (score) er beregnet på grundlag af hyppighedskategorier (for nærmere information se Aaby 1994).

	Højmosenummer																				
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Træer, score (Max. 25)	6	8-9	7-8	10	5	10	12	10	2	5	8	10-11	9-10	10-13	9-11	4	9	10-11	10	8	6
Urter, score (Max. 30)	7	0	9	11-12	6	8	12	7	9	4	10	8-9	6	10-11	3	10	9	3	3	7	12
NH ₃ -N emission (tons N km ⁻² år ⁻¹)	2	0-1	2-3	4	2-3	3	5	3-4	3-4	2-3	3	2-3	2	2-3	2	2-3	2-3	2	2-3	3	4-5

I de seneste 6-7000 år har klimaet udvist ændringer. Det har til tider været varmere, såvel som koldere end i dag og tørrere såvel som fugtigere end i dag, som det bl.a. fremgår af mosegeologiske undersøgelser (Aaby 1976). Imidlertid har disse kombinationer af skiftende temperatur, nedbør, vind etc. hidtil ikke begunstiget trævækst og sådan en artsrig urteflora, som vi ser i dag på højmosefladerne. Nutidens trævækst og ændringer i artsindholdet har derfor ikke noget sidestykke i højmosernes forhistorie. Da nutidens klimaparametre må betegnes som værende 'normale' hvad angår de nævnte parametre, er disse klimatiske forhold næppe årsag til de observerede vegetationsforandringer på mange danske højmoser.

Det er derfor nærliggende at søge årsagsforklaringer i menneskeskabte forandringer, som direkte eller indirekte påvirker højmoserne.

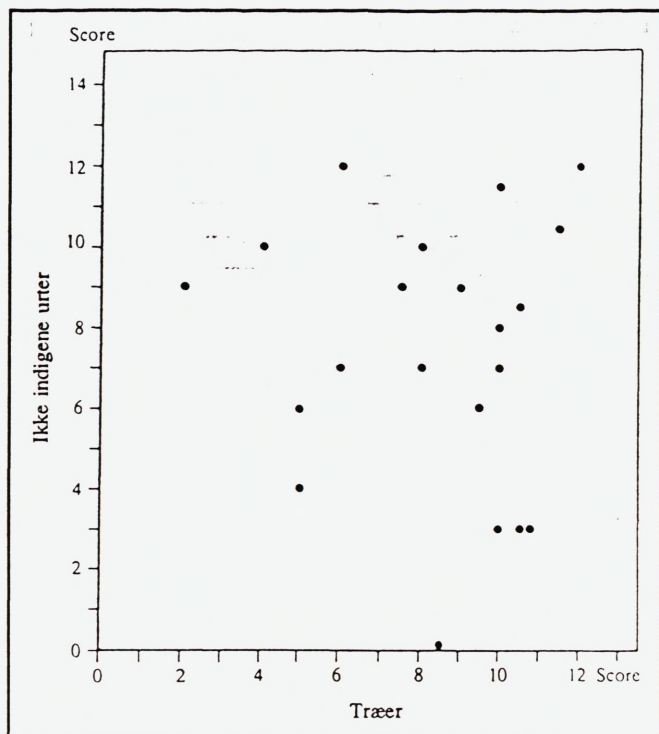
Luftens fugtighed kan have ændret sig i nyere tid som følge af dræning og anden sænkning af grundvandstanden i de kulturrealer, som omgiver de undersøgte moser. Hvor der tidligere fandtes 20-25% vandlidende areal, er dette reduceret til 2-3% i både Øst- og Vestdanmark. Det er derfor kun en lille del af landskabet, der har en vandstand, som tillader en høj vandfordampning og transpirationsrate fra planterne. Hertil kommer, at tørveindvinding, dræning og opdyrkning har reduceret mosernes størrelse så meget, at de ikke længere er i stand til at opretholde deres specielle lokalklima med høj atmosfærisk fugtighed, relativ megen kulde og hyppig tågedannelse. Disse menneskeskabte ændringer er vanskelige at kvantificere, men de er sikkert vigtige for

mosens vandbalance og vækstdynamik (Jonas 1935). Det lokale klima kan derfor være en af de parametre, som medvirker til den betydelige fremgang for trævæksten og andre af de iagttagne vegetationsændringer.

Vandstandssænkning på naturlige højmoserflader kan indirekte forårsages af tørveindvinding og andre fysiske ændringer på moser. Sådanne ændringer kan føre til, at vegetationen får en sammensætning, som er karakteristisk for højmosens distale dele, som har en bedre afdræning end mosens centrale flade. Det kan forklare trævækst nær tørvegrave og grøfter. Imidlertid ses også en tiltagende trævækst af *Betula pubescens* og andre træarter på højmoserflader, som ligger mere end 100 m væk fra disse konstruktioner. Tørrere forhold kan derfor næppe alene forklare, hvorfor træer nu ikke kun findes begrænset til mosens randparti, men også invaderer den tidligere træfrie højmoserflade. Mere detaljerede undersøgelser - også omfattende modellering af mosens hydrologi (Ingram 1982, Clymo 1984) er påkrævet, for at følge langtidsvirkningerne af de kulturbetingede hydrologiske ændringer.

Analyser af forholdet mellem hyppigheden af træfloraen og nyindvandrede urter og dværgbuske viser, at der ikke er nogen korrelation mellem disse parametre (Figur 2.3.5). Dette resultat tyder på, at der tilsyneladende må angives forskellige forklaringsmodeller for urternes forekomst og træernes vækst. Nogle af de nye urter har deres naturlige voksested på tør bund f.eks. *Deschampsia flexuosa* og *Vaccinium vitis-idaea*, mens andre kommer fra fugtig eller våd tørvebund (f.eks. *Carex nigra* og *Molinia caerulea*). Det er derfor ikke sandsynligt, at hydro-

logiske forandringer alene kan være ansvarlig for den observerede berigelse af artsdiversiteten. I denne sammenhæng er det rimeligt at se på den forøgelse af atmosfærens næringsstofindhold fra landbrug og industri, der er sket de seneste årtier.



Figur 2.3.5. Hyppighed (score) af ikke-indigene urter sammenholdt med hyppigheden (score) af trævækst på de samme højmosseflader (cf. Tabell 2.3.3).

Luftforurening

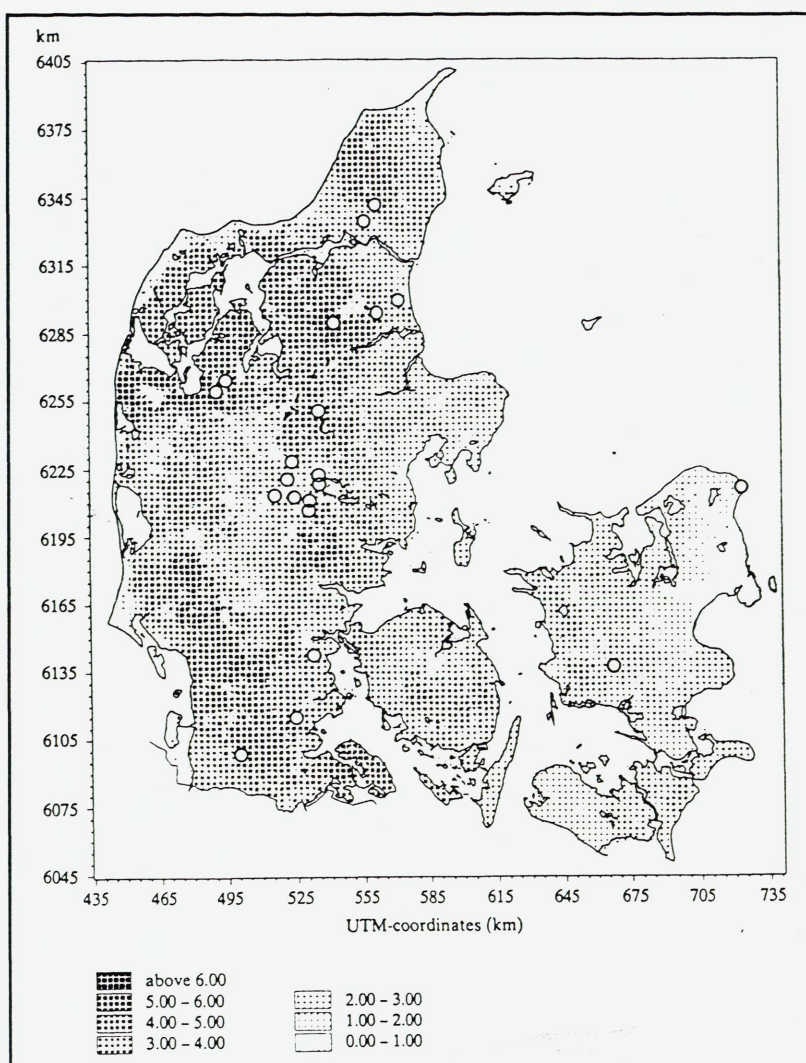
De ikke-indigene urter er alle indvandret fra plantesamfund med større næringsrigdom end tidligere kendt fra højmoser. Det kunne tyde på, at et øget atmosfærisk nedfald af næringsstoffer er af væsentlig betydning for de observerede vegetationsforandringer. Kvælstofholdige forbindelser må være af særlig vigtighed, idet nedfald af ammoniak ($\text{NH}_3\text{-N}$), ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) og nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) er steget betydeligt i de senere årtier (Sommer 1985). Disse forbindelser har en direkte gødkningseffekt på planter, modsat $\text{NO}_x\text{-N}$. $\text{NH}_3\text{-N}$ emissionen i Danmark er den tredje største i Europa (Asman og Runge 1991). Ammoniak fordampningen fra husdyrgødning er stor, og målinger af $\text{NH}_x\text{-N}$ depositionen viser, at det største nedfald sker ganske tæt på kilden (Sommer 1991). Modellering af $\text{NH}_x\text{-N}$ depositionen

sandsynliggør, at Jylland har højere værdier end Østdanmark. Disse beregninger er værdifulde, når den regionale påvirkning skal vurderes, men da $\text{NH}_x\text{-N}$ deponeres relativt nær sin kilde, må disse modelberegninger antages at være for unøjagtige til at bedømme det faktiske $\text{NH}_x\text{-N}$ nedfald på de undersøgte moser. I stedet er emissionsværdierne for $\text{NH}_3\text{-N}$ anvendt, idet der her foreligger mere pålidelige værdier, med stor arealmæssig opløsning (enhed 1 km^2). Disse tal bygger på oplysninger om dyreholdet i de enkelte kommuner (administrativ enhed) og på forbrug af kunstgødning i hvert amt (større administrativ enhed), se Figur 2.3.6. En sammenstilling af $\text{NH}_3\text{-N}$ emissionsdata og hyppigheden af ikke-indigene urter illustrerer, at de største ændringer af urtefloraen er sket i områder, som har en høj eller relativt høj $\text{NH}_3\text{-N}$ emissionsrate, mens moser med få ændringer af urtefloraen findes, hvor ammoniakfordampningen er lav. Den positive relation mellem $\text{NH}_3\text{-N}$ emission og hyppighed af ikke-indigene urter ses af Figur 2.3.7 og Tabell 2.3.3. Den nævnte relation tyder på, at husdyrbrug og først og fremmest kvæghold har en målbar effekt på højmosernes trofiske forhold, således at arter, der førhen var begrænset til mere næringsrige plantesamfund, nu er i stand til at etablere sig på nogle højmoser.

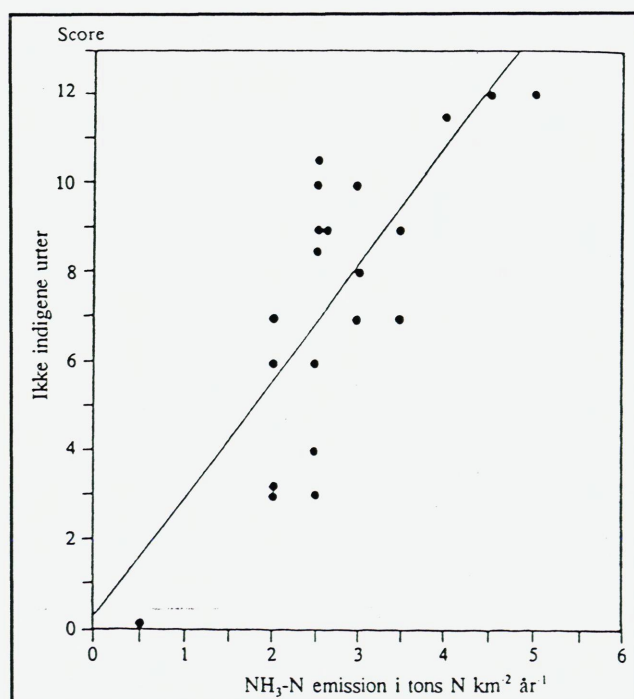
Øget næringsstofftilførsel kan også have forbedret visse indigene urters vækstbetingelser. Det kunne gælde *Narthecium ossifragum*, som er almindelig på oceaniske højmoser i Irland og dele af Storbritannien. *Dryopteris carthusiana* og *Empetrum nigrum* er andre arter, som ligeledes kan være blevet begunstiget.

Atmosfæren er også blevet rigere på tungmetaller, natrium, ozon og flere andre kemiske forbindelser som kan have en toksisk effekt på nogle plantearter. Laver vides at være særlig følsom overfor lufurening. Den kvantitative og kvalitative tilbagegang for lavfloraen på højmoserne og andre lavrige habitater understreger behovet for en reduktion af luftens indhold af skadelige kemiske forbindelser, som særlig stammer fra industri og motorkøretøjer.

Mens der således kan gives mulige forklaringer på de observerede ændringer i visse urters, dværgbuskes og lavers hyppigheder, så synes spørgsmålet om træernes vækst og ekspansion at være mere kompleks, idet der ikke er nogen relation mellem ikke-indigene urters og træernes udbredelsesforhold. Træernes nuværende succes skyldes muligvis et samspil af flere faktorer, som endnu ikke er blevet identificeret.



Figur 2.3.6. Emission af $\text{NH}_3\text{-N}$ i Danmark målt som tons $\text{N km}^{-2} \text{år}^{-1}$ (Efter Asman og Runge 1991) og angivelse af de undersøgte moser (cf. Figur 2.3.1).



Figur 2.3.7. Hyppighed (score) af ikke-indigene urter sammenholdt med $\text{NH}_3\text{-N}$ emissionen i omegnen af de undersøgte moser. En regressionslinie er indlagt ($r=0,77$, $\text{DF}=19$; cf. Tabell 2.3.3).

Konklusioner og rekommandationer

Undersøgellesprogrammet har sandsynliggjort, at danske højmoser er påvirket af luftforurening og andre menneskeskabte miljøforandringer i og udenfor de undersøgte moser.

Det anbefales derfor at:

- * foretage en detaljeret kortlægning og beskrivelse af trævegetationen på udvalgte arealer for at dokumentere igangværende træindvandring.
- * kortlægge udbredelsen af udvalgte indigene (f.eks. *Narthecium ossifragum*) og ikke-indigene (f.eks. *Molinia caerulea*) arters forekomst for at kunne følge disse arters udbredelsesmønstre.
- * etablere permanente registreringer af vandstandsændringer i udvalgte moseområder.
- * indsamle kemiske og meteorologiske data fra moser udvalgt til undersøgelse af vandstandsændringer.
- * genoprette den hydrologiske integritet i moser, som er påvirket af dræning.
- * inddrage de omliggende arealer i moseenes bevaringsplan.
- * reducere luftforureningen og undgå emission af ammoniak fra husdyrbrug - særligt kvægbrug - i nærheden af velbevarede højmoser og andre truede naturtyper.

De nævnte aktiviteter skal tjene til at etablere en nødvendig basis for videnskabelige studier af igangværende vegetationsændringer på vore højmoser, således at der kan dannes et sikkert grundlag for en vurdering af årsagerne til disse forandringer. Samtidig vil de medvirke til at genoprette truet natur. I tusinder af år har disse højmoser været levende arkiver, der indeholder oplysninger om landskabsudvikling, klimaforandringer, nedfald af tungmetaller og andre kemiske stoffer, lokal vegetationsdynamik etc. I dag er de fredede i henhold til Naturbeskyttelsesloven bestemmelser, men til trods herfor er deres eksistens stadig truet. De foreslåede rekommandationer skulle forbedre højmosernes livsbetingelser, så deres tørvelag fortsat kan opsamle oplysninger om nutidens miljøforhold og videregive dem til kommende aenerationer.

Referanser

- Aaby, B. 1976. Cyclic variations in climate over the past 5500 yrs. reflected in raised bogs. - *Nature* (London) 263: 281-284.
- Aaby, B. 1987. Overvågning af højmoser 1987. - Skov- og Naturstyrelsen, Miljøministeriet: 1-69. English summary.
- Aaby, B. 1989. Overvågning af højmoser 1988. Skov- og Naturstyrelsen, Miljøministeriet: 1-79. English summary.
- Aaby, B. 1990. Overvågning af højmoser 1989. Skov- og Naturstyrelsen, Miljøministeriet: 1-89. English summary.
- Aaby, B. 1994. Monitoring Danish raised bogs. I: Grünig, A. (Ed.) *Mire and Man. Mire Conservation in a Densely Populated Country - the Swiss Experience*. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (Birmensdorf): 284-300.
- Aaby, B. og Berglund, B.E. 1986. Characterization of peat and lake deposits. I: Berglund, B. E. (Ed.) *Handbook of Holocene palaeoecology and palaeohydrology*. Chichester, John Wiley og Sons: 231-246.
- Aaby, B. og Digerfeldt, G. 1986. Sampling techniques for lakes and bogs. I: Berglund, B.E. (Ed.) *Handbook of Holocene palaeoecology and palaeohydrology*. Chichester, John Wiley og Sons: 181-194.
- Aaby, B. og Tauber, H. 1975. Rates of peat formation in relation to degree of humification and local environment, as shown by studies of a raised bog in Denmark. *Boreas* 4: 1-17.
- Aletsee, L. 1959. Zur Geschichte der Moore und Wälder des nördlichen Holsteins. *Nova Acta Leopoldina* 21 (139): 1-51.
- Asman, W.A.H. og Runge, E.H. 1991. Atmospheric deposition of Nitrogen in Denmark. The N, P and organic matter research program 1985-1990. Nitrogen and phosphorus in soil and air. No. A. Abstracts. Denmark, Ministry of the Environment: 287-311.
- Clymo, R.S. 1984. The limits to peat bog growth. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 303: 605-654.
- Emsholm, L. 1987. Kortlægning af ekstensivt udnyttede naturtyper - strandenge, ferske enge og overdrev. Marginaljorder og miljøinteresser. Miljøministeriets Projektundersøgelser 1986. Teknikerrapport nr. 2: 1-133.
- Hansen, B. 1966. The raised bog Draved Kongsmose. *Bot. Tidsskr.* 62: 146-185.
- Ingram, H.A.P. 1982. Size and shape in raised mire ecosystems: a geophysical model. *London, Nature* 297: 300-303.
- Jensen, H.A. 1985. Catalogue of late- and postglacial macrofossils of Spermatophyta from Denmark, Schleswig, Scania, Halland, and Blekinge dated 13,000 B.P. to 1536 A.D. *Danm. Geol. Unders. Serie A*, 6: 1-95.

- Jessen, K. 1920. Store Vildmose og dens vegetation. *Naturens Verden* 1920: 359-378.
- Jessen, K. 1939. Vegetationsstudien im Hochmoor Store Vildmose. *Bot. Not.* 1939: 653-666.
- Jonas, F. 1935. Die Vegetation der Hochmoore am Nordhümmling. *Feddes, Repert., Beiheft*, 78:1 - 143.
- Mentz, A. 1912. Studier over danske mosers recente vegetation. *Bot. Tidskr.* 31: 388-399.
- Mikkelsen, V. 1943. Bidrag til Lille Vildmoses stratigrafi og vegetationshistorie. *Meddl. Dansk Geol. Foren.* 10 (3): 329-364. English summary.
- Sommer, S.G. 1985. Kvælstofkredsløbet via atmosfæren. *Miljøstyrelsens Center for Jordøkologi*.
- Sommer, S.G. 1991. Deposition of ammonia near a dairy farm. The N, P and organic matter program 1985-1990. Nitrogen and phosphorus in soil and air. Denmark, Ministry of the Environment: 51-67.
- Troels-Smith, J. 1955. Karakterisering af løse jordarter. *Danm. Geol. Unders. II Rk.* 3:1-73.

2.4 Biodiversitetsövervakningen i Finland

Harry Helmisaari

Bakgrund

Biodiversitetsövervakningen i Finland liksom i övriga Nordiska länder baseras på och är resultatet av internationella åtaganden (WCED 1987 samt Biodiversitetskonventionen). I Finland trädde biodiversitetskonventionen i kraft under november 1994. Detta har lett till att flera nationella aktiviteter har påbörjats t.ex. utarbetandet av nationella aktionsplanen för biologisk mångfald. Nationella aktionsplanen kommer att utarbetas under miljöministeriets ledning i samarbete med övriga sektorsmyndigheter under 1995. Biodiversitetsövervakningen kommer att baseras på biodiversitetskonventionens definitionen av biologisk mångfald artikel 2, och övervakningens organisation artikel 7.

Första steget vid utvecklandet av ett fungerande övervakningsprogram för biologisk mångfald är att definiera och klargöra värdekriterierna, terminologin och ange målsättningen för nationella övervakningsprogrammet. Först när detta har gjorts är det möjligt att kommunicera med inblandade parterna samt att utforma och genomföra övervakningsprogrammet.

Målsättning

Målsättningen med biodiversitetsövervakningen är:

- * att välja ut och utveckla övervakningsmetoder för studiet av biodiversitetens tillstånd och förändringar
- * att ge underlag för identifiering och bedömning av hoten mot biodiversiteten
- * att följa hotfaktoremas utveckling
- * att ge underlag för åtgärder
- * att utvärdera effekterna av genomförda åtgärder
- * att ge underlag för hållbart utnyttjande av naturresurserna
- * att utveckla ett varningssystem för miljöns tillstånd

Metodik

Eftersom vi inte kan övervaka alla aspekter av biodiversiteten måste vi göra ett urval av vad som skall ingå i biodiversitetsövervakningen. Övervakningen av biologiska mångfalden i Finland kommer sannolikt att genomföras på art-, biotop- och landskapsnivå, eftersom det finns bäst förutsättningar för att bygga en fungerande nationell övervakning på dessa nivåer.

Dessutom följs hotfaktoremas tillstånd och utveckling. Exempel på hotfaktorer är försumning, klimatförändringar och vissa former av markanvändning.

Vid urvalet av övervakningsvariabler måste man utgå från existerande kunskaper och vad som är möjligt att göra inom rådande ekonomiska ramar. Man bör vara uppmärksam på riskerna som följer vid förenklingar av existerande teorier se ex. kritiken mot (MacArthur og Wilson 1967) "öbiogeografiteorin" och dess tillämpning i naturvårdssammanhang samt kritiken mot användningen av nyckelarter (Mills et al. 1993). Vid metodikutvecklingen och genomförandet skall man i möjligaste mån integrera övervakningsprogrammen från lokal till nationell nivå. Det är också viktigt att resultaten från intensiva och exstensiva studierna innefattande bl.a. ovannämnda övervakningsvariablerna är väl integrerade.

Vad kommer att ingå i övervakningen av biodiversiteten.

Det nationella övervakningsprogrammet för biologisk mångfald kommer att sträva efter att följa; "genetiska variationen inom arter och populationer, mångfalden av arter och mångfalden på ekosystem- och landskapsnivå vad avser biotoper och samhällen, samt relationer och processer mellan organismer och deras icke-biologiska omgivning" (Eriksson og Hedlund 1993) samt om möjligt även tillämpa ideer som presenteras av Noss (1990). Inom övervakningen kommer även hänsyn tas till biodiversitetens "historiska dimension" (markanvändningens kontinuitet i tiden och rummet), och att biodiversiteten är dynamisk dvs. den omfattar förändringar både i tiden och rummet. Övervakningen kommer att innefatta både kvalitativa och kvantitativa egenskaper. När metoder och kostnadsräkningar förutsättningar finns bör övervakningen av genetisk diversitet ingå i det nationella övervakningsprogrammet.

Det finns redan idag färdigheter att genomföra genetisk övervakning inom vissa organismgrupper och troligen kommer övervakning av genetisk diversitet att ingå i övervakningsprogrammet i framtiden.

