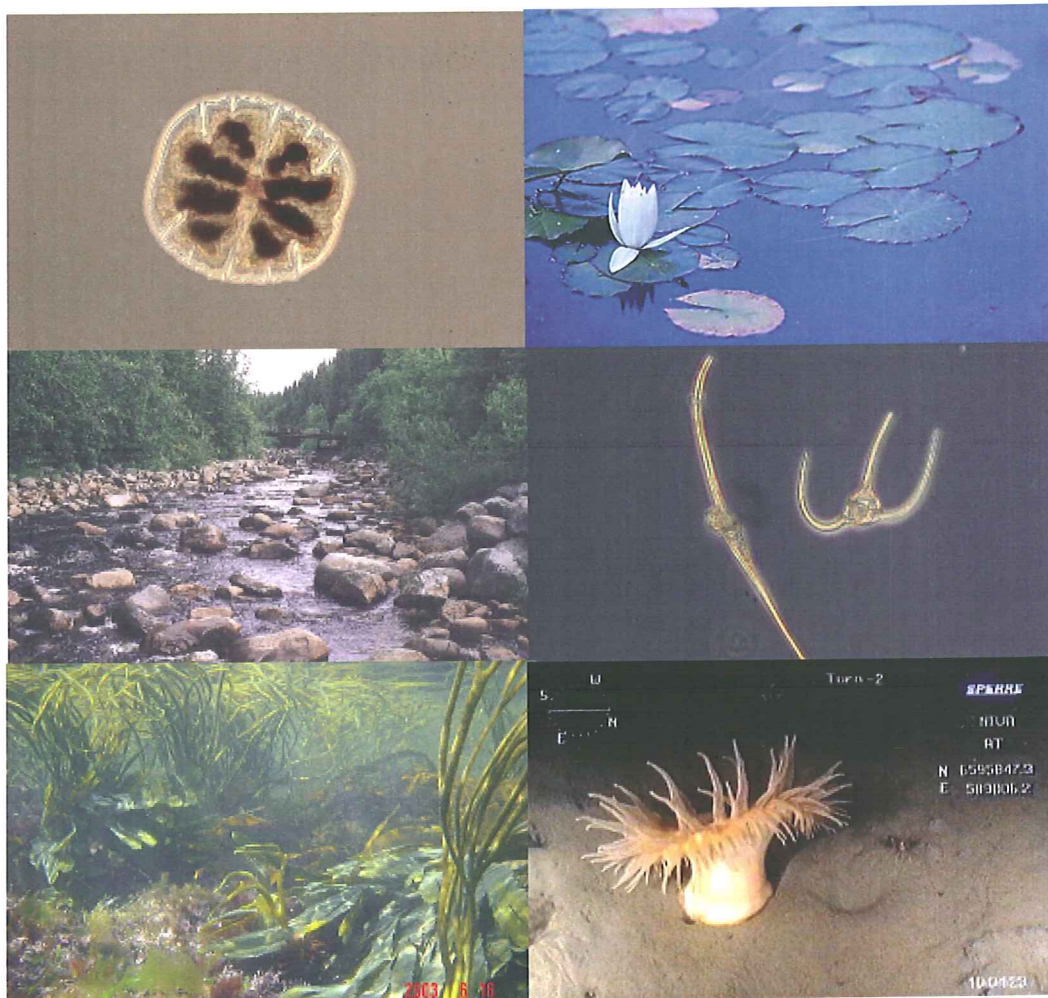


NIVA



RAPPORT LNR 4723-2003

BIOKLASS - forprosjekt
Vurdering og utprøving
av metoder for biologisk
klassifisering av økologisk
status i limnisk og marint
miljø



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01


Tittel BIOKLASS – forprosjekt Vurdering og utprøving av metoder for biologisk klassifisering av økologisk status i linnisk og marint miljø	Løpenr. (for bestilling) 4723-2003	Dato 30.10.03
	Prosjektnr. Undernr. 40114	Sider Pris 76
Forfatter(e) Frode Olsgard Tom Andersen Torleif Bækken Pål Brettum Torbjørn Johnsen Evy Lømsland Frithjof Moy Marit Mjelde Brage Rygg	Fagområde FoU	Distribusjon Fri
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