Baseline material

För att göra förutsägelser av biodiversitetens tillstånd och utveckling behövs tillgång till "baseline" kunskaper om arters "normaltillstånd" och ekosystemens "normaldynamik". Utan baseline material är det svårt att åtskilja ex. vad som är naturlig variation eller vad som orsakas av olika påverkansfaktorer. Genom kunskaper om utgångstillståndet "baseline" bör man kunna urskilja ingående parametrars tids- och rumsmässiga variation och erhålla en uppfattning om materialets tids- och rumsmässiga upplösning. Baseline materialet grundas på undersökningar och

material från bl.a. museer, nationella inventeringar av arter, populationer, biotoper och ekosystem samt pågående övervakningsprogram, ex. IM (Integrated monitoring), nationella riksskogstaxeringarna i Finland samt material från forskningen. Övervakningsprogrammet för biologisk mångfald måste drivas under en längre tidsperiod för att man skall erhålla kontinuerliga långa tidsserier (baseline material) som behövs för utvärderingen av biologiska mångfaldens tillstånd, utvecklingstrender och förändringar.

Studieområden

Det nationella övervakningsprogrammet för biologisk mångfald kommer att innefatta största möjliga antal ekosystem och naturtyper. Planerade aktiviteter av inom biodiversitetsövervakningen. I Finland kommer man att

- * utföra en genomgång av pågående och planerade övervakningsaktiviteter vid de olika sektorsmyndigheterna
- * utvärdera deras användbarhet för övervakningen av biologisk mångfald
- * samordna övervakningsaktiviteterna vid de olika sektorsmyndigheterna
- * välja ut och utveckla nya övervakningsmetoder
- * utreda kvalitetssäkringen av miljöövervakningsdata
- * utreda hur man skall organisera existerande databaser och erhålla en nationell metadatabas innehållande material för biodiversitetsövervakningen
- * utvärdera hur Geographic Information Systems (GIS), satellitkarteringar och andra fjärrkarteringsmetoder kan användas inom biodiversitetsövervakningen

Landmiljö-övervakningens organisation idag

Det nationella övervakningsprogrammet kommer att innefatta övervakningsaktiviteter inom flera olika sektorsmyndigheters ansvarsområden. Sektoriella uppdelningen av övervakningsansvaret till olika ministerier har försvårat samarbetet och samordningen av nationella övervakningen. För att klargöra ansvars- och arbetsfördelningen samt erhålla en samordning av övervakningsaktiviteterna inom sektorsmyndigheterna pågår diskussioner mellan ministrierna. Ett viktigt led i detta är utarbetandet av en nationell strategin för biodiversitetsövervakningen i samarbete med sektorsmyndigheterna. Den nationella strategin skall vara klar 1995.

Övervakningen inom miljöministeriet

Miljöministeriet (YM) har idag det övergripande ansvaret för nationella miljöövervakningsprogrammen i Finland. Miljöministeriet har överlåtit en stor del av ansvaret för övervakningens genomförande till Vatten- och miljöstyrelsens (VYH) enhet för naturskyddsforskning (VYH/LSY). Traditionellt är miljö-

ministeriets ansvarsområde naturskyddsområden samt hotade arter. Inträdet i EU kommer att innebära att art- och biotopskyddet, utanför naturskyddsområdena kommer att få en större betydelse.

Inom landmiljön ansvarar YM bl.a. för följande nationella övervakningsprogram

- * IM (integrated monitoring)
- * nationella övervakningen av hotade arter (YM, VYH/LSY)
- * nationella övervakningen av nattfjärilar (VYH)

Samordningen av forskningen rörande biodiversiteten

Den finska biodiversitetsforskningen samordnas idag inom det nationella forskningsprogrammet, Luonnon monimuotoisuus (LUMO) på uppdrag av miljöministeriet. Enheten för naturskyddsforskning vid Vatten- och miljöstyrelsen har samordningsansvaret för forskningsprogrammet. Forskningsprogrammet är en paraplyorganisation för pågående projekt inom biodiversitetsforskningen i Finland.

För att få en uppfattning av pågående forskningsaktiviteter inom biodiversitetsforskningen utfördes inom forskningsprogrammet LUMO en nationell inventering (Jäppinen og Väisänen 1993). I rapporten: "Forskningsprogrammet i biologisk mångfald - (LUMO), lägesrapport 31.5-93," ges på finska en kort beskrivning av pågående projekt inom LUMO.

Miljödatacentralen (YTK) ansvarar för miljödatabanker och har en central roll i samordningen, bearbetningen och organiseringen av miljöinformationen från flera miljödataproducenter inom landet. YTK har även en aktiv roll i flera internationella miljöövervakningsprogram.

Landmiljö-övervakningen inom LUMO-programmet

Inom terrestra övervakningen studeras främst växter, djur och markorganismer. Artövervakningen som bedrivs vid VYH är riktad främst mot hotade arter. Inom artövervakningen insamlas material om hotade arters utbredning och tillstånd samt utarbetas skötselplaner för att säkerställa arternas överlevnad.

På uppdrag från YM görs utreds olika arters och organismgruppers användbarhet inom biodiversitetsövervakningen. Nedan ges exempel på några projekt inom LUMO. I listan ingår även projekt som bedrivs av andra myndigheter.

- * Myror som miljöindikatorer
- * Det nationella övervakningssystemet för nattfjärilar
- * Utvärdering av hur "mikrobiella metoder" kan användas inom miljöövervakningen
- * Skogs- och myrvegetationens biodiversitet
- * Biodiversiteten inom fjällen samt studiet av långtidsförändringar
- * Florakartering, kartläggning av Finlands flora

- * Finlands fåglar som biodiversitetsindikatorer
- * Miljögifters effekter på organismer inom landekosystemen.

Vid VYH/LSY har man utarbetat rekommendationer för hur förekomsten av vissa nyckelarter, "tickor", kan användas vid inventeringar av äldre skogar (Kotiranta og Niemelä 1993). Metoden kan användas vid karteringen och studiet av äldre skogsbiotoper och deras förekomster inom landet.

Miljömyndigheterna både nationellt och regionalt genomgår idag en omfattande omorganisation. Omorganisationen innebär från och med 1.3.1995 att samtliga enheter byter namn och organisationsstrukturen samt ansvarsområdena förändras. Nuvarande Vatten- och miljöstyrelsen med dess underorganisationer kommer att bilda Finlands miljöcentral.

Aktiviteter inom undervisningsministertiet

Här följer några exempel på projekt som bedrivs vid naturhistoriska museerna och är av intresse för övervakningen av biologisk mångfald:

- * Finlands växtatlas (Naturhistoriska centralmuseet)
- * Karteringar av fåglar och flera olika evertebratgrupper (Zoologiska museet)
 - a. fågelatlasprojektet (Koskimies og Väisänen 1991)
 - b. landsnäckor
 - c. insektskarteringar
 - d. karteringen av herpetofaunan i Finland (Terhivuo 1993)

Museerna bör aktivt vara med i biodiversitetsövervakningen eftersom museerna har mycket baseline material och sakkunskaper som behövs vid regionala karteringar och vid genom förandet av regionala, lokala och nationella övervakningen av biologisk mångfald. Museernas rådande knappa finansiella situation försvårar dock samarbetet och museernas deltagande i övervakningsprogrammen. Samarbetet försvåras även av att forskningsaktiviteterna som bedrivs vid universiteten och museerna finansieras främst av undervisningsministeriet (OM) som har andra målsättningar med sina aktiviteterna än miljömyndigheterna.

Övervakningsaktiviteter inom Jord- och Skogsbruksministeriet

Inom Jord- och Skogsbruksministeriet pågår flera övervakningsaktiviteter som bör justeras och anpassas så att dessa kan ingå i det nationella övervakningsprogrammet för biologisk mångfald. Jord- och Skogsbruksministeriet som finansierar forsknings- och övervakningsaktiviteter främst inom jord- och skogsbrukssektorn har överlåtit övervakningsansvaret till Skogsforskningsinstitutionen (Metla), Viltforskningsinstitutet (RKTL) och Miljöforskningsinstitutet (YTL).

Organisationerna ansvarar för bl.a. följande övervakningsuppdrag:

- * Tungmetallkarteringar med hjälp av bioindikatorer (Metla)
- * Skogarnas livskraft (Metla)
- * Markens näringstillstånd och försurning (Metla)
- * Vegetationsinventeringar: Vegetationstillståndet inom skogar och myrar (Metla)
- * Vegetationskartering: skogsförra och epifytlavar (Metla)
- * Nationell inventering av Finlands skogarna (VMI) vid (Metla) innefattar flera parametrar som beskriver bl.a. skogarnas trädslagsblandning, struktur, produktion, ålder. Inom VMI utarbets en nu fältmanual som skall innefatta parametrar av intresse för biodiversitetsövervakningen
- * Nationell kartering av sork (Metla)
- * Övervakning av jaktbara viltstammarnas utveckling, Vilt- och fisk- forskningsinstitutionen (RKTL). Övervakningsprogrammet omfattas 1400 triangelområden vars sidor är 4 km. Inom områdena från hela landet karteras flertal parametrar för ett 30 tal arter (Anon. 1992)
- * Tillståndet hos odlingsmarken, Miljöforskningsinstitutet (YTL)

Vad man bör tänka på vid utvecklandet av det nationella övervakningsprogrammet

Vid etableringen av nationella övervakningsprogrammet för biologisk mångfald har man god hjälp av att klargöra bl.a.

- * vad skall övervakas; gener, arter, biotoper eller ekosystem?
- * vilka är hotfaktorerna och hur skall de övervakas?
- * hur övervakas biodiversiteten, lokalt, regionalt, nationellt eller globalt samt hur integreras aktiviteterna från dessa nivåer?
- * vilka färdigheter och behov finns det inom landet och vilket material finns tillgängligt?
- * att det material av intresse för övervakningen som insamlats vid tidigare undersökningar tillvaratas
- * att utvalda övervakningsvariabler är enkla, tillförlitliga och lätta att använda
- * vilka provtagningsmetoder bör användas samt var, när och hur ofta provtagningen bör ske?
- * att metodiken är standardiserad och accepterad av användarna. För detta krävs täta och goda kontakter mellan användarna och dem som utvecklar metodiken
- * taxonomin för de organism- och växtgrupper vars taxonomi inte är känd. Även för dessa grupper bör man utveckla standardiserade metoder för bl.a. uppskattandet av hotstatus och artrikedom
- * utformningen av ett enhetligt system för data- och materiallagring, analyser, och produktion av publi-

kationer. Metodiken måste samordnas från datainsamling till slutrapportering. Man bör veta hur insamlade materialet kommer att analyseras redan vid provtagningen

- * att materialet och datautbytet inom och mellan nationella databaserna harmoniseras och underlättas genom utvecklandet av gemensamma standarder
- * att det utvecklas provbanker för lagring av död och levande material
- * att man erhåller en kvalitetsäkring som omfattar övervakningsprogrammets samtliga aktiviteter

Nordiskt samarbete

Under 1995 påbörjas "Program för Naturövervakning i Terrester Miljö i Norden" som är ett nytt nordiskt program för samordning av naturövervakningen i Norden. Programmet finansieras av miljöövervaknings och datagrupper inom Nordiska ministerrådet. Målsättningen med projektet är att erhålla ett samordnat program för landmiljöövervakningen i Norden samt att utarbeta en manual för landmiljöövervakningen. Programmet är en konkretisering och fortsättning av "Program för biodiversitet övervakning i Norden" som avslutades 1994.

Referanser

- Anon. 1992. Wildlife triangle scheme in Finland - summer and winter censuses of game populations. - Finnish Game and Fisheries research Institute Game Division. Helsinki
- Eriksson, M.O.G. og L. Hedlund (red.) 1993. Biologisk mångfald, MIST- (Miljön i Sverige - tillstånd och trender). - Naturvårdsverket, Rapport 4138, ISBN 91-620-4138-X.
- Jäppinen, J. og Väisänen, R. 1993. Luonnon monimuotoisuuden tutkimusohjelma - LUMO Väiliraportti 31.5.1993. 113 s. - (Det finländska forskningsprogrammet om naturens mångfald - LUMO. Preliminär rapport 31.5-3.) Utgiven på finska. - Vesi-ja ympäristöhallituksen monistesarja Nro. 441, ISBN 951-7-706-3.
- Koskimies, P. og Väisänen, R. A. 1991. Monitoring bird populations. A manual of methods applied in Finland. Zoological Museum, Finnish Museum of Natural History. - University of Helsinki, ISBN 951-45-54313-2.
- Kotiranta, H. og Niemelä, T. 1993. Uhanalaiset käävät Suomessa (Hotade tickor i Finland) - Vatten- och miljöförvaltningens publikationer, Serie B.17, ISSN 0786-9606 116 s.
- MacArthur, R. H. og Wilson E. O. 1967. The Theory of Island Biogeography. - Princeton University Press.
- Mills, L.S., Soule, M. E. og Doak, D. F. 1993. The keystone-species concept in ecology and conservation. - Bioscience 42: 217-224.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for Monitoring biodiversity. A hierarchical approach. - Cons. Biol. 4: 355-364.
- Terhivuo, J. 1993. Provisional atlas and status of populations of the herpetofauna of Finland in 1980-92. - Ann. Zool. Fenn. 30:55-69.
- WCED 1987. Our Common Future. - World Commission on Environment and Development, UN. (norsk utgave: Vår felles framtid, Tiden norsk Forlag, Oslo).

2.5 Overvåking av biologisk mangfold: Innledning til gruppearbeidet

Odd Terje Sandlund, Bjørn Åge Tømmerås, Kaare Aagaard & Rita Hartvigsen Daverdin

Bakgrunn

Norge har ratifisert Konvensjonen for biologisk mangfold, og vi har dermed forpliktet oss til å følge opp de bestemmelser omkring bevaring og bærekraftig bruk av biologisk mangfold som Konvensjonen stiller opp. Blant de viktigste tiltakene er overvåking av biologisk mangfold med sikte på å kunne forutse og sette inn tiltak mot skade på eller ødeleggelse av mangfoldet. Konvensjonen spesifiserer tre kategorier som spesielt skal overvåkes.

- Truede arter, bestander og økosystemer.
- Arealer med høstbare bioressurser (legg merke til at det er økosystemet ressursen høstes fra, og ikke ressursen selv som står i fokus).
- Trusler mot det biologiske mangfoldet.

Konvensjonen har en svært omfattende definisjon av biologisk mangfold, der det spesielt pekes på tre nivåer i mangfoldet: gennivå, arts- og bestandsnivå og økosystem- eller habitatnivå. Dette betyr at overvåking av biologisk mangfold etter Konvensjonen blir et omfattende arbeid med økte kostnader. Samtidig er det klart at forvaltningen ikke disponerer midler til en ubegrenset overvåking. Det er derfor nødvendig å identifisere relativt enkle parametre som sier noe om det biologiske mangfoldet, og vi må foreta en faglig prioritering av hvilke parametre man skal overvåke. Disse parametrene må ikke være for kompliserte (dvs. være kostandseffektive og benytte faktisk eksisterende kompetanse), men samtidig gi relevant informasjon om det biologiske mangfoldet. Overvåkingen må kunne evalueres og opplegget som settes igang må ikke utelukke nødvendige endringer ved behov.

Indikatorer for biologisk mangfold

Uttrykket «indikator» har vært brukt i mange betydninger, derfor varierer forståelsen av hva innholdet er. Når uttrykket defineres for bruk i biologisk mangfold sammenheng bør en grunnleggende del av definisjonen være at indikatoren er enklere og billigere å måle enn de parametrene den er en indikator for. Mange bruker ordet synonymt med indikatorart, men i biologisk mangfold sammenheng mener vi at det får liten anvendelse dersom det ikke får en videre betydning. For eksempel kan antall

familier av en organismegruppe være en indikator på det totale mangfoldet innen gruppen, slik som det er vist for bregner, sommerfugler, spurvefugl og flaggermus (Williamson og Gaston 1994). Man kan også tenke seg at mengden og typen av død ved i skog kan være en indikator på antall arter som lever i død ved. I litteraturen om overvåking av biologisk mangfold er det ofte en mangelfull stringens i bruken av indikatorbegrepet. I publikasjonen «Biodiversity Indicators for Policymakers» (Reid et al. 1993) gis en oversikt over potensielle indikatorer (s. 10) som tyder på en manglende definisjon av begrepet, f.eks. sies artsrikdom å være en indikator på mangfold, men artsantall er ingen «indikator» fordi det er ikke et forenklet mål for mangfoldet slik som en «indikator» er ment å være.

I følge Noss (1990) bør en god indikator være: 1) tilstrekkelig følsom til å kunne gi et tidlig signal om at noe er galt, 2) forekomme over relativt store områder eller på andre måter være anvendelig, 3) i stand til å gi en kontinuerlig indikasjon over en vid gradient av stress, 4) relativt uavhengig av antall prøver eller prøvestørrelse, 5) enkel og kostnadseffektiv å måle, samle inn eller beregne, 6) i stand til å skille naturlige variasjoner fra tendenser som skyldes stress på grunn av menneskelig aktivitet og 7) relevant for økologisk betydningsfulle fenomener eller prosesser. Fordi ingen enkeltparameter kan gi all denne informasjonen må man finne fram til et sett med indikatorer som utfyller hverandre. Noss (1990) har gjort et forsøk på å utarbeide et system for overvåking gjennom en krysshierarkisk tilnærming som angir tre grupper av data (struktur, funksjon, komposisjon), hvor hver av gruppene kan være en indikator for mangfoldet. Dette systemet er blitt nærmere omtalt av Ims (kap. 2.1).

Klassifisering av norsk natur

For å kunne identifisere relevante parametre og foreta en prioritering er vi avhengig av å klassifisere norske habitater etter et eller annet system. Det er for eksempel mulig å klassifisere etter en vurdering av sjeldenhet eller truethet, vi kan bruke en biogeografisk inndeling, eller vi kan benytte et klassifiseringssystem basert på vegetasjonstyper. I planleggingen av dette seminaret har vi valgt det siste. Årsaken er at vi for norske forhold har et gjennomarbeidet og velprøvd system for klassifisering av terrestriske økosystemer basert på vegetasjonens sammensetning (Fremstad og Elven 1991). Dette systemet gir mulighet for en grunnleggende klassifisering uavhengig av biogeografiske vurderinger eller vurderinger av sjeldenhet/truethet. Disse faktorene kan legges oppå vegetasjonklassifikasjonen når prioriteringene skal gjøres. Vegetasjonssklassifikasjonen er allment akseptert i

norske botaniske fagmiljøer, men den har i liten grad vært brukt av zoologer. Det er økologisk fornuftig å behandle sammenhengen mellom flora og fauna. For å kunne vurdere den generelle anvendbarheten av dette systemet er det derfor nødvendig å diskutere hvorvidt den habitatklassifikasjonen vegetasjonsanalysen gir, også er brukbar for andre organismegrupper.

Vegetasjonsklassifiseringen er utarbeidet for terrestriske systemer, og kan trolig til en viss grad brukes i noen ferskvannssystemer. Vi ønsker imidlertid at man skal diskutere hvilke andre systemer for klassifikasjon som kan egne seg for ferskvannssystemene, her har vi angitt en klassifikasjon som utgangspunkt for diskusjonen (Tabell 2.5.1). Tilsvarende vil vi gjerne ha en skisse av hvordan det marine systemet bør klassifiseres, istedet for eller i tillegg til det som her er foreslått.

Tabell 2.5.1 Inndeling av norsk natur i sju naturtyper. Under-inndelingen kan betraktes som habitater. (I prinsipp etter Fremstad og Elven (1991), men ferskvann, kyst og marint miljø omfattes bare delvis av deres system).

Skog: Skogvegetasjon

- a) lav/mose, lyngvegetasjon
- b) lågurtskogvegetasjon
- c) storbregne- og høgstaudevegetasjon
- d) edellauvskog vegetasjon
- e) sumpkratt- og sumpskogvegetasjon

Eng: Kantvegetasjon og kulturbetinget vegetasjon

- f) kant, knaus, berg og rasmarkvegetasjon
- g) kulturbetinget engvegetasjon
- h) kystlyngheivevegetasjon
- i) ugrasvegetasjon

Myr/våtmark: Myr og kjeldevegetasjon

- j) ombrotrof myrvegetasjon (myr som bare får tilført næring fra nedbøren)
- k) fattigmyrvegetasjon
- l) intermediær myrvegetasjon
- m) rikmyrvegetasjon
- n) kjeldevegetasjon

Ferskvann: Ferskvann og elveørvegetasjon

- o) vasskantvegetasjon
- p) vassvegetasjon
- q) elveør-pionervegetasjon

Inndeling av vassdrag:

- i) Krenon = kildebekker, høyfjellsbekker uten kantvegetasjon
- ii) Rhitron = fjellbekker, skog som kantvegetasjon, hurtigflytende
- iii) Potamon = elver som er mer sammensatte og stilleflytende

Inndeling av stillestående vann:

- i) Oligotrof - næringsfattig, særlig i fjellet og høyereliggende områder
- ii) Mesotrof - intermediær, skogsjøer underklasse: dystrof - myrvannsjøer
- iii) Eutrof - næringsrike lavlandssjøer, særlig i jordbruksområder

Fjell: Fjellvegetasjon

- r) rabbevegetasjon
- s) lesidevegetasjon
- t) snøleivevegetasjon

Kyst: Havstrandvegetasjon

- u) sandstrandvegetasjon
- w) driftvoll, strandberg og fuglefjellsvegetasjon
- x) strandeng og strandsumpvegetasjon

Marine habitater:

- i) Estuarier - elveutløp
- ii) Fjorder
- iii) Littoralsonen - strandsonen dvs. fra laveste lavvannsnivå til øverst i bølgesprøytsonen
- iv) Tareskogen

Marint: Havområdene

- 1) Norskehavet og Barentshavet
- 2) Nordsjøen

Forslag til videre inndeling:

- i) Kontinentalsokkelen
- ii) Skråningene mot dyphavet
- iii) Dyphavet

Økologisk klassifisering av arter

Vegetasjonsklassifiseringen er blant annet basert på at plantearter kan benevnes som enten dominerende (mengdearter), karakterarter eller tyngdepunktsarter, ut fra forekomst i habitatet (Tabell 2.5.2). Mengdeartene setter ofte sitt preg på økosystemet i en slik grad at også systemets fysiske struktur preges av dem. I mange tilfelle vil en mengdeart ha en så sentral funksjon i økosystemet at den kan kalles nøkkelart. Det kan synes naturlig å vente at mengdearter, karakterarter, tyngdepunktsarter, eller for den saks skyld nøkkelarter kan fungere som indikatorarter for forekomst av de enkelte økosystemer. Hvorvidt denne typen arter også er indikatorer for det biologiske mangfoldet er imidlertid tvilsomt. Stort sett mangler vi tilstrekkelig kunnskap om diversiteten innen økosystemer til å kunne gå ut fra en sikker korrelasjon mellom forekomst av enkelte nøkkel- eller karakterarter og det øvrige mangfoldet.

Begrepet nøkkelart kan defineres som en art som er antatt å ha en nøkkelrolle i et økosystem dvs. at struktur og funksjon i økosystemet avhenger av den.

Konvensjonen prioriterer overvåking av truede arter eller økosystemer. Klassifisering av arter eller økosystemer etter en gradient fra vanlig til sjelden eller truet er derfor viktig, men det kan være problematisk å skille mellom sjelden og truet. I følge Rabinowitz' modell (1986, se også DN 1992a) for sjeldenhet kan dette vurderes langs tre akser: geografisk utbredelse (fra liten til stor), habitatkrav (fra strenge til vide), og bestandsstørrelse (fra liten til stor). En art kan altså være sjelden på grunn av liten geografisk utbredelse (endemisme), på grunn av strenge habitatkrav

(stenøke arter) eller på grunn av liten bestandstetthet (f eks mange toppredatorer). Virkelig sjeldne er arter som både har liten geografisk utbredelse, har strenge habitatkrav, og bare finnes i lave bestandstettheter. Det er imidlertid viktig å merke seg at sjeldenhet ikke er synonymt med truet.

I prioritering av lokaliteter for vern eller overvåking brukes ofte begrepet biodiversitets-"hot-spots" om lokaliteter der antall arter er spesielt stort. Dersom stort artsmangfold innen en taksonomisk gruppe også hadde betydd stort mangfold innen andre grupper kunne dette vært et godt grunnlag både for valg av lokaliteter å overvåke og valg av indikatorarter eller -artsgrupper. En analyse av dette for ulike taksa i Storbritannia viser imidlertid at slik samvariasjon ikke finnes (Prendergast et al. 1993).

Gruppearbeidet

Vi har organisert arbeidet i grupper, inndelt etter Fremstad og Elvens (1991) naturtypeinndeling for terrestriske systemer (Tabell 2.5.1). I tillegg har vi en gruppe for ferskvann, en for kyst (både land og vann) og en for hav, i alt sju grupper.

Som utgangspunkt for diskusjonen i arbeidsgruppene har vi satt opp et sett med spørsmål som vi ønsker å få gruppene svar på (Tabell 2.5.3). For å sikre at flest mulig aspekter blir behandlet vil vi reorganisere gruppene, først for å diskutere overgangssoner mellom naturtypene, dernest for å få diskutert problemer som kan være spesifikke for de enkelte hovedtaksa.

Tabell 2.5.2 Definisjon av begrepene mengdeart, karakterart, tyngdepunktsart og nøkkelart. De tre første begrepene brukes i Fremstad og Elven's klassifikasjonssystem som er et **lokalt** klassifikasjonssystem.

Mengdeart:

* finnes i store tettheter i naturtypen, kan være helt dominerende over andre arter.

Karakterart:

* en art som er karakteristisk for naturtypen

Tyngdepunktsart:

* en art som har sitt utbredelsesmessige tyngdepunkt i naturtypen.

Tabell 2.5.3 Spørsmål til gruppearbeidets første dag.

- 1 a) Terrestrisk: Diskuter i hvilken grad Fremstad og Elvens (1991) inndeling av naturen er meningsfylt også for andre organisme-grupper enn karplanter.
- b) Akvatisk: Hvilken type inndeling er nødvendig for de akvatiske systemene?
- 2 I det lagte systemet er plantearter betegnet som dominerende arter, karakterarter og tyngdepunktsarter.
 - Vurder en tilsvarende klassifisering av arter for andre organismegrupper.
 - Finnes en tilsvarende mulighet i de akvatiske miljøene?
 - Vurder om enkelte arter i naturtypen er så truet at de må gis spesiell behandling (jfr. sammenligning med «Rød liste»).
- 3 Hvordan kan det dynamiske og suksesjonsmessige aspektet dekkes innen naturtypene?
- 4 Hvordan er trusselbildet mot denne naturtypen med undergrupper (spesielt med tanke på fragmentering, arealbruk og høsting)?
- 5 Vedrørende praktiske overvåkingsopplegg:
 - Finnes det praktisk gjennomførbare metoder for overvåking av biologisk mangfold?
 - Hvilke relevante overvåkingsopplegg finnes innenfor naturtypen idag, og hva mangler?
 - Hvilke tiltak vil gruppa anbefale for overvåking av det biologiske mangfold innefor naturtypen med undergrupper?

Referanser

- Direktoratet for Naturforvaltning 1992a. Biologisk mangfold i Norge. En landstudie. - DN Rapport 5a.
- Direktoratet for Naturforvaltning 1992b. Truede arter i Norge. - DN Rapport 6.
- Fremstad, E. og Elven, R. (red.) 1991. Enheter for vegetasjonskartlegging i Norge. - NINA Utredning 28.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for Monitoring biodiversity. A hierarchical approach. - Cons. biol. 4: 355-362.
- Prendergast, J.R., Quinn, R.M., Lawton, J.H., Eversham, B.C. og Gibbons, D.W. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. - Nature 365: 335-337.
- Rabinowitz, D., Cairns, S. og Dillon, T. 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. - S. 182-204 i: Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Ed. M. Soulé, Sinauer Ass.
- Reid, W. V., McNeely, J. A., Tunstall, D. B., Bryant, D. A. og Winograd, M. 1993. Biodiversity Indicators for Policymakers. - World Resources Institute.
- Williamson, P. H. og Gaston, K. J. 1994. Measuring more of biodiversity: Can higher-taxon richness predict wholesale species richness? - Biol. Cons. 67: 211-217.

3 Rapporter fra gruppearbeidene inndelt etter naturtype

3.1 Kyst

Wim Vader (leder), UiTø
Hartvig Christie (sekretær), NINA
Jan Ove Bustnes, NINA
Arne Fjellberg, Tjømme
Reidar Elven, UiO
Fridtjof Mehlum, Norsk Polarinstitutt
Bjørn Reppe, Fiskeridepartementet
Eva Degree, DN

Innledning

Gruppa var enig i at hovedmålsettingen for arbeidet var «bevaring av naturtyper som den er nå», ikke «som de var før menneskene kom til» eller «som vi ønsker at de skulle være».

Overvåkingen vil da ha som formål å følge med i biologisk mangfold på en slik måte at eventuelle endringer i mangfoldet som følge av menneskeskapte eller - influerte faktorer kan avdekkes og skilles fra de naturlige svingninger som følge av de naturlige dynamiske prosessene i vedkommende naturtype.

På grunnlag av disse forutsetninger vil overvåking være lite hensiktsmessig i svært stabile systemer, som «ingenting biter på». Som eksempel ble Dryas-samfunnene på Svalbard nevnt. Heller ikke vil det være særlig nyttig å overvåke pionersamfunn i svært dynamiske omgivelser som «alt biter på», og hvor dynamikken er så stor og uforutsigbar, at det vil være uråd å avdekke eventuelle trender i tide. Systemer med et passende nivå av stabilitet og dynamikk vil være best egnet for overvåking av biologisk mangfold.

1. Diskuter i hvilken grad Fremstad og Elvens (1991) inndeling av naturen er meningsfylt også for andre organisme-grupper enn karplanter, moser og lav

1a Fremstad og Elven's inndeling av naturen ble sett på som stort sett meningsfylt også for de fleste dyregrupper og for lavere planter. Gruppe W Driftvoll-, strandberg- og fuglefjellvegetasjon ble dog sett på som en forholdsvis uensartet «restgruppe» som med fordel kan deles opp.

For større dyr kan det være fordelaktig å utskille en egen gruppe: «holmer og skjær». Fraværet av større pattedyrpredatorer gjør denne naturtypen spesielt egnet som hekkeplass for sjøfugl og kasteplass for sel, og typen skiller seg dermed klart ut fra tilsvarende naturtyper på fastlandet.

1b Etter en god del diskusjon gikk gruppa inn for en inndeling basert på substrat og grad av dynamikk, som følger:

A Littoral (HWS til øvre grense Laminaria (= ca MLW))

1. Hard bunn

a. Stabile hardbunnssfjærer

Hertil regnes svaberg, men også blokkstrenger hvor blokkene er så store at de er uberørte av bølger og strømmer. (Størrelsen av blokkene vil således være større på utsatte enn på beskyttede strender.)

b. Labile hardbunnssfjærer

Rullesteinstrenger av ulike typer.

2. Bløt bunn

a. Stabile bløtbunnssfjærer

Dette er beskyttede strender hvor substratet er såpass stabilt, at infaunaorganismer kan leve i mer eller mindre permanente rør eller ganger. De fleste langfjærer, både av mudderblandet sand (ofte også med store steiner) og av bløt mudder eller leire, hører til denne typen.

b. Labile bløtbunnssfjærer

Dette er mer eksponerte lokaliteter hvor substratet er konstant i bevegelse og infaunaorganismer ikke kan ha permanente rør eller ganger. Hertil hører først og fremst de fleste sandstrenger.

B Sublittoral (fra MLW til ca. 30 m dyp)

1. Hard bunn

a. Stabil hardbunn

Hertil hører så vidt vi kan se, alle norske sublittorale hardbunnssubstrater. På grunn av dets spesielle interesse i biodiversitets-sammenheng har vi spesielt skilt ut en naturtype her:

1 a 1 Tareskogen

Dette er samfunn som er dominert av stortare (*Laminaria hyperborea*). (Men den kan være beitet ned av kråkeboller i visse stadier av de dynamiske prosessene.)

2. Bløt bunn

a. Stabil bløtbunn

Hertil hører de fleste bløtbunnssamfunnene.

b Labil bløtbunn

Sandbunn eller ruglbunn på særlig eksponerte eller strømhårde steder.

Fordelen med denne inndelingen er at den benytter de samme kriteriene som Fremstad og Elven (1991) bruker for kystnære vegetasjonstyper på land.

2. Dominerende, karakter- og tyngdepunktsarter

Innledning

Termen «dominerende art» ble, på forslag fra Reidar Elven, byttet ut med «mengdeart», fordi «dominerende art» blir brukt med to ulike betydninger i botanikken. I tillegg til de eksisterende termene ble begrepet nøkkelart foreslått benyttet, i betydningen «en art som spiller en nøkkelrolle i en naturtype på en slik måte at dens fravær endrer hele naturtypen». Det ble advart at nøkkelart og især nøkkelbiotop også ofte blir brukt i en annen betydning, nemlig nesten som «indikatorart», hhv. som «hot-spot-biotop», en biotop som inneholder uvanlig mange indikatorarter for sin naturtype. Disse to begrepene kan lett forveksles, og det er viktig å definere og skille dem tydelig. Begrepet nøkkelelement ble foreslått som et alternativ.

- 2.1. Gruppa mente at en tilsvarende klassifisering i store trekk vil være brukbar også for andre organismegrupper.
- 2.2. Gruppa mente at klassifiseringen uten for store problemer vil kunne benyttes i littoralen og i tareskogen. (Vi manglet kompetanse til å vurdere andre sublittorale naturtyper.)
- 2.3. Gruppa mente at det i de aller fleste tilfeller vil være mye mer hensiktsmessig å konsentrere seg om truede habitater enn om enkeltarter. Vi vet for lite om forekomster av evertebrater, derfor må kunnskapen om frekvens av habitater, truede eller sjeldne, legges til grunn. Enkelte habitat-typer ble nevnt: tidevannsstrømmen, estuarier, poller (brakkvannspoller), sjøfuglkolonier. I tilfeller hvor store arter som er karakteristiske for kysten må anses som truet eller spesielt sårbare (f.eks. havørn, kystsel, oter) føler gruppa at forvaltningen av disse artene må foregå parallelt med, men uavhengig av, overvåking av biologisk mangfold.

3. Dynamiske og suksesjons-messige aspekter:

Gruppa diskuterte dette punktet temmelig inngående, delvis på bakgrunn av gruppe-lederens skepsis på

dette punkt. Han påstod at det spesielt i kyst-samfunn, som i sin natur er mer dynamiske enn de fleste, ofte vil være ytterst vanskelig, om ikke ugjørlig, uten svært stor innsats og utgifter, å samle tilstrekkelig med data under en rutinemessig overvåking, for å avdekke eventuelle langsiktige trender, som kommer på toppen av kystsamfunnenes store og uregelmessige svingninger p.g.a. naturlige dynamiske prosesser.

Gruppa som helhet var nok noe mindre pessimistisk, men la stor vekt på at de naturtypene som ble valgt for overvåking måtte a) være forholdsvis godt studerte, slik at man har en viss innsikt i dynamikken, og b) være «passe stabile og passe dynamiske». Videre bør naturtypen studeres parallelt (flere lokaliteter) over et større geografisk område for å sammenlikne gyldigheten av prosessene.

Suksesjon i kyst-naturtyper er vanligvis en meget dynamisk og mosaikk-aktig prosess: klimaks-samfunn forsvinner på grunnlag av «katastrofer» (storm, erosjon, isskruing, feilslått rekruttering), og erstattes stedvis av pionersamfunn. Gruppa mente generelt at suksesjon ikke ville være et stort problem, da de mest ustabile naturtypene uansett vil egne seg lite til rutinemessig overvåking.

4. Trusselbildet

Naturtypene i kystsonen er i stor grad naturlig fragmentert, men effektene av en slik oppstyking oppveies for marine organismer av at larver av de fleste organismer spres med vannmassene.

Elven's utsagn: «Kysten er utsatt for så godt som alle trusler til havs, så vel som alle trusler på land, pluss en hel del spesielle trusler som spesielt rammer kysten» ble allment bifalt.

Spesielt utsatte naturtyper er fjordbunner, estuarier, brakkvannsbiotoper o.l. fordi disse ligger der hvor menneskelig bosetning og aktiviteter er spesielt store. I Nord-Norge er veibygging på strandflaten en stor trussel mot svært mange kystbiotoper.

Skjellsandbunn er svært artsrik, og mange steder sterkt truet av masseuttak.

Tareskogen er utsatt for taretråling og i større grad beiting av kråkeboller.

5. Praktiske overvåkingsopplegg

- 5.1. Finnes det praktisk gjennomførbare metoder: Jo, det finnes praktisk gjennomførbare metoder for

overvåking av biologisk mangfold, men man bør være svært nøye med å påse at den valgte metodikken vil sette en istand til å skille endringer fra normal dynamikk.

5.2. Hva finnes av overvåkingsopplegg på kyst:

For den terrestre delen av kysten:

- * Botanikk: kun basal-studier.
- * Sjøfugl: gode tidsserier som er egnet for videre overvåking.

For fjæra:

- * En del spredte basal-studier på både hard og bløtbunn. Studier av samfunn og prosess-orienterte undersøkelser mangler.

For sublittoralen (som også inkluderer littoralsonen i flere tilfeller):

- * Kystovervåking i regi av NIVA/SFT for Skagerrak og Vestlandet.
- * Havforskningens stasjon i Flødevigen: strandnottrekk på flere lokaliteter på Skagerrak-kysten fra 1919.
- * NINA-undersøkelser i Skagerrak etter giftig algeoppblomstring.
- * UiTø har lange tidsserier med fotografering av faste prøveflater på hardbunn.
- * Tareskog og tare-kråkebolle interaksjonen er undersøkt i forskningsprogrammet MARE NOR og supplerende undersøkelser som kan følges opp i overvåkingssammenheng er utført av flere miljøer.
- * Oslofjorden og andre naturtyper som er godt studert kan nyttes til videre overvåking.

Hva mangler? Store områder langs kysten er ikke kartlagt. For de fleste samfunn er kun nøkkelarter og enkelte plante og dyregrupper registrert. Strukturerende prosesser og dynamikken i kystsamfunnene er lite undersøkt. En mer samlet (koordinert) plan for kartlegging av biologisk mangfold og overvåking av kystsystemene savnes.

5.3. Anbefalinger:

A. For terrestre kyst-naturtyper vil gruppa anbefale tre ulike overvåkingsprogram:

1. Sanddyner. Disse synes å kunne gi gode opplysninger om endringer i faktorene som frekvensen og intensiteten av stormer, klimaendringer og havstrømmer.
2. Strandenger.
3. Utvalgte sjøfuglarter, ev. kystsel. Når det gjelder sjøfugl, finnes det allerede lange tidsserier. Disse artene kan tjene som indikatorer ikke kun for seg selv, men også for visse marine fiskesamfunn som ikke alltid er lett å følge direkte (eks. tobis).

B. For fjæresamfunn vil gruppa legge mest vekt på 1) steinfjære på utsatte steder (her vil ikke-destruk-

tive metoder som gjentatt fotografering av transekter med fordel kunne brukes), og 2) stabil bløtbunnsfjære på beskyttede steder i fjorder, fjordbotn og estuarier.

C. Gruppa følte seg lite kompetent når det gjelder sublittorale samfunn utenom tareskogen.

Gruppa anbefalte overvåking i tareskogen, gjerne i en kombinasjon av «landskapsovervåking» (hvor mye tareskog som finnes til enhver tid), og prøvetaking i utvalgte områder.

Generelt: Gruppa anbefaler som sagt at man konsentrerer seg om naturtyper (habitater) istedenfor enkeltarter. Denne overvåkingen bør skje på minst to nivåer: 1) kartlegging og overvåking av tilstedeværelsen og mengden av utsatte biotoper, og endringer i disse, og 2) overvåking av det biologiske mangfoldet i utvalgte eksempler av disse naturtyper.

Norge har en svært lang kyst, og det må derfor holdes regning med de store gradienter fra nord til sør, fra kyst til fjæra, og fra tidevannsløse områder til områder med store tidevannsforskjeller.

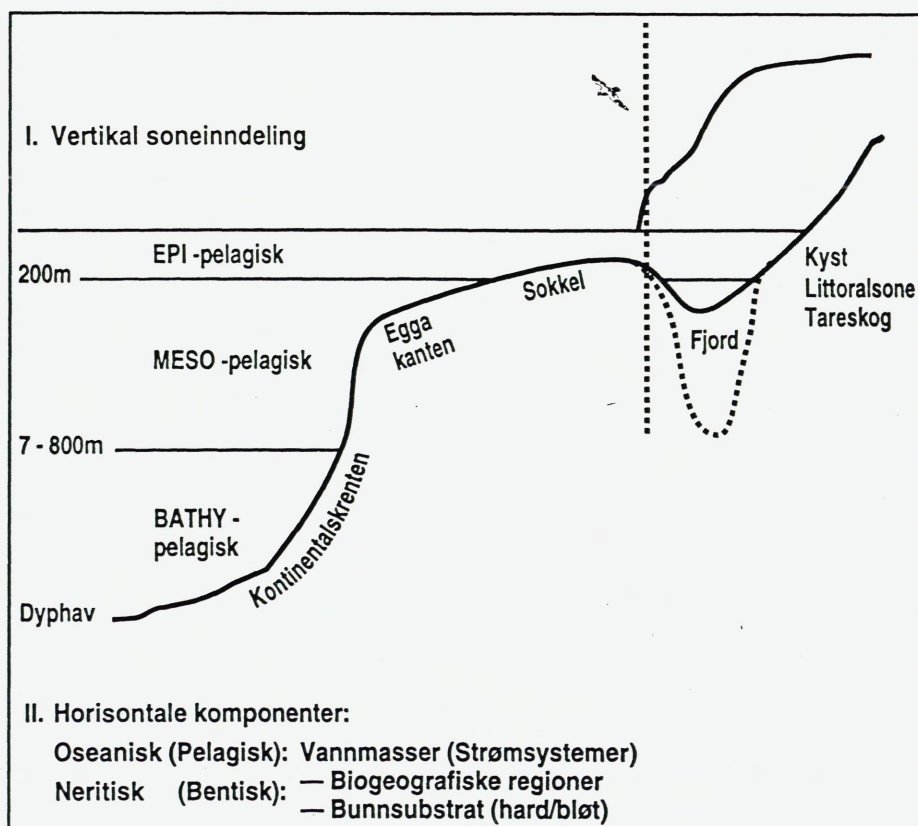
3.2 Marint miljø

Karl Tangen, OCEANOR (leder)
 Odd Terje Sandlund, NINA (sekretær)
 Torleif Holthe, DN
 Jeppe Kolding, UiB
 Hans Petter Mannvik, Akvaplan-NIVA
 Tycho Anker-Nilssen, NINA
 Eivind Oug, NIVA

Det finnes gode og aksepterte systemer for å klassifisere og avgrense ulike miljøer i havet. Hovedinndelingene tar utgangspunkt i topografiske forhold, dyp, vannmasser (saltholdighet, temperatur) og avstand til kysten. Der det er praktisk mulig søker man å anvende tilsvarende inndelinger for bunnen og de frie vannmassene. Horisontalt skilles det mellom kystnære områder (neritisk sone) og dyphav (oseanisk sone) (Figur 3.2.1). I den neritiske sonen kan man inndeles etter dyp (littoralsonen = fjæra, sublittoralsonen) og etter topografiske forhold (fjorder, skjærgård, kontinentalsokkel). Neritiske vannmasser karakteriseres etter opprinnelse og strømforhold som kystvann, med nedsatt saltholdighet på grunn av ferskvannsinnblanding, og oseanisk vann. I den oseaniske sonen kan man inndeles vertikalt i epipelagial

sone (0 - 200 m), meso-pelagial sone (200 - 700 m) og bathy-pelagial sone (> 800 m). De dominerende strømsystemene gir grunnlag for en horisontal klassifisering. Den bathypelagiske sonen vil i norske områder omfatte dypvannet i Norskehavet som har svært lave temperaturer (< 0°C).

Havbunnen kan grovt sett karakteriseres som bløtbunn eller hardbunn. Også finere inndelinger i biotoper foretas i hovedsak etter substrattypen, men på hardbunn i fjæra og på grunt vann kan biotoper tildels klassifiseres etter vegetasjon, f.eks. tareskog (se: Kyst-gruppa). Generelt er biologisk baserte klassifikasjoner ikke særlig benyttet. En overordnet biogeografisk inndeling av Norskekysten er imidlertid foretatt i forbindelse med DNS arbeid for marine verneområder. Inndelingen baserer seg på data fra bunnflora og -fauna (ca. 4200 arter) fra kyst og sokkelområdene. Resultatene viser at norskekysten kan inndeles i tre biogeografiske subregioner: **Skagerrak-subregionen** fra svenske-kysten til Egersund, **vestnorsk subregion** fra Egersund til LoppHAVet og **Finnmark subregion** fra LoppHAVet forbi den norsk-russiske grensen.



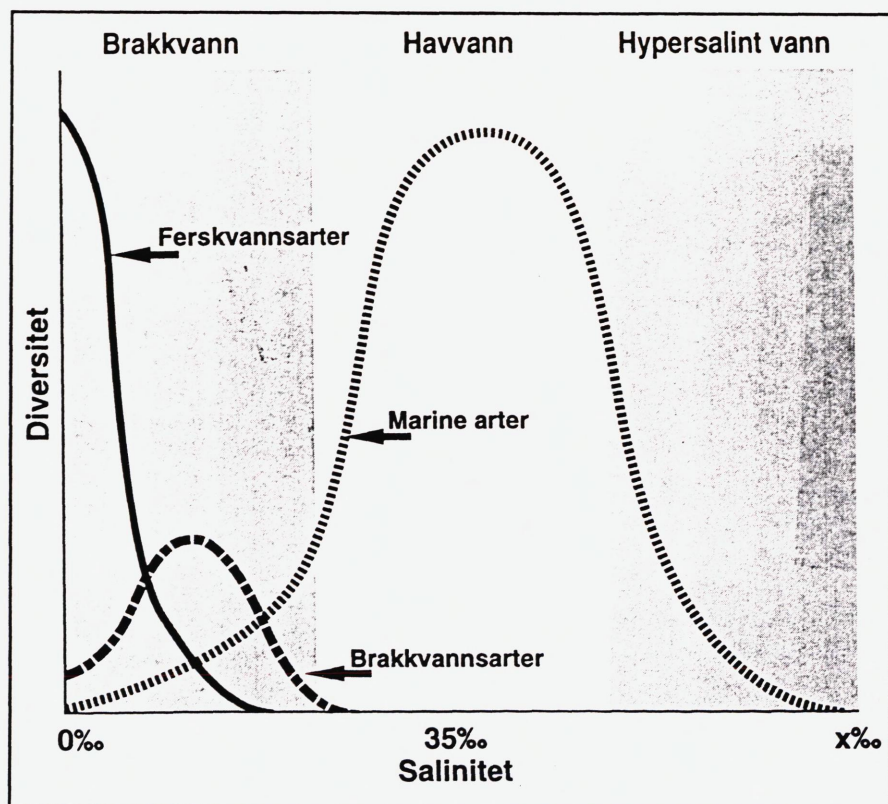
Figur 3.2.1 Kombinasjon av ulike klassifiseringsparametre for marint miljø.

De pelagiske økosystemene karakteriseres av stor dynamikk, med bl a store sesongvariasjoner i primærproduksjon. Dette fører til at overvåking ved enkeltprøver f eks en gang årlig ikke gir pålitelige data. Noen parametre kan måles ved hjelp av faste målebøyer. De bentiske systemene er mer stabile, eller integrerende, med antatt mindre variasjon i et kort tidsperspektiv. Det må likevel påpekes at økologiske prosesser og dynamikk i mange bentiske samfunn er lite kjent. Økologiske prosesser er best studert i fjæra og på grunt vann hvor det er mulig å gjøre direkte observasjoner og foreta felteksperiment. I dypere områder, hvor man er avhengig av fjemoperert utstyr for prøvetaking, er kunnskapsnivået varierende. I bløtbunnsområdene på kontinentalsokkelen har man god kunnskap om artssammensetning og samfunnsstruktur, men man vet nokså lite om dynamikk og strukturerende prosesser.

I grenseområdet mot kysten og ferskvann vil det være en gradient i vannets salinitet, som blant annet fører til gradienter i det biologiske mangfoldet på artsnivå (3.2.2). I norske farvann finnes det få spesialiserte brakkvannsarter. Denne overgangssonen vil derfor være artsfattig, og omfatte mest euryhaline arter fra enten ferskvann eller saltvann. Brakkvannsarter av planter og dyr i norske farvann er påvist f eks ved Øra i Østfold.

Fjordene er spesielle økosystemer langs norskekysten. Den norske fjordnaturen er relativt sjelden i verdensmålestokk, og vi har derfor et spesielt ansvar for å forvalte den riktig. Variasjonen fjordene i mellom er stor, og det kan være vanskelig å plukke ut et representativt utvalg av fjorder for overvåking. Enkelte av fjordene har reliktbestander av ulike organismer som muligens bør vies spesiell oppmerksomhet i overvåkingssammenheng.