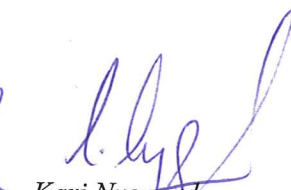
Oppdragsgiver(e) Norsk institutt for vannforskning	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Sammendrag

Rapporten gir en oppsummering av det interne FoU-prosjektet BIOKLASS. BIOKLASS har vært forprosjektet til det strategiske instituttprogrammet BIOKLASS SIP. Forprosjektet BIOKLASS ble initiert i sammenheng med innføring av Vannrammedirektivet og behovet for utvikling av et biologisk basert klassifikasjonssystem. Hensikten med forprosjektet har vært å få oversikt over hva som gjøres nasjonalt og internasjonalt innen biologisk klassifisering, finne egnede nasjonale datasett for testing, teste etablerte og nyere klassifiseringsmetoder og eventuelt starte utvikling av nye metoder. Planer for videre arbeid innen BIOKLASS SIP er angitt.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. biologisk klassifisering 2. klassifiseringsmetoder 3. økologisk status 4. Vannrammedirektivet 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. biological classification 2. classification methods 3. ecological status 4. Water Framework Directive
--	--


Frode Olsgard
Prosjektleder


Kari Nygaard
Forskningsleder


Jens Skei
Forskningsdirektør

BIOKLASS – forprosjekt

Vurdering og utprøving av metoder for biologisk klassifisering av økologisk status i limnisk og marint miljø

Bilder forside:

Øverst venstre: *Micrasterias truncata* (Desmidiiales). (Foto: P. Brettum)

Øverst høyre: *Nymphaea alba* coll. (hvit nøkkerose) (Foto: B. Faafeng)

Midten venstre: Brun, middels stor skogselv med grovkornet substrat. (Foto: T. Bækken)

Midten høyre: *Ceratium fusus* og *Ceratium tripos*. (Foto: C. Olseng)

Nederst venstre: Sagtangsamfunn (bl.a. remtang, krasing, krusflik og havsalat). (Foto: F. Moy)

Nederst høyre: *Bolocera tuediae* (Anthozoa) på bløtbunn i Oslofjorden (Foto: F. Olsgard)

Forord

Denne rapporten er sluttrapport for BOKLASS, et forprosjekt til det nystartede strategiske instituttprogrammet BOKLASS SIP. Forprosjektet har vært et internt NIVA-prosjekt i 2002. Prosjektet er knyttet til innføring av EUs Vannrammedirektiv og har hatt som målsetning å finne ut og vurdere hva som gjøres nasjonalt og internasjonalt innen biologisk klassifisering, særlig i forhold til Vannrammedirektivet. Videre har vi ekstrahert egnede nasjonale datasett for testing av etablerte klassifiseringsmetoder (f.eks. indekser, biologiske indikatorer, multivariate metoder). Vi har også testet ut enkelte nyere metoder og begynt utvikling av nye metoder for biologisk klassifisering.

Rapporten er skrevet av Frode Olsgard (prosjektleder, bløtbunnsfauna marint), Tom Andersen (statistikk ferskvann), Torleif Bækken (bunnsfauna ferskvann), Pål Brettum (fytoplankton ferskvann), Torbjørn Johnsen (fytoplankton marint), Evy Lømsland (fytoplankton marint), Marit Mjelde (vannplanter ferskvann), Frithjof Moy (bentiske makroalger marint) og Brage Rygg (bløtbunnsfauna marint), alle NIVA.

Oslo, 30.10.2003

Frode Olsgard
Prosjektleder

Innhold

Sammendrag	6
Summary	10
1. Innledning	15
1.1 Bakgrunn	15
1.2 Formål	17
2. Limnisk miljø	18
2.1 Generelt	18
2.2 Planteplankton	18
2.2.1 Klassifiseringssystemer	18
2.2.2 Datagrunnlag	20
2.2.3 Metoder	21
2.2.4 Resultater	21
2.2.5 Diskusjon	25
2.3 Vannvegetasjon i innsjøer	26
2.3.1 Klassifiseringssystemer	26
2.3.2 Datagrunnlag	28
2.3.3 Metoder	29
2.3.4 Resultater	29
2.3.5. Diskusjon	32
2.4 Bentiske invertebrater	33
2.4.1. Klassifiseringssystemer	33
2.4.2 Datagrunnlag	36
2.4.3 Metoder	36
2.4.4 Resultater	36
2.4.5 Diskusjon	42
3. Marint miljø	44
3.1 Generelt	44
3.2 Planteplankton	45
3.2.1 Klassifiseringssystemer	45
3.2.2 Datagrunnlag	46
3.2.3 Metoder	47
3.2.4 Resultater	47
3.2.5 Diskusjon	47
3.3 Hardbunnsflora	48
3.3.1 Klassifiseringssystemer	49
3.3.2 Datagrunnlag	49
3.3.3 Metoder	49
3.3.4 Resultater	49
3.3.5 Diskusjon	52
3.4 Bløtbunnsfauna	52
3.4.1 Klassifiseringssystemer	52
3.4.2 Datagrunnlag	53
3.4.3 Metoder	54

3.4.4 Resultater	55
3.4.5 Diskusjon	67
4. Referanser	69

Sammendrag

Vannrammedirektivet forutsetter at i EU- og EØS-landene skal vannforekomstene fra høyeste fjell til 1 nautisk mil utenfor grunnlinjen karakteriseres biologisk med tilhørende fysisk/kjemiske støtteparametre. Hovedhensikten med Vannrammedirektivet er å forhindre ytterligere forringelse eller å forbedre økologisk status til allerede påvirkede vannforekomster. Vannrammedirektivet innfører obligatorisk overvåking av økologisk status, som skal bestemmes ut fra biologiske komponenter. For limniske og marine vannforekomster skal hovedfokus for biologi være på planteplankton, bentisk flora, bentiske evertebrater og fisk (fisk kun for ferskvann og 'transitional waters').

Karakterisering av alle limniske og marine typeområder i Norge skal foreligge i løpet av 2005 og Vannrammedirektivets overvåkingsprogram, bla. basert på disse resultatene, skal igangsettes i løpet av 2006. Forslag til nasjonale typeområder for ferskvann og marint ble lagt fram i 2003.

I Norge er klassifiseringskriteriene for miljøkvalitet pr. idag (SFTs klassifiseringssystem) i stor grad basert på kjemiske parametre. Biologiske kriterier er til nå bare utviklet for bunnfauna for å beskrive organisk belastning (limnisk og marint miljø), og tildels for å beskrive grad av forurening (limnisk miljø). Klassifiseringssystemet som EU innfører har 5 klasser: meget god, god, moderat, dårlig og meget dårlig, og har således stor likhet med SFTs klassifiseringssystem. I Vannrammedirektivet skal imidlertid klassifiseringen fastsettes ut fra avvik fra type-spesifikk referansetilstand (naturlig tilstand). Dette innebærer at det trolig må utarbeides separate klassifiseringssystemer for de ulike vanntypene. Det gjenstår mye grunnlagsarbeid før Norge har et operativt verktøy som tilfredstiller de krav som stilles i Vannrammedirektivet.

Målet med forprosjektet BOKLASS og oppfølgingsprosjektet BOKLASS SIP er å bidra til utvikling av et operativt biologisk basert klassifiseringssystem for Norge i forhold til de krav som stilles i Vannrammedirektivet. Forskere på ferskvann og marint, som arbeider med Vannrammedirektivets prioriterte organismegrupper, har gjennom BOKLASS forprosjektet begynt arbeidet med tilrettelegging av data, samt utprøving av biologiske indekser, biologiske indikatorer og multivariate metoder.