Klassifisering av bunndyrsamfunn etter tredende arter ble forsøkt på bløtbunn i første halvdel av dette århundret. Danske forskere utviklet et system med utgangspunkt i danske farvann (Petersens samfunn), men det viste seg etterhvert vanskelig å tilpasse systemet i andre områder. I dag er dette systemet i det store og hele forlatt, men det kan nok forstøtt ha sin berettigelse i områder med homogene bunnforhold over store avstander. I norske områder med stor variasjon i dyp, topografi og strømforhold fungerer dette ikke. Det kan kanskje vise seg mulig å utvikle noe lignende for hardbunn, men i dag er det bare på grunt vann at man har nok kunnskap om samfunnene. Dagens overvåkingsprogram for bunndyrsamfunn (både bløtbunn og hardbunn) baseres på at alle arter registreres i prøver tatt med standardmetoder. Erfaringer tyder på at man i enkelte tilfeller kan bruke fordeling av høyere taksa som en indikator på mangfold. I internasjonal overvåking foregår det i dag en omfattende diskusjon om dette for eventuelt å komme fram til enklere metoder for overvåking.



Figur 3.2.2. Skjematisk framstilling av artsmangfoldet i akvatisk miljø, avhengig av salinitet.

De pelagiske systemene vet man i noen tilfelle nok om til at data fra forholdsvis enkle prøveoppsett kan gi en viss mulighet til å forutsi utviklingen på de laveste trofiske nivåer. Dette utnyttes bl.a. i beredskapen mot giftige algeoppblomstringer.

I marin sammenheng er "rødlistehabitater" et mer aktuelt begrep enn «rødlistearter». Eksempel på sårbare marine habitater er:

- Fjorder med isolerte reliktbestander av fisk, invertebrater eller andre organismer.
- Fuglefjell, som er et kysthabitat, men der bestandene er sterkt avhengig av marine fiskearter, og for noen arters vedkommende også marine krepsdyr.

I pelagialen og på bløtbunn finnes det i dag tilfredsstillende metodikk for overvåking av biologisk mangfold. På dypt vann (> 500 - 1000 m) er imidlertid prøvetakingen svært ressurskrevende og kunnskapsgrunnlaget lite. På hardbunn er det etablert gode metoder for grunt vann hvor dykkere kan operere (< ca. 40 m). Hardbunnsområdene på dypt vann er vanskeligst å prøveta. I sammenheng med overvåking utprøves ulike foto- og videobaserte metoder, men det har ikke vært noe gjennomslag for noen av disse så langt.

En rekke institusjoner foretar i dag innsamling av biologiske prøver og miljødata i forbindelse med ulike virksomheter som ressursstudier, miljøundersøkelser og grunnforskning. Svært mye av dette kan brukes i overvåking av biologisk mangfold, eller det kan vise seg å være viktig som referansemateriale for senere undersøkelser. Det finnes også en del tidsserier av eldre materiale som er av interesse for å beskrive variasjoner i biologisk mangfold. Et problem er imidlertid at parallelle miljøparametre som kan bidra til å forklare variasjonene, som oftest mangler for de eldste tidsseriene.

I forbindelse med dagens innsamling er det nødvendig å sørge for at materialet sikres. Et akutt problem er at biologiske prøver som samles inn av ulike institusjoner ikke tas vare på på en forsvarlig måte. MD bør ta dette opp med KUF og næringsdepartementene med sikte på at innsamlet materiale blir forsvarlig lagret. Dette bør være en oppgave for de naturhistoriske museene, men i dag finnes det ikke finansiering for dette.

Dagens overvåkingsprogrammer i marint miljø omfatter en rekke programmer av relevans for overvåking av biologisk mangfold. Det er imidlertid et klart behov for samkjøring av de mange programmene.

- Ressursovervåkingen av fiskebestandene i Fiskeridepartementets regi omfatter en lang rekke biologiske parametre, og det er trolig bare behov

for mindre justeringer for at programmet skal dekke hele det pelagiske økosystemet.

- Zoobenthos i påvirkede og upåvirkede systemer undersøkes i forbindelse med oljevirksomheten til havs. Disse dataene er nå samlet inn over så mange år at de i realiteten utgjør en overvåking.
- I regi av SFT drives en kystovervåking på bløtbunn, 50-400 m, i Nordsjøen utenfor Øst- og Sørlandet.
- Seawatch-programmet.
- Det foregår en alge- og manetovervåking som en beredskapstjeneste for oppdrettsnæringen.
- Statens Næringsmiddeltilsyn overvåker giftige alger, bl a for å kunne varsle om blåskjellforgiftning. Prøvene gir artslisters og biomasseestimer.
- Sjøfuglovervåkingen gir data for utviklingen i utvalgte hekkebestander og overvintringsområder, og i et par kolonier parallelle serier for næringsvalg, reproduksjon og demografi.
- Miljøundersøkelser for kommuner og næringsvirksomhet gir data for bunnfauna og miljøforhold i mange kystområder.

Disse overvåkingsprogrammene er alle startet for å dekke konkrete behov hos forvaltningen eller hos ulike næringsvirksomheter. En samkjøring av denne virksomheten, og en samlet framstilling av resultatene vil kunne gi gode data for biologisk mangfold i områder som dekkes av programmene. Ny forskning spesielt rettet mot overvåking av biologisk mangfold må baseres på klart identifiserte behov og klare målsettinger. I denne sammenheng bør områder og biotoper som ikke dekkes av eksisterende undersøkelser vurderes, f eks spesielle fjordbiotoper og kontinentalsokkelområder som ikke er av interesse for oljevirksomhet. Mye kan allikevel vinnes ved å bygge på eksisterende programmer.

3.3 Ferskvann

Kaare Aagaard, NINA (leder)
 Tor Erik Brandrud, NIVA (sekretær)
 Per Arne Amundsen, UiTø
 Kjetil Hindar, NINA
 Knut Jonassen, Norsk Allmenstandardiseringsforbund
 Eli Anne Lindstrøm, NIVA
 Gunnar Raddum, LFI
 Jarle Steinkjer, DN
 Jarl Øvstedal, NVE

1. Typeinndeling

En typeinndeling av ferskvannsføremøster basert på botaniske/zoologiske kriterier er ikke nøye innarbeidet eller standardisert innenfor norske fagmiljøer. Det er bl.a. lite tradisjon når det gjelder bruk av plantesosiologiske/vegetasjonsøkologiske enheter sammenliknet med terrestriske naturtyper. Forslaget i **Tabell 3.3.1** er basert på en kombinasjon av fysisk-kjemiske og biologiske kriterier. Inndelingen må betraktes som foreløpig, særlig når det gjelder rennende vann.

Tradisjonelt går hovedskillet for inndeling av ferskvannsføremøstene mellom stillestående vann (lentisk) og vann i bevegelse, som oftest rennende men også ved bølgeslag (lotisk). Som et (grovt) hovedkriterium er benyttet størrelse, demest - i forbindelse med rennende vann - hastighet. For de fleste enhetene er det videre delt inn i undergrupper basert på en næringsgradient i vannmassen (oligotrof-eutrof). Denne oppdelingen er godt innarbeidet limnologisk (gjernede definert ved fosforinnhold, primærproduksjon eller bunndyr - samfunn), men ikke like godt innarbeidet og definert m.h.p. bentisk flora. Mellomstore, relativt grunne innsjøer uten profundalsone vil ofte falle utenfor en slik typifisering. Andre kjemiske gradienter som elektrolytt- og humusinnhold, er også svært viktige for biosamfunnene, men fanges i liten grad opp av næringsgradienten. Derfor er kalksjøer, brakkvann og dystrofe tjern skilt ut som egne typer (disse sorterer normalt under dammer/tjern, men omfatter også enkelte større innsjøer). Man kan også tenke seg en underinndeling av elver etter elektrolytt- og humusinnhold.

De overnevnte gradientene kan betraktes som lokale gradienter. I tillegg kommer de regionale klimagradientene, som også er viktige for utformingen av biosamfunnene. Det gjelder forskjeller oseanisk-kontinentalt og sør-nord på nasjonalt nivå, og det gjelder forskjeller innenfor et vassdrag fra fjell til fjord. Det ble pekt på at i visse vassdrag (f eks Atnavass-

draget) er antageligvis klimagradienten (alpin-boreal) den mest egnede klassifiseringsvariabelen. Det ble videre pekt på at det finnes også andre, lokale gradienter som sedimentkvalitet og sedimenttransport som kan være viktig for en klassifisering, spesielt av rennende vann (jfr. marin klassifisering).

Tabell 3.3.1. Klassifisering av ferskvannsføremøster

A. INNSJØER

- 1.a. større og mindre innsjøer, normalt med velutviklet profundalsone
 - ultraoligotrof
 - oligotrof
 - mesotrof
 - eutrof
 - hypertrof
- 1.b. mellomstore, grunne innsjøer i lavlandet uten profundalsone
2. dammer/tjern
 - gårdsdammer
 - dystrofe tjern (myrpytter)
 - grunnvannsdammer (uten innløp)
 - kroksjøer/baklener/dammer på elvesletter/deltaer
 - kalksjøer
 - brakkvann

B. RENNENDE VANN

1. (små) bekker (ulik utforming fra kildebekker i høyfjellet (krenon) til næringsrike lavlandsbekker)
 2. hurtigstrømmende elver (rhitron)
 3. stilleflytende elver ("floder") (potamon)
- for alle tre typer av rennende vann har vi også en næringsgradient lik den i innsjøer

Det har tidligere vært forsøkt å få til en typeinndeling av norske vassdrag basert bl.a. på hydrologiske og geomorfologiske kriterier. Det viste seg dengang at de innkomne klassifiseringene basert på andre parametre som ulike organismegrupper varierte sterkt, og et enhetlig typevassdragsbegrep ble aldri utviklet. Arbeidsgruppen tror imidlertid at det er mulig å innarbeide (og definere grenser for) de fleste organismegrupper innenfor det ovenfor presenterte klassifikasjonssystemet. Større vassdrag eller vassdragssegmenter betraktet som helhet bør trolig klassifiseres etter et system som i større grad er basert på fauna og flora.

2. Klassifisering av arter (karakterarter, dominanter, truede arter, etc.)

I det vegetasjonsøkologiske klassifikasjonssystemet for terrestriske naturtyper vektlegges begrepene dominerende arter, karakterarter og tyngdepunktsarter. Det var enighet i arbeidsgruppen at dette begrepsapparatet i stor grad lar seg overføre til biosamfunn i ferskvann, men med noen begrensninger ved bl.a. en litt ulik oppfatning av begrepene i forskjellige fagmiljø. Bl.a. vil endel samfunn (særlig de planktoniske) ha en meget stor sesongmessig variasjon m.h.p. dominerende og karakteriserende arter. Videre vil det, pga. spredningsbarrierer, i en del organismegrupper være betydelig regionale forskjeller. Selv lokalt opererer man med arter som karakteriserer et bestemt vassdrag, og ikke et bestemt biosamfunn. Videre vil en del samfunn (f.eks. av makrofytter) være så enkle og artsfattige at kun begrepet dominerende arter har noen verdi (f.eks. oligotrof kortskuddseng, dominert av botnegras og stivt brasmegras, og med få eller ingen følgearter).

I tillegg til overnevnte begreper bør også nøkkelartsbegrepet inkluderes i biodiversitetssammenheng. Dette er arter som spiller en viktig rolle i økosystemet (struktureldannende, nøkkelfunksjon i næringskjede, osv.), og dominerende arter tilhører gjerne denne kategorien. Arter med mindre individtall kan imidlertid også inngå her (predatorer), og de vil i endel tilfeller være egnet som indikatorarter i overvåkings-sammenheng (f.eks. visse fiskearter, elveperlemusling, elvemose).

Begrep som truede arter og rødlistearter er ennå relativt lite innarbeidet m.h.p. ferskvann. Dette har to hovedgrunner; a) mange organismegrupper har svært høye artsantall, er pr. idag lite kjent, og krever betydelig innsats for identifisering og kvantifisering, b) mange organismer/organismegrupper opptrer med svært høye og fluktuerende individtall. Det siste forholdet gjør at det for endel gruppers vedkommende (f.eks. planktonalger) neppe er gjennomførbart å operere med truede og sårbare arter, men derimot lettere å operere med truede og sårbare biosamfunn. For artsgrupper med tildels små, mer eller mindre stasjonære og karakteriserbare populasjoner er det derimot mulig å skille ut truede og sårbare arter. Således er visse insektgrupper (stein- og døgnfluer, øyestikkere, vannteger), høyere planter, moser, mollusker, amfibier, ferskvannsfisk inkludert på rødlisten. For noen fiskearter går kunnskapen (og forvaltningens interesse) så langt at vi kan skille ut truede og sårbare populasjoner. Enkelte andre grupper, som f.eks. de struktureldannende og langlevde kransalger, bør også inkluderes! En langsiktig målsetting bør være å inkludere alle grupper av bunnlevende makroflora og fauna.

Det ble minnet om de relativt velkjente begrensningene ved bruk av rødlistearter:

- For de lite kjente artsgruppene reflekterer ofte rødlistene bare de elementene som tilfeldigvis har vært viet oppmerksomhet, og de virkelig sjeldne artene er som regel ennå ikke funnet.
- Endel (særlig sørøstlige eller nordøstlige) arter opptrer med utpost-lokaliteter i Norge, og med hovedutbredelse i Sverige, Danmark eller Finland, Russland og videre sør eller østover, og inkluderes på rød liste bare fordi de såvidt krysser norskegrensen.

Det internasjonale perspektivet ved rødlistene bør vektlegges, og det bør foretas en revisjon av rødlistene slik at en kan skille mellom genuint norske sjeldenheter (med strenge habitatkrav og snevre grenser), og mindre bevaringsverdige utpostlokaliteter av arter med vid utbredelse ellers i Europa.

En bør være forsiktig med å bruke rødlistearter (eller andre sjeldne, spesialiserte taksa) som indikatorarter. Ofte vet vi for lite om hva de indikerer, og som regel er de for sjeldne til å bli fanget opp i ordinære undersøkelser/overvåking. Innenfor botanikk er det imidlertid i mange tilfeller mulig å benytte artsgrupper, med spesialiserte og relativt like miljøkrav som overåkingsindikator (f.eks. ved mer enn 2(3) kransalger av slekten *Chara* indikerer en artsrik, intakt kalksjø, eller ved langsomtvoksende nitrogenfikserende blågrønnalger i (ultra) oligotrofe vannforekomster). Det er mer usikkert om det finnes tilsvarende egnede artsgrupper innenfor zoologi.

3. Dynamiske og suksesjonsmessige aspekter

De fleste biosamfunnene i ferskvann - særlig i rennende vann - har en sterkt dynamisk karakter, med sterke år-til-år eller sesongmessige fluktuasjoner. Disse dynamiske svingningene må være bygd inn i klassifiseringssystemene. Rent praktisk fører disse svingningene til at endel biosamfunn må registreres flere ganger pr. sesong for å oppnå en tilfredstillende karakterisering og overvåking.

Naturlige, mer langsiktige suksesjoner (år-til-år variasjoner unntatt) sees først og fremst i forbindelse med gjengroing av kroksjøer, dammer og laguner på deltaer og elvesletter. Menneskeskapt suksesjoner sees primært i forbindelse med senkning eller oppdemming av innsjøer (herunder terskeldammer og elvekraftverk), eutrofiering av vassdrag, giftutslipp samt utsetting av nøkkelarter.

4. Miljøpåvirkning/trusselbilde

Fragmentering spiller ikke den samme viktige og primære rollen som trusselfaktor i ferskvann i forhold til landmiljø. Ferskvannsbiotopene er i utgangspunktet sterkt fragmentert. Inngrep/arealbruk påvirker som regel mest i form av en ren arealreduksjon, uten noen ytterligere fragmentering.

I tillegg må forurensning betraktes som den viktigste trusselfaktoren, og forurensning har større betydning i ferskvann enn i terrestriske miljøer. Bl.a. ble det påpekt at sur nedbør antageligvis er den enkeltfaktoren som har ført til mest nedgang i biodiversiteten i norske vassdrag, særlig innenfor bunndyr og fisk. Bortsett fra for fisk vet vi ennå lite om i hvilken grad denne reduksjon i diversitet kan reverseres ved kalking. Også introduksjoner betraktes som en viktig trussel, med større påvirkningspotensiale enn i terrestriske miljøer.

Det ble satt opp en matrise med sammenhengen mellom de ulike trusselfaktorene/miljøpåvirkningene (ca 15 ulike faktorer) og de ulike undertypene av ferskvannsmiljø (13 kategorier). Ut i fra denne matrisen kom det fram enkelte særlige utsatte/sårbare naturtyper ("hot spots") med kombinasjonen høy artsdiversitet/mange sjeldne arter og høy grad av påvirkning/trusler. Dette gjaldt særlig kategorien dammer/tjern, hvor f.eks. artsrike gårdsdammer, kalksjøer, kroksjøer og små bekker i lavlandet som er sterkt påvirket/truet av direkte arealomdisponering og lokal forurensning. Videre kom (ultra)oligotrofe og mesotrofe/elektrolyttfattige innsjøer, bekker og hurtigstrømmende elver ut med en høy påvirkningsgrad av langtransporterte luftforurensninger. Fiskeutsetning i fisketomme vann bør også nevnes som en trussel mot biodiversiteten. Miljøpåvirkning/naturtype-matrisen kan forfines og videreutvikles som et forvaltningsredskap for prioritering innenfor biodiversitetsovervåking. Det finnes endel kunnskap om trusselfaktorer når det gjelder truede arter/artsgrupper. Ut fra et ønske om mindre ressurskrevende overvåking ville det være ønskelig å få slik kunnskap også på nivået truede/sårbare biosamfunn og sårbare miljøtyper. Det bør i en slik matrise også legges inn kunnskap om de elementene av mangfoldet vi har særlig (internasjonalt) ansvar for å ta vare på.

De fleste endringene av det biologiske mangfoldet skjer på arts- og biosamfunnsnivå, men enkelte kan også skje på naturtype/økosystemnivå (f.eks. ved at en innsjø endrer seg fra mesotrof til eutrof/hypertrof).

5. Tilrådninger vedrørende praktisk overvåkingsopplegg

Det finnes, eller det kan utvikles, praktisk gjennomførbare metoder for overvåking av biologisk mangfold i ferskvann. Kunnskapen om flere av de artsrikste gruppene er imidlertid liten, og med begrenset tilfang av taksonomer, er en nødt til å prioritere et lite antall organismegrupper. Dette bør være grupper der ustabiliteten og de naturlige korttidssvingningene ikke er for store, slik at en har mulighet for å skille mellom naturlig og menneskeskapt variasjon. Prioriterte organismegrupper vil trolig i stor grad være de samme som har vært involvert i rødlistesammenheng (fisk, visse typer bunndyr, makrovegetasjon), men visse typer sterkt spesialiserte, fastsittende alger bør også kunne brukes. Flere av disse organismegruppene er rutinemessig inkludert i pågående overvåkingsarbeid, hvor det genereres relevante data m.h.p. biologisk mangfold.

Det er idag betydelige mangler når det gjelder biologisk overvåking av ferskvann. I motsetning til det terrestriske overvåkingsprogrammet TOV, har ikke de pågående overvåkingsprogrammene i ferskvann noen helhetlig og overordnet biologisk målsetting. De biologiske parametrene som måles, benyttes overveiende som en indikator på endring av kjemisk tilstand, og ikke ut i fra egenverdi. Fra biodiversitetssynsvinkel er det derfor av særlig viktighet å ruste opp og koordinere den biologiske vassdragsovervåkingen. Den mest relevante, pågående overvåkingen m.h.p. biodiversitet, er trolig overvåkingen av langtransportert forurensning, der det foreligger betydelige biologiske data (først og fremst fisk og bunndyr), særlig fra elver. Biodiversitet som sådan er ikke dekket, men relevante data finnes tilgjengelig på database.

Et praktisk overvåkingsopplegg bør relateres til trusselbildet, f.eks. med utgangspunkt i en miljøpåvirkning/naturtype-matrise (se Tabell 3.3.2). Ut i fra denne matrisen framkommer endel "hot spots" med høy diversitet og betydelige trusler. Dette kan betegnes som små spesialområder av særlig viktighet å overvåke (og beskytte) i et kortere tidsperspektiv. I tillegg kommer behovet for å overvåke biodiversiteten i den mer vanlige, representative norske naturen. Dette bør bl.a. dekke de mer særmorske elementene av biodiversitet, som kanskje ikke er truet på kort sikt. Dermed framtrer to parallelle overvåkingsstrategier, som skiller seg både i areal- og tidsskala:

A. Overvåking av sårbare/truede biosamfunn ("spesialområder").

Biosamfunn/naturtyper med (i) høy artsdiversitet, (ii) mange sjeldne, truede og sårbare arter og (iii) og betydelig trusselgrad (eks. gårdsdammer, kalk-

sjøer, grunnvannsdammer, kroksjøer, etc.). Inkluderer (total)kartlegging av utbredelse og tilstand, samt overvåking av utvalgte indikator-grupper.

B. Overvåking av representative vassdrag/vassdragssegmenter langs gradienter av miljø-

påvirkning. Her foreslås utvalgt og opprustet et antall referansevassdrag, som både favner lite/ikke påvirkede vassdragssegmenter, samt segmenter med betydelig påvirkning fra inngrep, forurensning, etc. De såkalte FORSKREF vassdragene (Atnavassdraget og Vikedalsvassdraget) bør inngå her som lite påvirkede referanser.

Tabell 3.3.2. Trusselfaktorer for ferskvannsforkomster.

Trusselfaktor	Stillestående vann						Rennende vann					
	Innsjøer				Smådammer etc							
	Oligotrofe	Mesotrofe	Eutrofe	Kalksjøer	Myrtjern	Gårddammer	Brakkvann	Krenon	Rithron	Potamon	Småbekker i lavlandet	
Inngrep												
vassdragsreg.	***	*				*		*	**	**		
forbygninger		*	**	*					*	**	**	
lukking									*	*	**	
veibygging		*	*			***		*	**	**	**	
arealomdisp.	*	*	**	***	***	***	***		*	**	**	
Forurensning												
langtransportert	***	***	*	*	**	**	**	***	***	*	***	
lokal og diffus	**	**	*	***	***	***	***		*	**	**	
lokal og punkt	**	**	**	***	***	***	**	**	**	**	**	
Introduksjoner												
planter		**	**	**						*	**	
invertebrater	**	**	*								**	
fisk	**	**		***	***	***	***	**	**	**	**	
parasitter & patoger	*	**	**	*	*	*	*	*	*	**	**	
Høsting	**	*							*			

3.4 Myr

Asbjørn Moen, UiT (leder)
 Rita Hartvigsen Daverdin, NINA (sekretær)
 Dag Dolmen, UiT
 Bent Aaby, Nationalmuseet, København
 Per Gustav Thingstad, UiT
 Karl Birger Strann, NINA
 Jostein Kjærandsen, UiB
 Ingerid Angell-Petersen, DN

Innledning

Gruppen syntes det var behov for en definisjon på naturtypen myr, og kom fram til følgende definisjon:

«Myr er et økosystem tilpasset høy vannstand som kan danne torv. I tillegg har myr en lagrekke med torv.»

Torvmark defineres som mark med over 30 cm torvdybde, og denne naturtypen ble ikke inkludert i vår diskusjon.

1. Diskuter i hvilken grad Fremstad og Elvens (1991) inndeling av naturen er meningsfylt også for andre organisme-grupper enn karplanter, moser og lav

Fremstad og Elven (1991) er et lokalt klassifiserings-system, gruppen mente derfor at det var behov for tilleggssystemer hvor regionale forskjeller kommer inn. Dette blir dekket i inndelingen i nemoral til lågalpin (sør til nord), og oseanisk til kontinental (vest til øst).

Myr kan klassifiseres etter hydrologi, geografi, hydromorfologi og vegetasjon. Bare fattig-rik gradienten (5 enheter: ombrotrof myr, fattigmyr, intermediær myr, rikmyr, kildemyr) er representert i inndeling i notatet til arbeidsgruppene. I tillegg kommer de lokale gradienter: myrkant-myrflate, og en videre inndeling av myrflate i tue-fastmatte, mykmatte, løsbunn/åpent vann. Derved oppnåes ca. 20 vegetasjonsenheter ut fra lokale vegetasjonsgradienter (brukt i Fremstad og Elven 1991). Gruppen mente videre at en hydromorfologisk inndeling i tillegg til den foreslåtte ville ta med trekk som er viktige for organismer som lever på myr. En hydromorfologisk inndeling vil ha følgende klasser (Figur 3.4.1):

- a) typisk høgmyr
- b) atlantisk høgmyr
- c) terrengdekkende myr
- d) planmyr
- e) blandingsmyr
- f) minerotrof myr
- g) kildemyr

Fordelen med denne inndelingen er at hver myrtype kan identifiseres fra flyfoto. Under hver av disse myrtypene kan en videre inndeling basert på Fremstad og Elven (1991) benyttes.

Gruppen mente at disse to inndelingene kunne brukes for insekter, edderkopper og amfibier, men for fugler og pattedyr var underinndelingen mindre viktig. For amfibier vil i tillegg andelen av åpent vann ha betydning. For fugler var inndeling for detaljert, og det viktigste trekket var en gradient fra tørr til våt, andelen åpent vannspeil og mosaikk-strukturen i landskapet. Dette gjaldt også for mange pattedyrarter. For alle dyregruppene kommer det dyregeografiske elementet i tillegg.

2. Dominerende arter, karakterarter og tyngdepunksarter

En tilsvarende inndeling er vanskelig for amfibier hvor det er så få arter.

Gruppen hadde for lite kjennskap til insekter og edderkopper på myr.

For planter er det viktige karakterarter for ekstrem-rik myr.

Det finnes enkelte arter innenfor naturtypen som må gis spesiell behandling, disse er listet i «Rød-lista».

For karplanter: 9 arter

For fugler: 9 arter, bl.a. dobbeltbekkasin og fjellmyrløper. (Dette er 40% av alle fuglearter på myr, jfr. vedlegg.)

For øyenstikkere: 7 arter

For sommerfugler: ingen arter

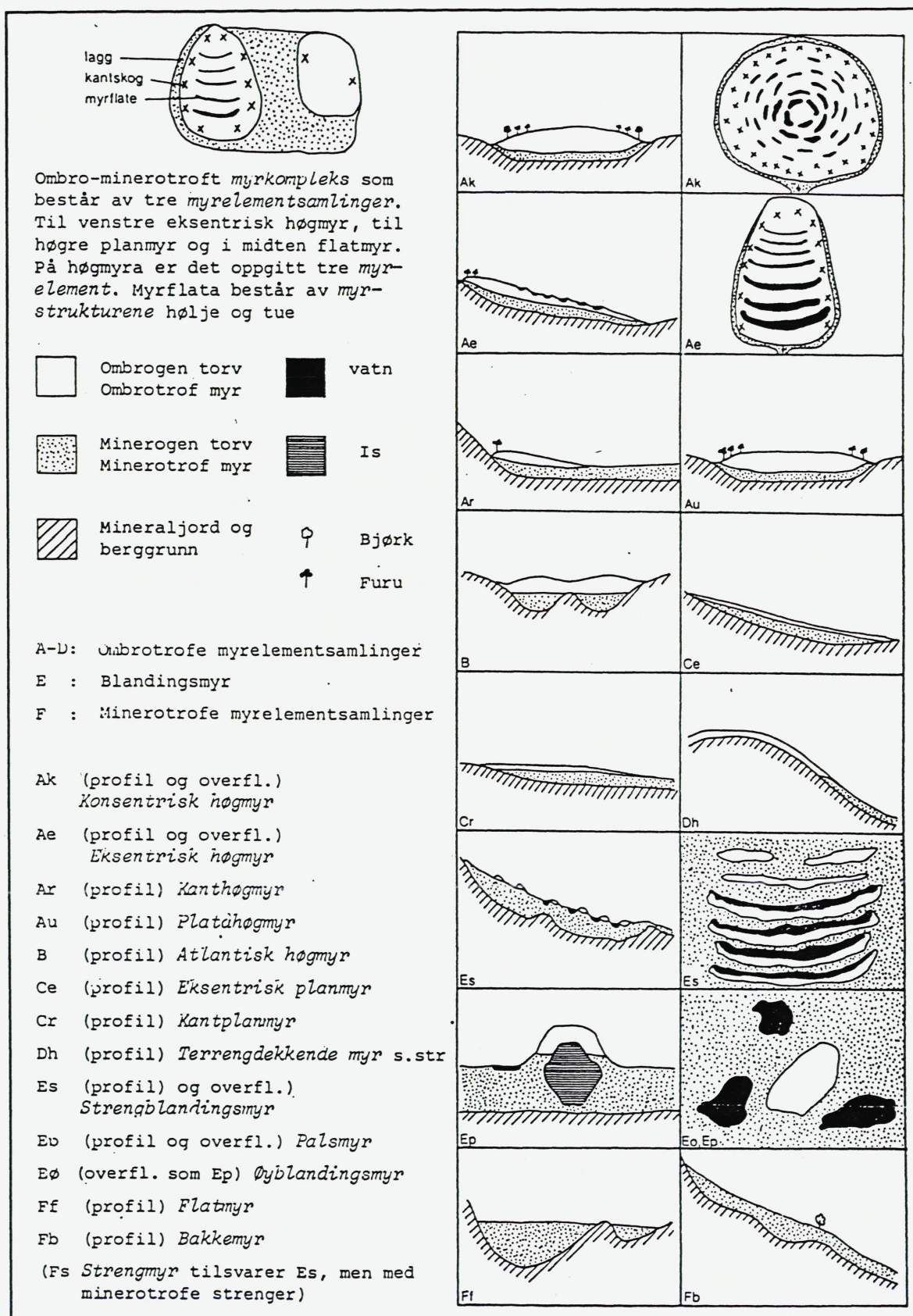
For levermoser: 9 arter

Det ble fremhevet at det er viktig med en viss nordisk koordinering, og at det er diskutabelt hvorvidt en truet art i Norge som det finnes mye av i Sverige/Finland skal vies stor innsats.

3. Dynamiske og suksesjons-messige aspekter

To typer endringer kan identifiseres: a) naturlige suksesjoner og b) kulturbetingede suksesjoner som f.eks. etter opphør av slått og beiting. Den første typen bør man ikke hindre selv om arter forsvinner, mens den andre typen bør beholdes mere statisk i noen områder (kulturlandskapsreservater for forskning).

Lange tidsserier er viktige for å skille naturlig variasjon og suksesjon fra menneske-induserte endringer.



Figur 3.4.1 Skjematisk framstilling av viktige myrtyper i Norge. Høgdeskalaen er sterkt overdrevet. Øverst til venstre vises skjematisk framstilling av et myrkompleks med tre element-samlinger (etter Moen et al. 1983).

4. Trusselbildet

Gruppen identifiserte følgende faktorer som en trussel mot naturtypen myr:

- Grøfting og oppdyrking av rikmyr.
- Torvtaking i særlig ombrotrof myr.
- I Finnmark er store myr-områder i ferd med å bli totalt forandret p.g.a tråkk fra rein og nedbeiting. Særlig langs de store reingjerdene er det stor tråkk-skader. Dette fører til en drenering av myrene der. I tillegg kommer den motoriserte ferdselen på sommeren. En del av disse problemene begynner vi også å se i andre deler av landet.
- Ned-demming i forbindelse med kraftutbygging er også en trussel mot myr/våtmarksområder.
- Veibygging, inkludert nye planlagte veier på Svalbard, ødelegger verdifulle myr-områder.
- For amfibier og en del limniske evertebrater er utsetting av fisk en trussel.
- Kalking kan være en trussel for både amfibier og insekter.
- Gjengroing av slåttemyr og beitemyr.

5. Praktiske overvåkingsopplegg

- Fins det praktisk gjennomførbare metoder: det opplegget som ble presentert fra Danmark er en modell som det er aktuelt å adoptere i Norge. Dette gikk ut på kartlegging, prøveflater, vegetasjonsanalyse, prøvetaking hvor prøvene blir oppbevart i en miljødatabank til senere analyser. Videre påpekte gruppen at det er viktig å bruke metoder og måleredskaper som gjør at dataene kan sammenlignes mellom områder og over tid.
- Hva finnes av overvåkingsopplegg på myr: Overvåkingen av denne naturtypen kan deles inn i tre deler etter hvorvidt dette er organisert/koordinert virksomhet: a) Organisert: det finnes ingen definerte områder med organisert/koordinert overvåking av myr i Norge. b) Halv-organisert: Det finnes isolerte forskere som har lagt opp egne langtidsserier i egne prosjekt. Dette gjelder både planter og dyr. Botaniske undersøkelser og oppfølging av materialet for verneplan for myr i Sør-Norge pågår (med DN-støtte). Botaniske langtidsserier av slåttemyrer i Midt-Norge pågår. Gamnes i Finnmark (nylig startet): registrering av hekkende vadefugler i ruter på 500x500 m. Forra og Nedalen i Trøndelag, Finse/Hardangervidda: fugletakseringer i faste transekter over lengre eller kortere perioder. c)

Uorganisert: For fugler finnes det noen private/lokale registreringer.

Gruppen påpekte at myr er en relativt kost-effektiv naturtype å drive overvåking i når det gjelder fugl, derfor kan denne aktiviteten utvides (**Tabell 3.4.1**). I tillegg til en bestandsovervåking bør en vurdere også å trekke inn en del bestandsdemografiske parametre (spesielt kullstørrelse, produksjonssuksess) ettersom dette gir en bedre kunnskap om arealenes funksjon (source-sink habitater etc.). Et slikt databaselegg krever imidlertid langt større ressurser.

Målsetting for naturovervåkingen er:

1. Berge sårbare myrtyper, samfunn og arter
2. Identifisere og overvåke «unaturlige» endringer i myr-økosystemene.

Tiltak:

1. Langsiktige overvåkingsprosjekt må igangsettes og støttes.
2. Ombrotrof myr og høgmyr er spesielt viktige myrtyper som må overvåkes. Overvåkingen bør omfatte spres utover i Norge, og botaniske, hydrologiske og vannkjemiske parameter bør overvåkes. Dette bør kobles til faunistisk overvåking, ettersom dyr er mer mobile organismer som det kan antas mer spontant svarer på miljøendringer enn de fastsittende plantene.
3. De biologiske kvalitetene innen et representativt utvalg myrområder (reservater) må dokumenteres bedre som basis for framtidig overvåking. (I tillegg til plantearter er følgende dyregrupper særlig relevante: edderkopper, øyenstikkere, sommerfugl, amfibier, fugl og pattedyr.)

Referanser

- Direktoratet for naturforvaltning 1992. Truete arter i Norge. - DN-rapport 6.
- Gjershaug, J. O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. og Byrkjeland, S. (red.) 1994. Norsk fugleatlas. - Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu.
- Moen, A. et al. 1983. Myrundersøkelser i Nord-Trøndelag i forbindelse med den norske myrreservatplanen. - K. Norsk Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser. 1: 1-160

Tabell 3.4.1 Liste over norske fuglearter som vesentlig er knyttet til myr, samt deres truethetskategori (etter DN 1992), bestandsstørrelse og utvikling i perioden 1970-1990 (fra Gjershaug et al. 1994).

Tegnforklaring:

Kategori: V = «vulnerable», sårbar
 E = «endangered», truet
 R = «rare», sjelden
 K = «insufficiently known», utilstrekkelig kjent
 Bestandstrend: +/- = økning/minking på mellom 20 og 50 %
 0 = stabil bestand, mindre enn 20 % endring
 f = fluktuerende, uten noen klar trend

ART	TRUETHETS- KATEGORI	BESTAND	BESTANDS- TREND
Sangsvane (<i>Cygnus cygnus</i>)	K	100-400	+
Sædgås (<i>Anser fabalis</i>)	V	500-1000	0
Dverggås (<i>A. erythropus</i>)	E	30-50	-
Myrhauk (<i>Circus cyaneus</i>)	R	10-100	f
Trane (<i>Grus grus</i>)	V	1000-1500	+
Heilo (<i>Pluvialis apricaria</i>)		50000-100000	0
Myrsnipe (<i>Calidris alpina</i>)		30000-40000	0
Fjellmyrløper (<i>Limicola falcinellus</i>)	V	200-1000	0
Brushane (<i>Philomachus pugnax</i>)		10000-20000	0
Kvartbekkasin (<i>Lymnocryptes minimus</i>)	R	1000-5000	0
Enkeltbekkasin (<i>Gallinago gallinago</i>)		70000-150000	0
Dobbeltbekkasin (<i>G. media</i>)	V	5000-15000	0
Svarthalespove (<i>Limosa limosa islandica</i>)	R	50-100	+
Småspove (<i>Numenius phaeopus</i>)		10000-20000	0
Sotsnipe (<i>Tringa erythropus</i>)		2000-6000	0
Rødstilk (<i>T. totanus</i>)		40000-80000	0
Gluttsnipe (<i>T. nebularia</i>)		15000-30000	0
Grønnstilk (<i>T. glareola</i>)		20000-40000	0
Svømmesnipe (<i>Phalaropus lobatus</i>)		5000-15000	0
Jordugle (<i>Asio flammeus</i>)		1000-10000	f
Gulerle (<i>Motacilla flava thunbergi</i>)		100000-500000	0
Sivspurv (<i>Emberiza schoeniclus</i>)		500000-1.mill	0

3.5 Skog

Bjørn Åge Tømmerås, NINA (leder)
 Odd Eilertsen, NINA (sekretær)
 Knut Solbraa, NISK
 Bjørn Økland, NISK
 Jogeir Stokland, UiO
 Arne Ivar Sletnes, NIJOS
 Asbjørn Solås, SFT
 Per Knudsen, Norsk Allmenstandariseringforbund
 Ivar Haugen, DN
 Knut Simensen, DN
 Steinar Bø, Landbruksdepartementet

En samlet skoggruppe valgte å prioritere punktene 1, 4 og 5, med spesiell vektlegging av det praktiske overvåkingsopplegget.

1. Klassifikasjonssystemet

Klassifikasjonssystemet til Fremstad og Elven (1991) viser seg å være operasjonelt for en rekke organismegrupper i skog. Det ble imidlertid påpekt at systemet var mindre operasjonelt for grupper med habitatvekslinger gjennom sesongen, samt for grupper med stor grad av mobilitet. Det ble vist til at det var utarbeidet forslag til justeringer/ korrigeringer av klassifikasjonssystemet for enkelte skogsutforminger av brukere ved NIJOS, NLH og UiO. For enkelte mykologiske og entomologiske grupper vil innslag av dominante trær spille en viktigere strukturerende rolle enn dominanter i felt- og bunnsjikt. Ved fremtidig revisjon av klassifikasjonssystemet bør det derfor, i størst mulig grad, tas hensyn til de arter som virker strukturerende.

Det er vanskelig å se noe altomfattende system som ville være noe vesentlig bedre alternativ mht. klassifikasjon av skog, men det var et ønske om at systemet kunne forbedres og legges inn i en tilgjengelig database. DN, som temasenter for terrestrisk økologi, ble anmodet om å innarbeide Fremstad og Elvens system i en fremtidig polyhierarkisk oppbygd miljøordbok.

4. Påvirkningsparametre i skog.

Vi foretrekker å bruke termen påvirkningsparameter fremfor termen trussel, da denne lett kan misforstås av enkelte målgrupper vi retter oss mot i debatten om biologisk mangfold i skog.

Påvirkningsparametrene i skog kan stort sett deles i to hovedgrupper:

- **Lokale påvirkningsparametre.** Disse er enten knyttet til direkte påvirkninger fra skogbruket eller fra nærområdene rundt: Arealbruk, hogst, fragmenteringsgrad, grøfting, fjerning av sjeldne biotoper/habitater (f.eks. urskogslommer), innføring av nye treslag, lokale forurensninger/utslipp etc.
- **Regionale og globale påvirkningsparametre.** Der endringer skjer på større skala, som følge av klimændringer, langtransporterte forurensninger etc.

Dersom en ønsker å identifisere og kvantifisere effektene av påvirkningsparametrene, er det en forutsetning at det foreligger tilstrekkelig kunnskap om struktur og dynamikk i de forskjellige skogsutformingene. Endringer av biodiversitet, som en målbar respons på påvirkninger i et skogøkosystem, vil variere fra organismegruppe til organismegruppe. Det vil derfor være viktig å inkludere flere grupper når effekter av påvirkningsparametre skal studeres.

5. Praktisk overvåking av biodiversitet i skog

Hensikten med et overvåkingsprogram må være å gi innspill til forvaltningen eller beslutningstaker om mulige tiltak for å opprettholde biologisk mangfold:

- Gi informasjon om hvilke tiltak som bør settes inn for å redusere sannsynligheten for tap av mangfold.
- Evaluere artsbevarende tiltak.
- Utvikle en informasjons-bank som kan være tilgjengelig for en rekke brukergrupper.
- Bidra til nasjonal og internasjonal statistikk.

Det er ikke mulig å nå disse målene med en enkel overvåkingsmetodikk. Et vidt konsept for overvåking av biologisk mangfold må etableres.

En tilnærming som kun baseres på "rødliste-arter" og utvalgte "hot spots", vil aldri kunne gi tilstrekkelig grunnlag til beslutningstaker om tiltak for opprettholdelse av biologisk mangfold. Oversikt og kunnskap om truede, sårbare og sjeldne arter vil imidlertid kunne føre til økt bevissthet og innsats for bevaring av biologisk mangfold og vil kunne nyttes som et av flere kriterier når områders verneverdi skal vurderes.

Endringer av et begrenset sett av lavfrekvente indikatorarter gir nødvendigvis ikke en adekvat økologisk informasjon om endringer av det totale biologiske mangfold. I forhold til det totale settet av arter, vil ofte truede, sårbare eller sjeldne arter, rent numerisk, bli å betrakte som støy, tilfeldig slengere ("bias") og avvikere ("outliers"). Ved intensiv overvåking av biodiversitet er det helt nødvendig å gjøre grundige undersøkelser av det totale artsmangfold for flere organismegrupper. Det er da viktig å

optimalisere den reelle strukturen i materialet og redusere støy og tilfeldigheter. I den sammenheng vil numerisk og statistisk bearbeiding basert på en "rødliste-tilnærming" i praksis være et studium av biotopens "bias" mer enn et studium i kvalitative og kvantitative strukturendringer.

Biodiversitet knyttet til eksisterende overvåkingsprogram

Det har de siste årene blitt etablert små nettverk av overvåkingsflater i et begrenset utvalg skogtyper i Norge:

- **Ekstensive overvåkingsflater** i skog er i hovedsak etablert for å kunne gi informasjon om tilstanden på stor skala. Nettverk er etablert og data er samlet inn slik at arealstatistikk kan utarbeides på forskjellig skala (område, kommune, fylke, region eller på landsbasis).
- **Intensive overvåkingsflater** er etablert i naturskogsområder (beskyttet mot naturinngrep) og i forsøksfelt (der type og grad av inngrep er kontrollert eller driftsintensiteten er kvantifisert). Hensikten med denne overvåkingen har vært å studere struktur og dynamikk i skogsbiotoper og mulige virkninger av langtransporterte luftforurensninger samt forskjellige former for naturinngrep (fragmentering, hogst, vitaliseringsgjødsling, kalking etc.). Dagens intensivovervåking består av et svært begrenset materiale. For å bedre kunnskapen om det biologiske mangfold i skog bør derfor slike kombinerte overvåkingsområder legges geografisk spredt i landet og dekke de forskjellige hovedskogstypene;
 - lav- og lyngskog
 - lågurtskog
 - storbregne- og høgstaudeskog
 - edelløvskog
 - sumpskog
 - boreal løvskog

En samlet gruppe anbefaler at den fremtidige biodiversitetsovervåkingen i Norge knyttes til og supplerer de etablerte overvåkingsprogrammene. Helt konkret betyr det at overvåkingsprogrammene til NINA, NISK og NIJOS (TOV - DNs program for terrestrisk naturovervåking, landskogtakseringen etc.) i stor grad utvides til også å omfatte biodiversitet. I tillegg bør det vurderes om ikke enkelte flernasjonale forsknings- og overvåkingsprosjekter, f.eks. CONNECT-prosjektene, kan inkludere biodiversitet. Overvåkingen vil i så fall kunne inkludere en rekke prosjekter der det nyttes faste (permanente) prøveflater eller stasjoner. Disse dataene burde tilrette-

legges for forvaltningen og nyttes i handlingsplaner og i nasjonal og internasjonal statistikk.

Biodiversitet knyttet til skogbruksplaner

For ca 2/3 av det produktive skogarealet i Norge er det utarbeidet skogbruksplaner. I fremtiden vil det kanskje være mulig å nytte disse også i biodiversitetssammenheng, da de kan gi betydelig bidrag til arealstatistikk. Dersom det i fremtiden kan utarbeides praktiske og entydige kriterier for klassifisering av "nøkkelbiotoper", vil skogbruksplanene kunne nyttes til å kvantifisere arealmengden av nøkkelbiotoper på kommune-, fylkes- og landsbasis. Ved å studere arealstatistiske endringer over tid, vil forvaltningen og det praktiske skogbruket ha et egnet verktøy for en langsiktig ressursplanlegging i skogbruket.

En nøkkelbiotop, med hensyn til biologisk mangfold, kan sies å være et avgrenset område med stort potensiale for forekomster av sjeldne og truede arter innenfor flere organismegrupper. Definisjonen må knyttes til både vegetasjonstyper og skogtilstand. Dersom nøkkelbiotoper skal inngå som et sentralt element i overvåking av biologisk mangfold, må termen defineres entydig. Det foreligger idag ingen god operasjonell definisjon av begrepet.

Det er foreligger informasjonsmaterieell fra enkelte skogeierorganisasjoner i Norge og Sverige som er tenkt som et hjelpemiddel til den enkelte skogeier for å identifisere nøkkelbiotoper. Det som for enkelte betraktes som "lett", med hensyn til å identifisere indikator-arter, kan for andre være svært vanskelig. Det bør derfor kanskje i større grad finnes frem til andre indikatorer på nøkkelbiotoper. Aktuelle parametre kan være;

- forekomst av død ved
- nedbrytningsgrad i død ved
- forekomst av stubber
- treslagssammensetning
- aldersstruktur på skogen

De to konseptene som her er presentert for overvåking av biologisk mangfold i skog utgjør en gradient fra forskningsrelaterte overvåkingsprosjekter til praktisk skogbruk. Begge typene gir beslutningstakere innspill som kan ha stor verdi når tiltak skal iverksettes for å opprettholde det biologiske mangfold.

3.6 Fjell

Preben Ottesen, Statens Institutt for Folkehelse (leder)

Ivar Myklebust, DN (sekretær)

Gunn Paulsen, DN

Jan T. Lifjeld, UiO

Rolf Anker Ims, UiO

Jon Rikard Hansen, Norsk Polarinstitutt

Jarle Holten, NINA

1. Diskuter i hvilken grad Fremstad og Elvens inndeling av naturen er meningsfylt også for andre organisme-grupper enn karplanter, moser og lav

I den plantesosiologiske klassifisering av norsk natur foretatt av Fremstad og Elven er vegetasjonen i naturtypen fjell inndelt i tre hovedelementer: rabbe, leside og snøleie.

Det er etter vår mening ikke mulig å plassere de zoologiske elementer i fjellet inn i denne klassifiseringen. Det vil bli for snevert og ensidig rettet mot noen abiotiske faktorer som snødekke og vind. Disse abiotiske faktorene er svært avgjørende for planters utbredelse i fjellet, men mindre viktige for dyr. Dyr er mobile, og oppsøker egnede områder om sommeren ut fra deres jordfuktighet, temperatur og mattilgang. Eksempelvis har reinroseheier, som indikerer kalkrike, snøfattige områder, nøyaktig den samme billefauna som alle andre områder med tilsvarende høyde over havet og tilsvarende jordfuktighet. Mange dyr veksler dessuten aktivt mellom ulike typer. Fremstad og Elven gir imidlertid mer finkornete inndelinger innen de tre hovedtypene, der også miljøfaktorer som jordfuktighet, vertikalgradienten, fattig/rik etc. reflekteres. Det som helt mangler er vegetasjonsløse områder. Eksempelvis har steinete og sandete elve- og innsjøbredder en meget karakteristisk fauna som lever av inndrevet dødt plante- eller dyremateriale.

På tross av disse innvendinger som viser at den plantesosiologiske inndeling ikke fungerer for dyr, finner vi det likevel hensiktsmessig å bruke inndelingen ut fra et forvaltningsperspektiv, da de fungerer godt som "huskelapper" på de ulike leveområder i fjellet.

2. Dominerende arter, karakterarter og tyngdepunktsarter

I Fremstad og Elvens vegetasjonsøkologiske klassifisering er plantearter betegnet som dominerende arter, karakterarter og tyngdepunktsarter.

Innen zoologien i den terrestriske delen av fjelløkosystemet er det lite hensiktsmessig å operere med denne terminologien. I forbindelse med overvåking av biologisk mangfold på artsnivå bør man derfor heller benytte begrepet indikatorart som en fellesbetegnelse på arter som har miljøkrav som gjør at de er typiske for en spesiell naturtype.

Det finnes en rekke arter i fjellet som er så truet at de bør vies spesiell oppmerksomhet i overvåking av biologisk mangfold. Gruppen fikk dessverre ikke tid til å gå i detalj på dette punktet, men er enige i at den norske rødlisten og den tentative inndeling av arter etter naturtype laget spesielt for dette seminaret, må være utgangspunkt for å bestemme hvilke arter som skal vies spesiell oppmerksomhet p.g.a. at de har status som truede og/eller sårbare. Flere fugler og sommerfugler som lever i fjellet er bl.a. ført opp på disse listene

4. Trusselfaktorer mot naturtypen fjell.

Gruppen mente at disse hovedgruppene av trusselfaktorer er de som i størst grad kan påvirke det biologiske mangfold i fjellet:

I) Arealmodifisering

- Fragmentering av leveområder. Det er flere faktorer som kan gi opphav til fragmentering i fjellet, bl.a. veibygging, kraftutbygging/oppdemming og hyttebygging.

- Beiting (sau og rein). Det er nylig påvist at sauebeiting kan ha en negativ effekt på naturlig hjemmehørende dyr ved at beiting induserer utvikling av antibeitestoffer i plantene.

- Ferdsel/turisme

II) Klimaendringer

- temperatur
- nedbør/snødekke

III) Langtransporterte forurensninger

- svovel, nitrogen, metaller, radioaktive isotoper

5. Vedrørende praktisk overvåkingsopplegg

a) Det eksisterer i dag metoder for overvåking av planter og dyr i fjellet som fortsatt bør benyttes i den videre overvåking av biologisk mangfold i denne naturtypen. Vi understreker at metodene som benyttes hele tiden må gjennomgå evaluering og videreutvikling.

Innenfor naturtypen fjell mener vi at det foreligger et godt metodisk grunnlag for overvåking av både plante- og dyregrupper.

b) Program for terrestrisk naturovervåking (TOV), som har vært drevet i regi av DN siden 1990, inneholder flere elementer som har relevans til overvåking av biologisk mangfold. Det gjennomføres bl.a. analyse av vegetasjon i permanente prøveflater, overvåking av lavsamfunn (epifyttisk), taksering av spurvefugl, bestandsovervåking av jaktfalk, kongeørn, smånagere, hare og fjellrev.

I følgende TOV-områder er det større eller mindre innslag av naturtypen fjell: Ny-Ålesund, Dividalen, Børgefjell, Åmotsdal, Møsvatn, Gutulia og Lund i Rogaland.

Det finnes også flere langsiktige forskningsprosjekter som inneholder undersøkelser av overvåkingskarakter: På Finse finnes det langtidsserier fra undersøkelser av smånagere samt fra taksering av fugl. På Dovrefjell har det i mange år foregått systematisk overvåking av pattedyrfaunaen (rein, jerv, fjellrev), rovfugl, invertebratfauna samt en rekke botaniske studier som kan være av interesse i overvåkings-sammenheng. Også fra Øvre Heimdalen i Jotunheimen finnes langtidsserier på biologisk materiale, men disse er spesielt tilknyttet limniske systemer.

Det er svært viktig at eksisterende undersøkelser vurderes videreført i sammenheng med overvåking av biologisk mangfold. Det er imidlertid en rekke mangler ved nåværende overvåking, dette kommer vi tilbake til i forbindelse med våre anbefalinger under punkt 5 c.

c) Anbefalinger

Generelt: Gruppen mener at transektstudier langs høydegradienter er svært velegnet for overvåking av biologisk mangfold i fjellet. Langs slike transekter kan det legges ut prøveflater for analyse av vegetasjon, feller for studier av invertebratfauna samt takseringslinjer for fugl. Slike transektstudier mangler delvis i eksisterende overvåking.

Det er behov for å utvide det eksisterende overvåkingsnett med flere områder, slik at flest mulige geografiske utforminger av naturtypen fjell blir dekket av fremtidig overvåking.

Gruppen anbefaler også at ulike fjermålingsmetoder (satellitt, fly) vurderes i sammenheng med overvåking av eventuelle storskala endringer i fjellet. Dette kan være svært verdifullt for å få en samlet oversikt over de samlede virkninger av flere trusselfaktorer, bl.a. eventuelle klimaendringer og fysiske inngrep i naturen.

Vegetasjon: Gruppen mener at følgende elementer bør inngå i overvåking av vegetasjon i fjellet:

Permanente prøveflater: Metodikk for overvåking av vegetasjon i permanente prøveflater er godt utviklet gjennom TOV. Den etablerte metodikk er velegnet til å studere endringer i vegetasjonen over tid og bør være basis for overvåking av vegetasjon i fjell. I TOV er det lagt vekt på å overvåke vegetasjon i utforminger av nordboreal bjørkeskog. Gruppen mener at overvåkingen bør utvides til å også dekke vegetasjonsutforminger i den treløse del av fjellet.

I denne sammenheng kan gradienten rabb - leside - snøleie overvåkes. En kan da tenke seg transekter med permanente ruter langs denne gradienten i forskjellige høydelag i fjellet. Dette kan gi nyttig informasjon om en vegetasjonsutforming som kan bli utsatt for endringer i forbindelse med endringer i nedbør- og temperatur-regimer.

Nettopp dette med eventuelle klimaendringer bør vies spesiell oppmerksomhet i fjellet, ettersom naturtypen antas å være sårbar i denne sammenheng. En bør derfor i større grad en hva som er tilfelle i dag satse på å legge ut permanente prøveflater i overgangen mellom den subalpine fjellbjørkeskog og den lav-alpine sone.

I klima-sammenheng bør man vurdere å benytte enkeltarter som indikatorer. Dette kan være arter som bl.a. bjørk, musøre og høgfjellsklokke, som alle kan tenkes å få en endret utbredelse i vegetasjonssoneringene ved en eventuell klimaendring.

Lav er en gruppe som har vist seg å være spesielt velegnet til å overvåke naturens sunnhetstilstand i forhold til langtransporterte forurensninger. Gruppen anbefaler at den metodikk som benyttes i TOV (epifyttisk lav på fjellbjørk) videreføres, samt at den benyttes i flere områder enn hva som er tilfelle i dag. Også for lav er det behov for å utvide overvåkingen til å omfatte treløse områder.

I enkelte områder i Norge (f.eks. Svalbard, Finnmarksvidda, Gutulia, Hardangervidda) anbefaler vi at det settes i gang eller videreføres overvåking av lav med henblikk på å avsløre endringer forårsaket av faktorer som reinbeite og ferdsel.

I forbindelse med nylig avdekket problematikk i tilknytning til sauebeite på karplanter (antibeitestoffer etc) i fjellet bør det utvikles metodikk som kan avsløre hvilke faktiske virkninger dette har.

Invertebrater: Langtidssstudier av invertebrater er total mangelvare i eksisterende overvåking. På dette området er det altså behov for en vesentlig styrking! Metodikk bør utarbeides i samråd med nasjonale

eksperter. Det er gruppens råd at en overvåking av invertebrater i fjell bør baseres på insektgrupper som er enkle rent taxonomisk. På denne måten unngår man å bli avhengig av enkeltpersoner. I første omgang mener vi at løpebiller (en predator-gruppe) og bladbiller (en herbivor gruppe) bør prioriteres.

Fugl: Gruppen anbefaler at det gjennomføres en mest mulig bredspektret overvåking av fugl, dvs. at det velges metodikk (linjetakseringer, punkttakseringer) som kan omfatte flest mulig av artene som inngår i naturtypen. Fugl som gruppe antas å være svært velegnet for å oppdage endringer i miljøet.

Den metodikk som i dag benyttes for overvåking av fugl i TOV synes å fungere bra for å oppdage endringer i de ulike arters bestandsutvikling i et område. Denne type overvåking bør utvides til å omfatte et langt større spekter av geografiske områder.

Enkelte arter bør følges opp spesielt med overvåking av reproduksjons-suksess. Dette gjelder i første omgang de store rovfugler vi har i fjellet; jaktfalk, kongeørn og fjellvåk.

For å få en bredest mulig geografisk dekning av overvåking av fugl, bør forvaltningen vurdere måter for å utnytte den ornitologiske ekspertise som ligger hos det store antall amatørornitologer som finnes spredt rundt om i hele Norge. Det er nok nødvendig for å få en kostnadseffektiv overvåking av fugl.

Pattedyr: Smågnagere inngår som nøkkelement i flere næringskjeder som forbinder planter med topp-predatorer, og deres bestandsfluktuasjoner skaper en regelmessig "forstyrrelse" av fjell-økosystemet. For å overvåke det biologiske mangfoldet i fjellet, deriblant bestandsnivå og reproduksjon hos enkelte arter, er det derfor nødvendig å ha data på bestandsutvikling hos smågnagere. Den metodikk som i dag brukes i TOV er velegnet.

Det anbefales at det i våre mest intakte fjell-økosystemer gjennomføres overvåking som kan gi informasjon om relasjoner mellom store pattedyr. Et svært godt eksempel på dette er forholdet mellom artene rein, jerv og fjellrev. For flere av artene (f eks jerv og fjellrev) er det dessuten nødvendig å gjennomføre overvåking av reproduksjons-suksess for å få gode estimater på bestandsutvikling.

3.7 Eng/kulturlandskap

Ann Norderhaug, Sogn og Fjordane Distriktshøgskule
(leder)

Akse Østebrøt, DN (sekretær)

Erik Framstad, NINA

Johan Andersen, UiTø

Gunnar Engan, NIJOS

Øystein Holand, NLH

Rolf Duus, Norsk Allmenstandardiseringsforbund

Sissel Rübberdt, DN

1. Fremstad og Elvens (1991) klassifisering av:

Kantvegetasjon og kulturbetinget vegetasjon

- kant, knaus, berg og rasmarkvegetasjon
- kulturbetinget engvegetasjon
- kystlyngheivevegetasjon
- ugrasvegetasjon.

- Inndelingen er ikke god nok til bruk for karplanter og klassifisering av vegetasjon.
- Inndelingen fungerer også dårlig for andre organismegrupper i denne sammenhengen (både insekter, fugler, pattedyr).
- Det er viktig å få et operasjonelt klassifiserings-system som er mer "fin-masket" og som avspeiler driftsformer må avspeiles i klassifiseringen/ inndelingen. Aktuelle vannbiotoper (amfibier) bør også med.
- Skille og ansvar mellom/for ugras-, ballast- og domestiserte arter bør klargjøres.
- Det arbeides med en ny klassifisering (Fremstad, NINA). Noe konkret forslag ble derfor ikke utarbeidet, men inndelingen av viktige kulturmarkstyper i heftet Del 2 Håndbok for feltregistrering - viktige vegetasjonstyper i kulturlandskapet Midt-Norge (Moen et al.1993), utarbeidet i forbindelse med prosjektet "Nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap" ble brukt:

I. Dyrket mark:

- fulldyrket åker og eng, ofte i regelmessig rotasjon, bær og frukthager
- fulldyrket permanent eng
- overflatedyrket slåttemark, ofte med beite vår og høst
- full- og overflatedyrket permanent beite

II. Slåttemark på udyrket jord:

- fastmark: tørr
 - frisk alle typer med eller uten
 - fuktig åpent treskjikt nytt til
 - forproduksjon
- flommark og strandeng
- myr

III. Beitemark:

- fastmark: tørr alle typer med eller uten
- frisk åpent treskjikt (skogs-
- fuktig beite, beitehager) brukt
- til for, vedproduksjon
- m.v.

- flommark og strandeng
- myr
- lyng- og gresshei
- knaussamfunn og tørrbakker

IV. Andre kulturmarkstyper

- plantesamfunn med spor knyttet til sjøbruk (f eks ved fiskehjeller, tørkeklipper, kaier, sjøhus o.l.)
- Vegetasjon i og langs åpne kanaler og grøfter
- Steinrøyser, steingjerder, geiler o.l.
- Sommerfjøs, melkeplasser o.l. med spesielt utformet vegetasjon
- Gårdsplass-, tunvegetasjon, veikanter o.a. transportpåvirket vegetasjon
- Skogkanter og gjengroingsstadier av åpen kulturmark
- Hassellunder for produksjon av nøtter og hasselteiner
- Torvmyr
- Seterlandskapets særpregte kulturmarks-kompleks. Dets ulike elementer kan i hovedsak innordnes under typene foran.
- Dersom en forbedret/revidert inndeling/ klassifisering av kulturlandskapets vegetasjonstyper med driftsformer oppnås for karplanter/vegetasjon, gir dette et bedre utgangspunkt også for enkelte andre grupper, f eks insektsgrupper, men for andre organismegrupper som fugl og pattedyr er aksjonsradiusen ofte så stor at en slik vegetasjonsklassifisering ikke er relevant, og lite overførbart. I forbindelse med overvåking ansees imidlertid utgangspunkt i vegetasjonstyper relevant, og en egnet inndeling nødvendig.

2. Dominerende-, karakter- og tyngdepunksarter, jfr. Fremstad og Elvens klassifisering.

- Det ansees å være vanskelig/irrelevant å overføre begrepene brukt i den vegetasjonsøkologiske klassifiseringen direkte på andre grupper.
- Til en viss grad kan det vær aktuelt å bruke karakterarter og tyngdepunksarter hos insekts-

- For enkelte grupper, eks. evertebrater, kan imidlertid dominerende arter være aktuelt å anvende innenfor større geografiske regioner.
- Stort sett kan det være aktuelt å anvende begrepene "på et høyere nivå", dvs. ikke knytte dem direkte til kulturmarkstyper for andre organismegrupper enn karplanter, men til regioner (geografiske, naturgeografiske, vegetasjons-regioner) eller landsdeler, - det kan gi noe mening.
- Mange av artene i de gamle kulturmarkstypene er truet (kommer ikke her inn på enkelt arter), - det kreves en spesiell behandling på biotop/ øko-systemnivå for å ivareta/sikre mangfoldet.

3. Dynamikk og suksesjonsaspektet

- To dimensjoner i dette aspektet må betraktes i forbindelse med overvåking av kulturmarkstyper i kulturlandskapet:
- Dynamikken i de gamle kulturmarkene omfattet ulike driftsformer og suksesjonsstadier av vegetasjonstypene. Ulike kulturmarker i ulike stadier utgjorde en mosaikk i landskapet. Bare rester av denne mosaikken og dynamikk/suksesjonsstadier vises idag, og lar seg vanskelig fange opp. I den grad det er mulig er det imidlertid ønskelig at klassifiseringen fanger opp aktuelle viktige typer og stadier som finnes igjen.
- Suksesjon i "vår tid", dvs. særlig i etterkrigstida pga endrete driftsformer og opphørt drift. Slike gjengroingsstadier bør til en viss grad fanges opp innenfor vegetasjonstypene i klassifiseringen. En inndeling av kulturmarkstyper relatert til denne suksesjonen er ellers ikke relevant, men det er viktig å ha et redskap som gjør det mulig å følge med landsskapsendringene som skyldes gjengroingen.

4. Trusselbildet

- Mange arter knyttet til kulturlandskapet er idag truet, men ennå viktigere er kanskje at stort sett alle kulturmarkstypene, biotopene/habitatene er truet, særlig gjelder dette urterike slåtteenger og flere typer beitemarker, f eks kystlyngheiene, hage-markstyper, strandenger m.v., dette krever strakstiltak.
- Særlige trusler:
 - intensivering av jordbruksdriften, endrete driftsformer og gjødsling
 - nedlegging av bruk og gjengroing
 - omdisponering og nedbygging

- jordbrukspolitikken i praksis er svært avgjørende for om ulike kulturmarkstyper skal kunne opprettholdes.

5. Vedr. praktiske overvåkingsopplegg

- Gruppen kom ikke langt nok i diskusjonen til å foreslå noe konkret praktisk overvåkingsopplegg. **Det forelås at det settes ned ei lita arbeidsgruppe for å utarbeide et nærmere forslag.**
- En overvåking på ulike nivå ble diskutert:
 - Landskapsendringene i en større nasjonal/ regional målestokk, for å fange opp trendutviklingen i f eks fragmentering, gjengroing, endring i mosaikk m.v. Her ansees bruk av IR-bilder og i framtida satellittdata som aktuelt.

I denne sammenhengen ble NIJOS sin arealstatistikk for å fange opp arealbruk og endringer i denne i jordbrukslandskapet trukket fram som eksempel arealstatistikken er på planleggingsstadiet ennå. Her legges ut et rutenett i jordbrukslandskapet (12 000 ruter med sirkler med 9m og 50m radius. Det kan imidlertid være vanskelig å fange opp kvalitets- og kvantitetsforskjellene på denne måten. (For nærmere info henvises det til NIJOS).

- Viktige artsrike kulturmarker bør kunne brukes som "Hot spots". Til det trengs det sannsynligvis 50-100 områder.
- På en tilsvarende måte som i TOV, bør en overvåking i kulturlandskapet kunne gjøres i en 10-20 områder.
- Noen av disse, eks. strandenger, myr og skog, kan og bør slås sammen med den overvåking som en vil gjøre på kyst, myr og skog.
- Overvåking av enkelte truede arter kan skje ved at kjente lokaliteter overvåkes.
- Overvåking av økosystemer/biotoper og enkelte arter/lokaliteter vil være supplerende til en overvåking av endringene på et større land-skapsnivå.
- I forbindelse med overvåking av kulturmarker i kulturlandskapet må det understrekes at **skjøtsel** er en forutsetning for at de skal opprettholdes. Overvåking på dette nivået uten skjøtselstiltak er lite relevant.
- En kobling til de områdene som er prioritert i fylkene og synliggjort nasjonalt (104 stk) i forbindelse med "Nasjonal registrering av verdi-fulle kulturlandskap", kan være aktuell.

4 Overgangssonene mellom naturtypene.

Spørsmål:

i) Det finnes overgangssoner for alle naturtypene. Hvilke arter eller andre biodiversitets-elementer er det som har falt ut i diskusjonen så langt. Dette skal diskuteres i grupper som forslagsvis kan ta for seg følgende temaer:

- 1: Marin + Kyst
- 2: Ferskvann + Myr
- 3: Eng/kulturlandskap + Kyst
- 4: Skog + Fjell + Myr + Eng/kulturlandskap
- 5: Polare områder

Det ble ikke utarbeidet egne rapporter fra disse diskusjonene, unntatt for polar gruppe, men konklusjonene er tatt inn i avsnittene foran (3.1 - 3.7). Det var mange som fremhevet at overgangssonene er svært viktige for det biologiske mangfoldet, og ikke må utelates når opplegg for overvåking av biologisk mangfold planlegges og igangsettes.

Habitattyper hvor det vil være lettest å overvåke eventuelle endringer p.g.a. klima er våtmark og overgangssoner mellom sluttet og åpen vegetasjon.

4.1 Polare områder

Arne Fjellberg, Tjøme
Reidar Elven, Botanisk Hage og Museum, Oslo
Jon Richard Hansen, Norsk Polarinstitutt
Fridtjof Mehlum, Norsk Polarinstitutt
Gunn Paulsen, DN

Gruppen var enig om at inndelingen i naturtyper og trusselbildet for fastlands-Norge også i hovedsak gjelder for Svalbard. Det er imidlertid noen spesielle fenomener i høyarktiske områder som det må tas hensyn til i forbindelse med et overvåkingsopplegg. Gruppen identifiserte følgende fenomener:

- permafrost (endringer i permafrosten har betydning for fuktigheten på tundraen)
- balansen mellom sluttet og åpen vegetasjon (påvirkes av klima og erosjon)
- isskruing i littoralsonen
- stor andel planter med vegetativ formering/selvbefruktning og dårlig spredningsevne
- stor andel av artene av høyere planter på Svalbard bare påvist på noen få lokaliteter
- stor andel av sirkumpolare arter
- for mange terrestre dyregrupper gjelder at det er få arter og lett å få oversikt over diversiteten, samt at funksjoner er relativt enkle og lette å forstå
- en spesiell fauna/flora knyttet til drivis
- enkelte viktige nøkkelarter i det marine økosystem (polartorsk, *Parathemisto*)

5 Rapporter fra gruppearbeid etter taksonomisk inndeling

5.1 Innledning

Følgende spørsmål ble stilt gruppene:

- ii) Arter og artsgrupper for overvåking.
- Vil den tilnærmingsmåten vi har diskutert tidligere dekke behovet for overvåking av biologisk mangfold f eks i forhold til truede arter?
- Hvilke artsgrupper mangler vi kunnskap om?
- Genetisk overvåking: er det arter som har så spesiell interesse (kommersielt eller annen) eller bestandsstruktur at det er behov for overvåking på genetisk nivå?

5.2 Marine bunndyr

- De fleste grupper marine bunndyr er taksonomisk og zoogeografisk såpass dårlig kjente at det ikke lot seg gjøre å besvare de spørsmålene som ble utlevert.
- Gruppen var likevel usikker på i hvor høy grad det virkelig finnes «sjeldne og truede arter» i den norske marine bunndyrfaunaen. De artene som hittil har vært funnet i kun få eksemplarer er, etter vår mening, enten «frynseforekomster», vanligvis av sørlige arter (eks. Languster på Vestlandet), eller hører til grupper som er svært utilstrekkelig kjent. Største sjansen for å finne genuint sjeldne arter har man sannsynligvis i sjeldne habitater (poller, brakkvannsområder i elvemunninger, eksponerte strender på SV-landet, den aktiske «lommen» i indre Porsanger).
- Gruppen vil gjerne benytte anledningen til dypt å beklage at så lite av alt materialet som i de senere år er blitt samlet inn av forskningsinstituttene og private konsulentfirmaer havner i de offentlige museumssamlingene. Problemene oppstår fordi museumsbudsjettene ikke tillater at museene kuraterer den store mengde materiale som kommer inn kun i grovsortert form, mens budsjettene til forskningsprosjektene som genererer store mengder verdifullt materiale, samt konsulentfirmaenes overvåkinger og konsekvensanalyser aldri inneholder midler til å ta vare på det innsamlede materialet. Dette står derfor stuet vekk i en del år i institutter og firmaer og blir deretter kastet.

- Gruppen anser at et av de viktigste bidrag til å øke vår kunnskap om landets biologiske mangfold ville være å finne midler til å sikre at innsamlet og ofte spesialistbestemt materiale blir forsvarlig oppbevart på museene og således blir tilgjengelig for senere taxonomiske og zoogeografiske studier. En måte å oppnå dette ville være å pålegge en fast overheadandel på alle prosjekter som genererer mye materiale. Denne overheaden bør så tilfalle museene som på sin side forplikter seg til å ta imot og kuratere materialet.
- Dette problemet er av generell natur i norsk naturforskning, men er muligens allermost akutt når det gjelder innsamling av marine bunndyr.

5.3 Alger

- Algene har et betydelig artsmangfold både i marine biotoper og i ferskvann. Mange av de sentrale artene av benthos- og planktonalger er forholdsvis godt kjent, men som helhet er det en generell mangel på kunnskaper om alger. Til tross for deres sentrale funksjon som primærprodusenter og habitat (f eks tareskogen) i de akvatiske økosystemene, problemer knyttet til industriell utnyttelse av tang og tare, mediefokusering på "algekatastrofer" forårsaket av tidligere anonyme arter, alvorlige økologiske, økonomiske og samfunnsmessige effekter av tildels nye arter og algetoksiner, og en rekke eksempler på geografisk spredning av skadelige arter gjennom skipsfarten (ballastvannproblematikken), har algene vært omtrent totalt fraværende i diskusjonene omkring biodiversitet.
- Algene har et betydelig potensiale som indikatorer på endringer i miljøet og brukes i stor grad ved vurderinger av vannmassestyper, miljøvariasjoner og forurensning. Norge har hatt en betydelig internasjonal posisjon innen algetaksonomi, men fagfeltet er prioritert ned ved universitetene, og topp internasjonal kompetanse er i ferd med å gå tapt. En betydelig del av kompetansen på flere algegrupper finnes ved oppdragsinstitutter og -firmaer. Selv om universitetsmuseene har verdifulle algesamlinger, blant annet med nye typemateriale som brukes av utenlandske forskere, er det idag ikke en eneste fast vitenskapelig museumsstilling innen dette feltet i Norge. Framtidig utnyttelse av potensialet avhenger av økt satsing på algetaksonomi.

- Det er grunnlag for å vurdere alger i forhold til "Rød-lista", som idag ikke inneholder en eneste alge. Dette gjelder både enkeltarter og spesielle algebiotoper. Som eksempler fra ferskvann vil vi nevne Chara-sjøer og ultraoligotrofe cyanofyttbiotoper.
- På grunn av betydelige variasjoner gjennom året og fra år til år for både planktonalger (populasjonsdynamikk og vanntransport) og benthosalger (fysiske faktorer, som isskuring), er overvåkingen av alger avhengig av lange tidsserier. Det finnes et utvalg av metoder for overvåking av makroalger i littoralsonen og mikroalger i planktonet, blant annet genetisk overvåking av spesielle arter/populasjoner, inkludert økonomisk viktige benthosalger og toksinproduserende planktonalger. Numeriske metoder ved overvåking av mikroalger er i liten grad utprøvd i Norge, men bør testes ut på den betydelige datamengden som allerede er innsamlet i Norge.

5.4 Fugler

- Alle fugler kan fungere som indikatorarter. Det er viktig at overvåking av biologisk mangfold fanger opp både predikerbare endringer (problemorientert), og endringer der gode forklaringsmodeller mangler (føre var).
- Angitt naturtype-inndeling passer bra for fugl. Men det mangler overvåking av fugl i flere naturtyper f eks myr og høgalpine områder. I tillegg er den regionale dekningen ikke god, særlig nord-sør gradienten. Det er en gjennomgående mangel på lange tidsserier for fugl i terrestre systemer.
- Overvåkingsdesignet bør ta utgangspunkt i de angitte naturtyper. Det bør inkluderes overvåking av hekkebestander gjennom punkttagseringsnett (svensk modell) fordi dette er kosteffektivt. I tillegg bør det suppleres med data fra de fuglestasjoner som finnes for å avdekke storskalendringer og fordi dette er nesten eneste mulighet til å påvise kryptiske arter. Det er videre behov for å utrede: a) hvilke arter som skal velges (f eks stasjonære mot trekkende), b) hvorvidt andre populasjonsparametre enn bestandsutvikling skal overvåkes, c) hvordan spesielle arter (kryptiske, rødliste-arter) skal overvåkes, og, d) hvilke arter og naturtyper som skal velges ut fra vurderinger som kosteffektivitet og tverrfaglighet.

5.5 Planter

- Planter (unntatt alger) omfatter strengt tatt karplanter og moser, men også sopp og lav er tatt med i vurderingen. Totalt har trolig Norge et sted mellom 12 000 og 20 000 arter. Vi har kjennskap til praktisk talt alle karplanter og de fleste moser, lav og storsopp, mens kunnskapen om andre grupper er ujevn, trolig med flere tusen ukjente.
- Artsantallet, og antallet sjeldne, sårbare og truede arter i de gruppene som er rimelig godt kjent, gjør at habitatovervåking i de fleste tilfeller er mer aktuelt enn enkeltarts-overvåking.
- Karplanter har høgt mangfold både i naturlige og kulturskapte habitater, så mangfold alene er ikke noe egnet kriterium for systemets tilstand. Det er imidlertid mulig å velge ut en serie nøkkelarter og nøkkelhabitater, uten at man på nåværende tidspunkt vil sette opp konkrete forslag. Antallet arter/habitater må være forholdsvis høgt.
- Moser og storsopp (større basidiomyceter) har høgst mangfold i naturlige habitater, og kulturinn-grep fører normalt til mangfoldsreduksjon. På samme vis som for karplanter er det mulig å foreslå sett av nøkkelarter/habitater. For de fleste andre soppgrupper er utforskningen fortsatt i en alfa-fase, der mangfold-kartlegging og overvåking neppe er gjennomførbart.
- Lav er i en særstilling med sin sterke følsomhet, både for luftforurensning og for andre typer inngrep (skogsdrift, gjødsling, hydrologiske endringer). Her er kunnskapsnivået høgt nok til at kompetente folk rimlig lett kan sette opp et sett med nøkkelarter/habitater. Lav-mangfoldet generelt er også i seg sjøl en god indikator på systemets tilstand.
- Det vurderes ikke som aktuelt med genetisk overvåking innen planter (inkludert sopp og lav) foreløpig.

5.6 Fisk

- Truete arter: Ingen av de naturlig forekommende fiskeartene i Norge er truet. Rømt oppdrettslaks utgjør en vesentlig trussel mot den naturlige bestandsstrukturen og det naturlige biologiske mangfoldet innen atlantisk laks. På bakgrunn av dette er det satt igang genetisk overvåking av norske laksestammer.
- Enkelte fiskearter har så begrenset utbredelse at kraftig påvirkning av enkeltlokaliteter kan komme til å utrydde artene fra norsk område.

- Ferskvannsfiskene er imidlertid spesielle ved at hver enkelt bestand i prinsippet er en isolert gen-pool. Hver enkelt bestand kan skille seg mye både i genetisk struktur og økologi fra andre bestander av samme art. Dette fører til at tap av enkeltbestander i prinsippet kan føre til tap av enestående genotyper og gener. Sur nedbør og annen langtransportert forurensning har ført til tap eller kraftig skade på flere tusen bestander av ferskvannsfisk i Sør-Norge. Dette betyr en vesentlig skade på og trussel mot det biologiske mangfoldet.
- Kunnskapsnivået om fiskeartene våre er relativt høyt. Imidlertid er gode økologiske kunnskaper stort sett begrenset til arter med økonomisk betydning.

5.7 Insekter

- Den norske faunaen omfatter trolig mer enn 23 000 arter av insekter. En vesentlig del av norsk arts-mangfold består derfor av insekter. Forskning relatert til biologisk mangfold har tradisjonelt gått på registrering og dokumentasjon av faunaen som sådan. Men i løpet av de siste 10-15 år er det akkumulert så mye detaljkunnskap om utbredelses-mønstre og levevis at enkeltarter og noen større taksonomiske enheter klart peker seg ut som potensielle indikatorer og objekter for overvåking i vernesammenheng.

Vil den tilnærmingsmåten vi har diskutert tidligere dekke behovet for overvåking av biologisk mangfold f eks i forhold til truede arter?

- Vegetasjonstypeinndelingen etter Fremstad og Elven er brukbar som en grov inndeling av insekters leveområder og som grunnlag i forvaltningssammenheng. Mange insekter og andre terrestre arthropoder forekommer imidlertid på tvers av vegetasjonstyper, spesielt de som hører til på nedbrytningssiden av næringskjeden. En del phytophage arter vil finnes på næringsplanten uansett i hvilken assosiasjon den dukker opp i.
- Arter knyttet til små biotoper eller fragmenterte habitater må vies spesiell oppmerksomhet i overvåkings- og vernearbeid. Eksempler er faunaen i gårdsdammer og andre små ferskvannsforkomster, arter i gammel, «urørt» barskog og enkeltstående løvtrær med død ved (parklandskap, allèer, etc.).
- Det er grunn til å anta at storskala overvåking (flyfoto, satelittdata) med tanke på registreringer av endringer i vegetasjonsbildet, også vil være relevant for faunaendringer. Insekter reagerer imidlertid på klimaendringer før dette registreres i etablert vegetasjon. Ved paleoklimatikkstudier finner man

klare indikasjoner på temperaturstigning i sammen-setning av subfossil insektfauna, lenge før dette registreres i pollendiagrammene.

- Insekters store mobilitet og naturlige populasjons-svingninger gjør at de - i større grad enn når det gjelder planter - må følges opp med detaljstudier i felt. Feller og andre passive registreringsmetoder er velegnet for langtidsstudier av grupper med stor individtetthet og artsrikdom. Manuelle observasjoner er aktuelle for grupper som dagsommerfugler og øyenstikkere.
- Ferskvannsinsekter lever i direkte og intim kontakt med omgivelsene. Endringer i vannets fysiske/kjemiske parametre vil raskt slå ut i faunasammen-setningen. I Norge har vi en del langtidsstudier i ferskvann som vil kunne registrere endringer over tid. Flere av de viktige insektgruppene er også taksonomisk gjennomarbeidet, og vi har bar utvalg av spesialister. Ferskvannsinsekter er derfor en vel-egnet indikatorgruppe med tanke på overvåking av lentiske og lotiske miljø.
- Entomologisk forskning i skogsmiljø har de siste årene ringet inn noen insektgrupper som spesielt velegnede indikatorer på høy generell artsdiversitet i området. Soppmygg (Mycetophiloidae) begun-stiges av gammel skog og kontinuitet i tid og rom, og er den gruppen som har vist mest markert negativ respons på faktorer i tilknytning til skogsdrift. Gruppen har tilstrekkelig stor artsrikdom til å fange opp mange spesielle mikrohabitat, og dekkes systematisk av flere norske taksonomer. Biller (Coleoptera) er en annen velegnet gruppe. Studier av insekter i spesielle habitater, eks. kjuke på døde trær, gjenspeiler også egenskaper ved skogmiljøet som begunstiger skogsinsektene generelt.

Hvilke artsgrupper mangler vi kunnskap om?

- Blant de store insektordene er de fleste parasitt-veps lite undersøkt i Norge. Det samme gjelder enkelte familier innen tovinger (Diptera). Forøvrig gir Ottesen (1993) en god oversikt over status i ulike ordener.

Genetisk overvåking: er det arter som har så spesiell interesse (kommersielt eller annen) eller bestands-struktur at det er behov for overvåking på genetisk nivå?

- Vi har foreløpig ikke grunnlag for å peke ut spesielle arter. Men det finnes helt sikkert genetisk differensiering blant de mange insektarter med disjunkte forekomster i Norge eller der Norge har populasjoner isolert fra resten av det europeiske utbredelsesområdet. Igangværende studier på apollosommerfugl, mnemosynesommerfugl og enkelte ringsommerfugler vil kunne belyse dette nærmere.

5.8 Pattedyr

Terrestre pattedyr

Bestandsovervåking snarere enn habitatovervåking

- En direkte overvåking av relevante bestander synes mer hensiktsmessig enn å basere seg på en generell typeinndeling av habitat som f.eks. vegetasjonstyper. Dette skyldes i hovedsak at antall pattedyrarter er relativt få med lite spesifikk artsrikdom knyttet til bestemte vegetasjonstyper. De fleste pattedyr har også så store leveområder at de vanligvis overskrider grensene for de enkelte vegetasjonstyper (bortsett fra på helt grove nivåer som skog, fjell etc).

Viktige artsgrupper

- Overvåkingen av pattedyrbestander bør fokuseres på hhv. arter som har stor innflytelse på andre deler av økosystemet, og på truede/sårbare arter eller arter der Norge har et spesielt forvaltningsansvar. Dette kan løses best ved målrettet overvåking av de bestander en er interessert i.
- Av artsgrupper med stor innflytelse på andre deler av økosystemet identifiserte gruppa først og fremst de store hjortedyrene og smågnagere. Overvåkingen av disse gruppene vil kunne bli tatt hånd om i de pågående programmene for hhv. bestandsovervåking av hjortedyr og terrestrisk naturovervåking (TOV). Det kan imidlertid være grunn til å vurdere om nåværende metoder og omfang på overvåkingen i disse programmene er tilfredsstillende.
- Truede/sårbare arter omfatter først og fremst de fire store rovdyrene ulv, brunbjørn, jerv og gaupe. Kunnskapene synes for tiden å være mest begrenset for gaupe. For de øvrige gir pågående forskningsprogrammer mulighet for å følge deler av bestandene. Noen arter av «mellomstore» rovdyr som fjellrev, oter og ilder synes også å kreve særskilt overvåking.
- Av mindre pattedyr er særlig flaggermus sårbar mht. ødeleggelse av hvilehabitat og reduksjon i næringstilgangen pga. endring i arealforvaltningen. Det foregår i dag ingen relevant overvåking av denne gruppen. Her er det også store mangler i vår kunnskap om bestandstørrelse, utbredelse, konkrete habitater og økologi i Norge. For spissmus er det også store mangler i vår kunnskap, men overvåking av gruppen vil i noen grad kunne dekkes av det pågående TOV-programmet.

Genetisk overvåking

- Genetisk overvåking kan være hensiktsmessig som ledd i overvåkingen av fåtallige bestander av store rovdyr, særlig mht. å få klarlagt slektskapsforhold. Ellers synes ikke genetisk overvåking å være særlig påkrevet eller kostnadseffektivt.

Marine pattedyr

- Norges forvaltningsansvar for store havområder og kyststrekninger medfører ansvar for å holde en oversikt over status til flere arter av marine pattedyr. Bestandsstatus og annen kunnskap om disse artenes økologi varierer, men er generelt svært mangelfull.
- Her kan det være hensiktsmessig å vurdere tre grupper av marine pattedyr etter hvor enkelt det vil være å drive bestandsovervåking på dem. En vil relativt lett kunne få en oversikt over bestandene til arter som i perioder samles på et fåtall steder på land eller is. Dette gjelder i første rekke våre kystseler og grønlandsel, klappmys og hvalross. Planer for overvåking av kystsel er under utvikling. Enkelte andre arter med mer individuell forekomst som stor-kobbe, ringsel og isbjørn vil være vanskeligere å overvåke.
- Hvalene representerer den største utfordringen ved bestandsovervåking av marine pattedyr. Standardiserte telletokt er utviklet de siste årene, men vil være meget ressurskrevende dersom presise estimer for endringer i bestandene skal framskaffes. Så lenge Norge fortsatt driver hvalfangst, vil vi likevel ha klare forpliktelser for i det minste å framskaffe data for bestander som beskattes.
- Siden marine pattedyr er topp-predatorer i marine økosystemer, vil en overvåking av miljøgiftstatus i noen av disse artene kunne være interessant som del av trusselvurderingene for biodiversitet i marine økosystemer. Det er imidlertid meget stor individuell, sesongmessig og geografisk variasjon i nivåene av miljøgifter i marine pattedyr, slik at presise data for status og trender vil kreve standardisert prøvetaking fra mange individer. Slike data vil derfor være meget kostbart, og muligens etisk uakseptabelt, å framskaffe.

5.9 Påvirkningsfaktorer

- Naturtypeinndelingen ble problematisk særlig for skillet mellom kulturlandskap og treløse områder.
- Viktige trusselfaktorer er: arealmodifiseringer og forurensning, samt introduksjoner.
- Det er viktig å få en kvantifisering av påvirkningsfaktorer og deres betydning for biologisk mangfold.
- Kulturlandskapet er i en spesialklasse fordi det er en menneskeskapt naturtype, hvor fortsatt menneskelig påvirkning opprettholder mangfoldet.
- Også når det gjelder påvirkningsfaktorer må det finnes en annen og større referanseramme når det gjelder fugl og pattedyr.

6 Oppsummering, konklusjoner og anbefalinger

Bjørn Åge Tømmerås, Odd Terje Sandlund, Rita Hartvigsen Daverdin og Kaare Aagaard.

6.1 Momenter fra plenumsdiskusjonen

Plenumsdiskusjonen brakte få nye momenter i forhold til diskusjonen i arbeidsgruppene, men det ble klargjort generell enighet om noen viktige poenger:

1. Genetisk overvåking er lite aktuelt for de aller fleste organismegrupper, men kan benyttes for å følge spesielt økonomisk viktige arter slik som laks, eller arter med en spesiell bestandsstruktur slik som bjørn og ulv.
2. Det er svært viktig å ha lange tidsserier av biologiske parametre og miljøparametre for å påvise signifikante avvik fra normale svingninger. Det er derfor spesielt viktig å finne fram til praktisk overvåkbarhet.
3. For å sikre oss at det vi gjør blir korrekt kan det være fornuftig med en mangfold-tilnærming: dvs. at vi bør ta i bruk et mangfold i metoder og samle data om et mangfold av organismer og habitater. Men man må også kreve at metodene holdes fast slik at overvåkingen gir resultater som kan sammenlignes både i tid og rom.
4. Norges geografi gir oss en spesiell utfordring for overvåking av biologisk mangfold fordi landet strekker seg over flere dyregeografiske regioner, og naturen er svært heterogen. Derfor kan begreper som «nøkkelbiotop», «nøkkelart» og «hot spots» ikke være de bærende elementer for et overvåkingssystem for biologisk mangfold i Norge. De kan likevel være aktuelle i enkelte, særdeles spesielle habitater.
5. Det var enighet om en tilnærming i to stadier: Det bør umiddelbart settes igang overvåking av arter og naturtyper (dvs. undertyper) som er i ferd med å forsvinne. I tillegg må det planlegges og settes igang en langsiktig overvåking ved at det legges ut permanente prøveflater over hele landet, hvor det blir registrert data på et høyt detaljeringsnivå for mange organisme-grupper. For å øke prediksjonskraften må det samles inn data om både arter og deres miljø. Data må disse analyseres med utgangspunkt i en modell/modeller, og

modellutvikling må være en sentral del av overvåkingsopplegget.

6. Det ble det fremhevet at evaluering av resultatene er viktig for å kunne revurdere prioriteringer hele tiden, og eventuelt endre på de ulike overvåkingsoppleggene.
7. Hele tanken med overvåking bygger på at det finnes taksonomisk kunnskap, derfor ble det foreslått å en registrering av hvor det finnes taksonomisk kunnskap, og særlig klarlegge for hvilke taksonomiske grupper det ikke finnes slik kunnskap i landet. Denne oversikten bør munne ut i en plan for langsiktig opprusting av den taksonomiske kunnskapen i det norske fagmiljøet.
8. Plenumsdiskusjonen nådde ikke et detaljeringsnivå som ga konkrete innspill om gode indikatorer for biologisk mangfold. Noen slike forslag er imidlertid presentert i oppsummeringen av gruppediskusjonen.

6.2 Konklusjoner og anbefalinger

6.2.1 Bakgrunn

Prioriteringen av hva som er viktigst i overvåkings-sammenheng bestemmes av (a) Konvensjonen om biologisk mangfold og (b) konkrete nasjonale prioriteringer. De nasjonale prioriteringene vil bestå av bl a konkretisering og tilpasning til norske forhold og tilgjengelige ressurser. Dette seminaret er en viktig milepel i arbeidet med en nasjonal prioritering, ved at det samlet norske forskere og forvaltere fra de fleste relevante fagmiljøer for å bidra til diskusjon og utarbeidelse av de nasjonale prioriteringer. Ettersom svært mange forskere tradisjonelt er vant til å arbeide med «sine» spesielle taksonomiske grupper, er seminaret et første skritt i retning av å utvikle helhetlige strategier og målsettinger for overvåking av biologisk mangfold i Norge. Gjennom arbeidet i gruppene og diskusjonen i plenum kom det fram en rekke konkrete anbefalinger. Spesifikke anbefalinger er gitt i rapportene fra gruppearbeidet (kap. 3, 4 og 5). Dette avsnittet gir en sammenfattende framstilling av de prinsippene for overvåking av biologisk mangfold som avtegnet seg i løpet av seminaret. I innledningsforedragene (kap. 2) finnes en nødvendig og utfyllende faglig bakgrunn.

6.2.2 Målsetting for overvåking

Den overordnede målsettingen for overvåking av biologisk mangfold er gitt i Konvensjonen. Denne målsettingen er svært ambisiøs, og kan bare oppfylles

gjennom et overvåkingsopplegg som utvikles over lang tid. Utviklingen av overvåkingsprogrammet må skje trinnvis etter en samlet strategi. For å komme i gang med meningsfylt overvåking så snart som mulig er det nødvendig å sette opp delmål tilpasset den overordnede strategien og basert på vårt nåværende kunnskapsnivå. I starten vil de definerte delmålene bestemme hvilke deler av allerede eksisterende miljøovervåking som kan utnyttes. Aktiviteten må evalueres jevnlig og etter hvert som kunnskaper og erfaring øker må opplegg og delmål justeres og fornyes. Vi vet at mange eksisterende aktiviteter, f eks overvåkingsprogrammer med annen målsetning enn biologisk mangfold, i stor grad med eller uten tilleggsinnhold kan være relevante når et overvåkingssystem for biologisk mangfold skal etableres. Det må antas at det er enklere å tilpasse nye overvåkingsopplegg til målsettingene med overvåkingen av biologisk mangfold enn det er å viderutvikle og "plukke data" fra eksisterende overvåkings- og registreringsprogram som i utgangspunktet har en annen målsetting. Det er derfor behov for utredning av hvilke bidrag eksisterende og/eller planlagt forsknings- og overvåkingsvirksomhet kan gi til den konkrete overvåkingen av biologisk mangfold. DNS rolle som pådrivende og koordinerende senter for dette arbeidet synes naturlig. Samtidig må sektorenes ansvar og kompetanse utvikles videre. Alle rettigheter til relevante innsamlede data må avklares slik at konkret overvåking ikke vanskeliggjøres gjennom formelle hindringer.

6.2.3 Overvåkingsopplegg

Konvensjonsteksten, i artikkel 7, peker på to særlig viktige prioriteringer for overvåking:

1. Felter hvor det haster å sette i verk bevarings-tiltak.
2. Felter som gir de største muligheter med hensyn til bærekraftig bruk.

Videre legges det vekt på å identifisere og overvåke aktiviteter eller prosesser som har eller antas å ha betydelig uheldige konsekvenser for bruk eller bevaring av biologisk mangfold. For den terrestre delen og delvis for ferskvann vil dette under norske forhold særlig være endringer i arealbruk og forurensning. En eventuell klimaendring vil selvsagt også bety en trussel mot det biologiske mangfoldet. Disse prioriteringene vil i utgangspunktet måtte foretas for alle naturtyper i hele landet. Etter at prioriteringene er gjennomført vil en måtte avgjøre på hvilket nivå overvåkingen skal foregå.

- *Flere av gruppediskusjonene både for naturtypene og de taksonomiske gruppene pekte mot en tredelt overvåkingstrategi. Forenklet kan vi kalle denne løsningen for «ABC - løsningen», hvor A står for art, B for biotop (habitat, økosystem) og C for census i betydningen forenklet datainnsamling over lange tidsperioder.*

Alle disse temaene og nivåene må innbefatte en faktisk prioritering om hva som skal overvåkes. Videre vil det innenfor alle typer miljøovervåking finnes mange forskjellige metoder som kan tenkes å gi relevante opplysninger om endringer i biologisk mangfold.

- *Det var enighet om at ingen metode kan benyttes generelt. Hvilke metoder som skal benyttes både med hensyn til nivåer og temaer vil variere.*
- *Seminaret har dessuten vist at det ikke er mulig å peke på noen generelle indikatororganismer som kan brukes til å overvåke biodiversitetstilstand for et flertall arter eller naturtyper.*

Endringer i arealbruk er en kontinuerlig utfordring i forhold til biologisk mangfold ettersom omfanget over tid er stort. Valget av oppløsning i registreringene kan være viktig for resultatenes utsagnskraft. En slik overvåking vil følge en gjennomsnittlig utvikling for større eller mindre arealenheter. Til dette formålet finnes et betydelig relevant data- og statistisk materiale ved ulike institusjoner, registrert for andre formål.

Et viktig spørsmål som ble reist er:

- *Klarer vi oss med et beregnet bilde av utviklingen, basert f.eks. på gjennomsnittlige verdier for arealbruk, eller trenger vi konkrete kunnskaper om mangfoldet på kartfestede lokaliteter i naturen?*

Utvikling av geografiske informasjonssystemer (GIS) vil gjøre det mulig å kombinere stedfestede data fra terrenget og data fra statistiske vurderinger.

Det meste av overvåking som er foretatt og som kan ha relevans for biologisk mangfold er registrering og beregning av tetthet og utbredelse av arter eller naturtilstander. Det er behov for en debatt om mulighetene til å overvåke systemer gjennom registrering av enkeltdele og/eller om det er mulig å finne avgjørende prosesser som kan benyttes til å estimere diversitetstilstand. Utvikling og bruk av slike «indikatorer» er nødvendig av to grunner: a) de er enklere og mer kostnadseffektive å benytte, og b) de skal gi et tidlig varsel om negative effekter av påvirkninger. I innledningen til gruppearbeidene (kap. 2.5) er det angitt hvilke kvaliteter slike indikatorer bør

ha. Seminaret hadde imidlertid ingen mulighet til å løse denne utfordringen.

- *De enkelte datainnsamlingsprogrammene som stadig blir utviklet, bør styres og vedlikeholdes av de ulike sektorinstitusjonene, men gjøres tilgjengelig for en sentral institusjon.*

6.2.4 Nivåer for overvåking

Den praktiske inndelingen av overvåkingsarbeidet kan foregå i tre nivåer både med hensyn til prøvetaking og ressursbruk: artsovervåking, biotop- (habitat-) overvåking og utsnittsovervåking (census-data).

Artsnivået

Artsovervåking omfatter overvåking av såkalte ansvarsarter dvs. arter som vi har et spesielt ansvar for i følge internasjonale konvensjoner (f.eks. Bernkonvensjonen; invertebrater, planter, fugl) og/eller arter som finnes på den norske «rød-lista». Denne overvåkingen vil være en intensiv og ressurskrevende bestandsovervåking.

De artene vi kjenner er stort sett virveldyrarter med økonomisk interesse, eller «karismatiske» arter som har status som truede i Norge og/eller i Europa. Bestandstillinger og annen overvåking over år bør startes eller videreføres for f.eks. store rovdyr og rovfugler, sjøfugl, utvalgte sjeldne virveldyr og invertebrater. Videre bør plantearter med tilsvarende status artsovervåkes.

Biotop- (habitat-) nivået

Biotop- (habitat-) nivået omfatter overvåking av deler av naturen som er av spesiell interesse, f.eks. områder som det finnes lite av og som står i fare for å forsvinne. Denne type overvåking krever en kartlegging av sjeldne og truede biotoper (habitater), noe som kan gjøres med utgangspunkt i Fremstad og Elvens klassifikasjonssystem. Innenfor hver av de utvalgte biotopene må det parallelt med overvåkingen av mangfoldet kartlegges hva som er påvirkningsfaktorene og hvilken virkning de har på mangfoldet. Dette er en forholdsvis ressurskrevende overvåking som vil kreve årlige innsamlinger og data-behandling.

Et flertall av de dyreartene som omfattes som truede eller sjeldne er arter med strenge krav til miljøet, såkalte stenøke arter. Noen ganger kan slike miljøkrav føre til en geografisk begrenset utbredelse, i andre tilfeller kan de være vidt utbredt, men sterkt knyttet til bestemte habitater. Dersom flere arter med karakteren sjeldne eller truede har sammenfallende miljøkrav, burde de kunne opptre i de samme områdene og på de samme lokalitetene. Et sammenfall

av flere slike artshabitater vil da kunne gi biotoper med flere truede arter samlet. Ved å beskrive disse biotopene i termer fra den fremlagte naturtype-inndelingen, er det mulig å navns sette et utvalg av slike biotoper som så bør kartlegges og senere vurderes for f eks årlig statusovervåking.

Enkelte økosystemer eller habitattyper er sjeldne eller særlig sårbare for menneskelig virksomhet uten at de nødvendigvis er levested for arter som står på rødlista. Slike forekomster bør også kartlegges og inkluderes i et overvåkingsopplegg.

Utsnittsovervåking/census-data

Dette er overvåking av mindre ressurskrevende karakter, hvor detaljeringsnivået er lavere enn i de to andre nivåene. Et eksempel på denne type overvåking er sjøfugl-tellinger eller NIJOS's landskogtaksering.

Det store antall individer som observeres eller innsamles i et hvert prøvetakingsopplegg er arter med vid utbredelse og stort individantall. Individantall av disse artene kan for mange invertebrater variere med en faktor på 5 eller 50 innenfor et lite antall år under ellers naturlige forhold. Andre arter kan ha enorme populasjonstopper (og bunner) i en mer eller mindre klar mangeårssyklus. Vi har i dag for liten faktisk kjennskap til populasjonssvingninger hos f eks vanlige insekter til at vi kan skille en naturlig svinging fra en inngreps- eller forurensningsindusert endring. De biotiske og abiotiske svingingene i økosystemene er i regelen både ukjente og uforklarlige, særlig i de systemer som synes lite stabile i artsinnhold. Det vil imidlertid være av stor verdi å bygge opp slik kunnskap for et utvalg vanlige arter som kan samles inn fra et nett av faste prøveflater, både terrestrisk og akvatisk. Dette forutsetter imidlertid at det blir satset tilstrekkelig med ressurser hvert år til at prøvene får en viss signifikans og at denne satsningen blir gjentatt over flere femårsperioder fremover i tid. Slike relativt storstilte «census» opplegg er fåtallige eller helt manglende innen de fleste hovednaturtyper i dag. Ved å bygge om en del av de overvåkingsoppleggene som allerede er i gang vil det sannsynligvis være mulig å samordne noen av de ressursene som allerede brukes til prøveinnsamling og bearbeidelse.

6.2.5 Ressursbehov

En fullstendig overvåking av biologisk mangfold er en ambisiøs forpliktelse selv om man skulle få en kraftig økning av de ressurser som i dag er tilgjengelige. Selv om Norge ligger i den «artsfattige» delen av verdens økosystem, regner vi med at antallet frittlevende plante- og dyrearter overstiger 30 000. I dag

har vi ikke bestandsdata for lengere perioder (mer enn 5 år) for mer enn en knapp promille av disse artene. Det vil derfor være nødvendig med økte ressurser og en streng prioritering av ressursbruken. Selv med tilstrekkelige økonomiske ressurser, vil det være begrensninger i hva det er mulig å gjennomføre.

Vårt kunnskapsnivå er mangelfullt på mange felter som er nødvendige for å kunne gjennomføre en tilfredsstillende overvåking. Kunnskapsbehovet kan bare dekkes på lengre sikt, ved at det parallelt med overvåkingen av biologisk mangfold må foregå en forskningsaktivitet. Denne forskningen bør omfatte en del for metodeutvikling, samt en klarlegging av årsakssammenhenger og betydning av ulike prosesser for opprettholdelse av det biologiske mangfoldet. Betraktninger langs disse linjene er kommet frem i innledningsforedragene (kap. 2).

Kompetanseoppbygging har nær sammenheng med kunnskapsmangel. Det er imidlertid nødvendig å presisere at kompetansemangelen er spesielt alvorlig innen flere taksonomiske grupper som vil være viktige i forbindelse både med overvåking og kartlegging av det biologiske mangfoldet. For enkelte grupper er det i dag så svak kompetanse at det til og med vil være vanskelig å få utdannet nytt personell. Det er avgjørende at universitetene og de naturhistoriske museene tar dette problemet alvorlig, og også gis ressurser for å forbedre situasjonen, dersom forvaltningen skal kunne få den assistanse de trenger for å gjennomføre overvåking av biologisk mangfold.

Man må sikre at dataseriene som samles inn i overvåkingsprogrammene blir kvalitetssikret og lagret på en forsvarlig måte. Innsamlet biologisk materiale må lagres forskriftsmessig slik at det ved behov kan tas fram for ny analyse. Denne oppgaven hører naturlig hjemme hos de naturhistoriske museene. Det er nødvendig med et regelverk som sikrer at det biologiske materialet som samles inn i overvåkingsprogrammene blir kuratert av museene. Museene må også sikres ressurser til å ta på seg denne oppgaven.

Vedlegg

Program for seminar

Indikatorer for overvåkning av biologisk mangfold

Tid: 16. - 17. november 1994

Sted: Scandic Hotell, Trondheim.

Følgende personer har vært ansvarlig for planleggingen og gjennomføringen av NINA/DN seminar om overvåking av biologisk mangfold

Odd Terje Sandlund, NINA
Kaare Aagaard, NINA
Bjørn Åge Tømmerås, NINA
Rita Hartvigsen Daverdin, NINA
Gunn Paulsen, DN
Ivar Myklebust, DN
Sissel Rübberdt, DN
Per Ivar Bergan, DN
Ivar Haugen, DN

Videre har vi hatt godt hjelp i innspurten av Hilde Meland som har laget mappene, og Knut Kringstad som har sørget for lay-out.

Program for seminar "Indikatorer for overvåkning av biologisk mangfold".

1.dag:

10.00-10.10: Ordstyrer: Gunn Paulsen, DN.
Åpning av seminaret

Innledningsforedrag

10.10-10.40: Prof. Rolf A. Ims, Universitetet i Oslo. Begrepsavklaring

10.40-11.10: Forsker Pär Angelstam, Grimsø Feltstasjon, Sverige
Overvåkning av biologisk mangfold i Sverige: skog

11.10-11.30: Kaffe

11.30-12.00: Prof. Bent Aaby, Nationalmuseet i Danmark.

Overvåkning av biologisk mangfold i Danmark: myr

12.00-12.30: Forsker Harry Helmisaari, Vatten och Miljöstyrelsen, Finland
Overvåkning av biologisk mangfold i Finland

12.30-13.00: Orientering om gruppearbeidet v/Odd Terje Sandlund, NINA.

13.00-14.00: Lunsj

Gruppearbeid

14.00-16.30: Gruppearbeid, naturtyper

16.30-16.50: Kaffe

16.50-19.00: Gruppearbeid, naturtyper fortsetter

19.30: Middag

2.dag:

08.30-09.30: Gruppearbeid i større grupper (for å diskutere overgangssoner).

09.30-10.30: Sammensetning av grupper etter taksonomisk inndeling.

Diskusjon om hvorvidt enkelte arter faller utenfor ved en overvåkning på naturtypenivå.

10.30-10.45: Kaffe

10.45-13.00: Ordstyrer: Odd Terje Sandlund, NINA.

Oppsummering av gruppearbeidet.

Diskusjon.

13.00-14.00: Lunsj

14.00-15.50: Ordstyrer: Bjørn Åge Tømmerås, NINA.

Avsluttende diskusjon.

15.50-16.00: Avslutning v/ Odd Terje Sandlund, NINA.

1.dag:

Hver arbeidsgruppe skal svare på følgende spørsmål for sin naturtype:

- 1 a) Terrestrisk: Diskuter i hvilken grad Fremstad og Elvens (1991) inndeling av naturen er meningsfylt også for andre organisme-grupper enn karplanter.
b) Akvatisk: Hvilken type inndeling er nødvendig for de akvatiske systemene?
2. I det fremlagte systemet er plante-arter betegnet som dominerende arter, karakterarter og tyngdepunksarter.
 - Vurder en tilsvarende klassifisering av arter for andre organismegrupper.
 - Finnes en tilsvarende mulighet i de akvatiske miljøene?
 - Vurder om enkelte arter i naturtypen er så truet at de må gis spesiell behandling (jfr. sammenligning med "Rød liste").
3. Hvordan kan det dynamiske og suksesjonsmessige aspektet dekkes innen naturtypene?
4. Hvordan er trusselbildet mot denne naturtypen med undergrupper (spesielt med tanke på fragmentering, arealbruk og høsting)?
5. Vedr. praktiske overvåkningsopplegg:
 - Finnes det praktisk gjennomførbare metoder for overvåkning av biologisk mangfold?
 - Hvilke relevante overvåkningsopplegg finnes innenfor naturtypen idag, og hva mangler?
 - Hvilke tiltak vil gruppa anbefale for overvåkning av det biologiske mangfold innefor naturtypen med undergrupper?

2. dag:

**Revidert gruppesammensetning for å dekke
overgangssonene mellom naturtypene:**

**i) Det finnes overgangssoner for alle naturtypene. Hvilke arter eller andre
biodiversitets-elementer er det som har falt ut i diskusjonen så langt.
Dette skal diskuteres i grupper som forslagsvis kan ta for seg følgende temaer:**

- 1: Marin + Kyst
- 2: Ferskvann + Myr
- 3: Eng/kulturlandskap + Kyst
- 4: Skog + Fjell + Myr + Eng/kulturlandskap
- 5: Polare områder

Revidert gruppesammensetning etter taksonomisk inndeling:

ii) Arter og artsgrupper overvåkning.

- Vil den tilnærmingmåten vi har diskutert tidligere dekke behovet for overvåkning av biologisk mangfold f.eks i forhold til truede arter?
- Hvilke artsgrupper mangler vi kunnskap om?
- Genetisk overvåkning: er det arter som har så spesiell interesse (kommersiellt eller annen) eller bestandsstruktur at det er behov for overvåkning på genetisk nivå?

Sammensetning av grupper:

Kyst:

leder Wim Vader, UiTø

Hartvig Christie, NINA (sekretær)

Jan Ove Bustnes, NINA

Arne Fjellberg, Tjøme

Jan Ruenes, UiO

Reidar Elven, UiO

Fridtjof Mehlum, Norsk Polarinstitutt

Bjørn Reppe, Fiskeridepartementet

Eva Degrè, DN

Marint:

leder Karl Tangen, Oceanor

Odd Terje Sandlund, NINA (sekretær)

Tycho Anker-Nilssen, NINA

Hans Petter Mannvik, Akvaplan-NIVA

Eivind Oug, NIVA

Jeppe Kolding, UiB

Thorleif Holthe, DN

Ferskvann:

leder Kaare Aagaard, NINA

Tor Erik Branderud, NIVA (sekretær)

Eli Anne Lindstrøm, NIVA

Per Arne Amundsen, UiTø

Kjetil Hindar, NINA

Gunnar Raddum, LFI/Bergen

Jarl Øvstedal, FoU i NVE

Knut Jonassen, Norsk Allmenstandardiseringsforbund

Jarle Steinkjer, DN

Myr:

leder Asbjørn Moen, UiT

Rita Hartvigsen Daverdin, NINA (sekretær)

Dag Dolmen, UiT

Jostein Kjærandsen, UiB

Per Gustav Thingstad, UiT

Karl Birger Strann, NINA

Bent Aaby, Nationalmuseet i København

Ingerid Angell-Petersen, DN

Skog:

leder Bjørn Åge Tømmerås, NINA

Odd Eilertsen, NINA/Oslo (sekretær)

Bjørn Økland, NISK

Jogeir Stokland, UiO

Knut Solbraa, NISK

Arne Ivar Sletnes, NIJOS

Asbjørn Solås, SFT

Per Knudsen, Norsk Allmenstandardiseringsforbund

Ivar Haugen, DN

Knut Simensen, DN

Steinar Bø, Landbruksdep.

Fjell:

leder Preben Ottesen, SIF

Ivar Myklebust, DN (sekretær)

Jan T. Liffeld, ZMO, UiO

Rolf Anker Ims, UiO

Jon Swensson, NINA

Jon Rikard Hansen, Norsk Polarinstitutt

Jarle Holten, NINA

Gunn Paulsen, DN

Eng/kulturlandskap:

leder Ann Norderhaug, Sogn og Fjordane DH

Akse Østebrot, DN (sekretær)

Erik Framstad, NINA

Johan Andersen, UiTø

Gunnar Engan, NIJOS

Øystein Holand, NLH/Ås

Rolf Duus, Norsk Allmenstandardiseringsforbund

Sissel Rübberdt, DN

Øvrige deltakere:

Eli Fremstad, NINA

Else Løbersli, DN

Forslag til sammensetning av store grupper for å dekke overgangssonene:

Marint + kyst:

Karl Tangen, Oceanor
Jan Ove Bustnes, NINA
Odd Terje Sandlund, NINA
Hans Petter Mannvik, Akvaplan-NIVA
Eivind Oug, NIVA
Jeppe Kolding, UiB
Thorleif Holthe, DN
Wim Vader, Tromsø Museum
Hartvig Christie, NINA
Tycho Anker-Nilssen, NINA
Jan Ruenes, UiO
Bjørn Reppe, Fiskeridepartementet

Ferskvann + myr:

Kaare Aagaard, NINA
Tor Erik Branderud, NIVA
Eli Anne Lindstrøm, NIVA
Per Arne Amundsen, UiTø
Kjetil Hindar, NINA
Gunnar Raddum, LFI/Bergen
Jarl Øvstedal, FoU i NVE
Knut Jonassen, Norsk Allmenstandardiseringsforbund
Jarle Steinkjer, DN
Asbjørn Moen, UiT
Dag Dolmen, UiT
Jostein Kjærandsen, UiB
Rita Hartvigsen Daverdin, NINA
Lars Løfaldli, DN

Eng/kulturlandskap + kyst:

Ann Norderhaug, Sogn og Fjordane DH
Erik Framstad, NINA
Johan Andersen, UiTø
Gunnar Engan, NIJOS
Øystein Holand, NLH/Ås
Rolf Duus, Norsk Allmenstandardiseringsforbund
Akse Østebrot, DN
Sissel Rübberdt, DN
Eva Degre, DN

Skog + fjell + myr:

Bjørn Åge Tømmerås, NINA
Odd Eilertsen, NINA
Bjørn Økland, NISK
Jogeir Stokland, UiO
Knut Solbraa, NISK
Arne Ivar Sletnes, NIJOS
Asbjørn Solås, SFT
Per Knudsen, Norsk Allmenstandardiseringsforbund
Ivar Haugen, DN
Knut Simensen, DN
Preben Ottesen, SIF
Jan Lifjeld, ZMO, UiO
Rolf Anker Ims, UiO
Jon Swensson, NINA
Jarle Holten, NINA
Ivar Myklebust, DN
Per Gustav Thingstad, UiT
Karl Birger Strann, NINA
Bent Aaby, Nationalmuseet i København
Harry Helmisaari, Vatten och Miljøstyrelsen, Finland
Ingerid Angel Petersen, DN

Polare områder:

Arne Fjellberg, Tjøme
Reidar Elven, UiO
Jan Rikard Hansen, Norsk Polarinstitut
Fridtjof Mehlum, Norsk Polarinstitut
Gunn Paulsen, DN

**Forslag til sammensetning av grupper etter
taksonomisk inndeling:**

Bunndyr - marint: Wim Vader

Eivind Oug
Thorleif Holthe
Hartvig Christie

Alger: Karl Tangen

Jan Ruenes
Hans Petter Mannvik
Jon Rikard Hansen
Eli Anne Lindstrøm

Fugler: Tycho Anker-Nilssen

Jan Ove Bustnes
Karl Birger Strann
Jan Lifjeld
Per Gustav Thingstad

Planter: Reidar Elven

Asbjørn Moen
Bent Aaby
Harry Helmisaari
Odd Eilertsen
Jarle Holten
Ann Norderhaug
Øystein Holand
Rolf Duus
Tor Erik Brandrud
Knut Solbraa
Arne Ivar Sletnes
Asbjørn Solås
Gunnar Engan

Fisk: Odd Terje Sandlund

Per Arne Amundsen
Jarl Øvstedal
Bjørn Reppe
Jeppe Kolding
Rita Hartvigsen Daverdin

Insekter: Arne Fjellberg

Kaare Aagaard
Dag Dolmen
Jostein Kjærandsen
Bjørn Åge Tømmerås
Bjørn Økland
Jogeir Stokland
Per Knudsen
Preben Ottesen
Johan Andersen
Gunnar Raddum

Pattedyr: Fridtjof Mehlum

Rolf Anker Ims
Jon Swenson
Erik Framstad

Forvaltningen: Eva Degre

Jarle Steinkjer
Ingerid Angell-Petersen
Lars Løfaldli
Ivar Haugen
Knut Simensen
Gunn Paulsen
Ivar Myklebust
Akse Østebrot
Sissel Rübberdt
Else Løbersli
Steinar Bø
Morten Ekker

Adresseliste

Wim Vader
Universitetet i Tromsø
Avd. Tromsø Museum
9006 Tromsø

Hartvig Christie
NINA
Postboks 1037 Blindern
0315 Oslo

Tycho Anker-Nilssen
NINA
Tungasletta 2
7005 Trondheim

Arne Fjellberg
Gonvn. 38
3145 Tjøme

Jan Ruenes
Biologisk Institutt
Universitetet i Oslo
Postboks 1050 Blindern
0316 Oslo

Reidar Elven
Botanisk Museum og Hage
Universitetet i Oslo
Trondheimsvn. 23b
0562 Oslo

Fridtjof Mehlum
Norsk Polarinstitutt
Postboks 5072
Majorstua
0301 Oslo

Bjørn Reppe
Fiskeridepartementet
Postboks 8118 Dep.
0032 Oslo

Karl Tangen
OCEANOR
Pirsentret,
7005 Trondheim

Jan Ove Bustnes
NINA
Tromsø Museum
9006 Tromsø

Odd Terje Sandlund
NINA
Tungasletta 2
7005 Trondheim

Kaare Aagaard
NINA
Tungasletta 2
7005 Trondheim

Tor Erik Brandrud
NIVA
Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Eli Anne Lindstrøm
NIVA
Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Per Arne Amundsen
Norges Fiskerihøgskole
Universitetet i Tromsø
9037 Tromsø

Kjetil Hindar
NINA
Tungasletta 2
7005 Trondheim

Gunnar Raddum
LFI
Allégt. 41
5007 Bergen

Jarl Øvstedal
NVE, FoU
Postboks 5091
0301 Oslo

Knut Jonassen
NAS
Postboks 7048 Homansbyen
0306 Oslo

Rolf Duus
NAS
Postboks 7048 Homansbyen
0306 Oslo

Per Knudsen
NAS
Postboks 7048 Homansbyen
0306 Oslo

Asbjørn Moen
Vitenskapsmuseet
Universitetet i Trondheim
Erling Skakkes gt. 47b
7013 Trondheim

Dag Dolmen
Vitenskapsmuseet
Universitetet i Trondheim
Erling Skakkes gt. 47b
7013 Trondheim

Per Gustav Thingstad
Vitenskapsmuseet
Universitetet i Trondheim
Erling Skakkes gt. 47b
7013 Trondheim

Jostein Kjærandsen
Zoologisk Museum
Universitetet i Bergen
Musèplass 3
5007 Bergen

Karl Birger Strann
NINA
Tromsø Museum
9006 Tromsø

Bent Aaby
Nationalmuseets Naturvidenskabelige Undersøgelser
Ny Vestergade 11
DK-1471 København K
Danmark
Danmark & Botanisk Institut
Københavns Universitet
Øster Farimagsgade 2D
DK-1353 København K
Danmark

Harry Helmisaari
Vatten och Miljöstyrelsen,
Postboks 250
00101 Helsinki
Finland

Bjørn Åge Tømmerås
NINA
Tungasletta 2
7005 Trondheim

Odd Eilertsen
NINA
Postboks 5064 NLH
1432 Ås

Bjørn Økland
NISK
1432 Ås-NLH

Jogeir Stokland
Biologisk Institutt
Universitetet i Oslo
Postboks 1050 Blindern
0316 Oslo

Knut Solbraa
NISK
1432 Ås-NLH

Arne Ivar Sletnes
NIJOS
Postboks 115
1430 Ås

Preben Ottesen
Statens Institutt for Folkehelse
Geitmyrsvn. 75
0462 Oslo

Jan Lifjeld
Zoologisk Museum
Universitetet i Oslo
Sarsgt. 1
0562 Oslo

Rolf Anker Ims
Biologisk Institutt
Universitetet i Oslo
Postboks 1050 Blindern
0316 Oslo

Jon Swensson
NINA
Tungasletta 2
7005 Trondheim

Jon Rikard Hansen
Norsk Polarinstitut
Postboks 399
9001 Tromsø

Ann Norderhaug
Sogn og Fjordane Distriktshøgskule
5800 Sogndal

Erik Framstad
NINA
Postboks 5094
1432 Ås

Seminar om "indikatorer for overvåking av biologisk mangfold"

Johan Andersen
Institutt for Biologi og Geologi
Universitetet i Tromsø
9037 Tromsø

Thorleif Holthe
DN
Tungasletta 2
7005 Trondheim

Gunnar Engan
NIJOS
Postboks 115
1430 Ås

Jarle Steinkjer
DN
Tungasletta 2
7005 Trondheim

Øystein Holand
Norges Landbrukshøskole
1432 Ås

Ingerid Angell-Petersen
DN
Tungasletta 2
7005 Trondheim

Eivind Oug
NIVA
Telefn. 1
4890 Grimstad

Lars Løfaldli
DN
Tungasletta 2
7005 Trondheim

Hans Petter Mannvik
Akvaplan-NIVA
Postboks 735
9001 Tromsø

Ivar Haugen
DN
Tungasletta 2
7005 Trondheim

Jarle Holten
NINA
Tungasletta 2
7005 Trondheim

Knut Simensen
DN
Tungasletta 2
7005 Trondheim

Steinar Bø
Landbruksdepartementet
Skogavd.
Postboks 8007 Dep.
0030 Oslo

Gunn Paulsen
DN
Tungasletta 2
7005 Trondheim

Asbjørn Solås
Statens Forurensningstilsyn
Postboks 8100 Dep.
0032 Oslo

Ivar Myklebust
DN
Tungasletta 2
7005 Trondheim

Jeppe Kolding
Institutt for Fiskeri og Marinbiologi
Universitetet i Bergen
Høyteknologisentret
5020 Bergen

Akse Østebrøt
DN
Tungasletta 2
7005 Trondheim

Eli Fremstad
NINA
Tungasletta 2
7005 Trondheim

Sissel Rübberdt
DN
Tungasletta 2
7005 Trondheim

Eva Degre
DN
Tungasletta 2
7005 Trondheim

Else Løbersli
DN
Tungasletta 2
7005 Trondheim

Morten Ekker
DN
Tungasletta 2
7005 Trondheim

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0542-4



Depotbiblioteket



77sd 89 371

NINA
OPPDRAGS-
MELDING

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7005 TRONDHEIM
Telefon: 73 58 05 00
Telefax: 73 91 54 33

NINA
Norsk institutt
for naturforskning