Målsettingen med BOKLASS-forprosjektet i 2002 har vært å:

- oppdatere oss på hva som gjøres nasjonalt og internasjonalt innen biologisk klassifisering, særlig i forhold til Vannrammedirektivet
- finne fram egnede nasjonale datasett og teste ut etablerte klassifiseringsmetoder (f.eks. indekser, biologiske indikatorer, multivariate metoder)
- teste ut nyere metoder og evt. utvikle nye metoder for klassifisering

Nedenfor er gitt en kort sammenfatning av resultatene for de ulike organismegruppene.

Planteplankton i ferskvann har hittil primært vært klassifisert ut fra næringssaltinnholdet/trofigraden i innsjøer. De klassifiseringssystemene som har vært og er i bruk kan deles i fire typer:

- Type 1 Systemer basert på indekser der kun antall arter eller taksa inngår.
- Type 2 Systemer basert på indekser der antall arter (taksa) inngår sammen med antall individer pr. art (takson).
- Type 3 Systemer basert på antall arter (taksa) og biovolum for hver art.
- Type 4 Systemer basert på arters indikatorverdi for ulike trofigrader.

Arbeidet har vært fokusert på metoder av Type 4 der de ulike artene gis indikatorverdier for ulike trofigrader, kombinert med en klasseinndeling med grenseverdier i totalt planteplanktonvolum for de enkelte trofigradene. Denne inndelingen inkluderer "naturtilstand" som grunnlag for å klassifisere en innsjø vannkvalitet og avstand fra "naturtilstand". Artantall alene (Type 1) ble funnet å øke monotont med trofigraden langs hele den norske delen av trofigradienten. Bivariate analyser av enkeltarters forekomst langs to miljøvariable ble funnet å være velegnet til å angi indikatorverdi for artene langs gradienter av de aktuelle miljøvariablene. Slike analyser kan også angi enkeltarters forekomst langs gradienter av de miljøvariablene som brukes til inndelingen av vanntyper, som f.eks. kalsium og humus. Ut fra slike enkeltartmodeller kan en prediktere det mest sannsynlige artsinventaret i en lokalitet med gitte verdier av disse miljøvariablene, og dermed få fram typisk artsinventar for forskjellige vanntyper i naturtilstand. Ved å sammenligne dette med det artsinventaret som faktisk ble funnet, kan det gis kvantitative mål på avvik fra naturtilstand (forutsatt at miljøvariablene ikke er menneskelig påvirket).

Vannplanter i ferskvann omfatter karplanter som vokser helt neddykket i vannet eller har flyteblad; kortskuddsplanter, langskuddsplanter, flytebladsplanter og frittflytende planter. De største grønnalgene, kransalgene, er også inkludert i vannvegetasjonen. Vi har foretatt en sammenstilling av noen ulike systemer/metoder som er benyttet for klassifisere vannvegetasjonen i innsjøer. Metoder og systemer for elver er i liten grad inkludert. Systemer med bruk av indikatorverdier ved vurdering av tilstand og endringer er bl.a. utviklet i Storbritannia, Tyskland og Sverige. Basert på et begrenset datasett over vannvegetasjon i norske innsjøer har vi gitt eksempler på endringer i artsantall og artsfordeling i forhold til viktige miljøparametre.

Bunnfauna i rennende ferskvann har i lengre tid vært brukt i overvåkingssammenheng. Det er utviklet mange ulike indekser, og i økende grad er multivariate metoder tatt i bruk. RIVPACS (River InVertebrate Prediction and Classification System) er blant sistnevnte. Systemet gir estimater på en forventet sannsynlighet for å påtreffe hvert taxon (familie, art) og forventet abundans for disse på en gitt lokalitet. Forholdet mellom observert (O) og forventet (E) brukes som mål for avvik. I Norge er det utviklet systemer for å karakterisere virkning av forurening. Andre klassifiseringssystemer er ikke utviklet for norske forhold. Slike er utviklet i andre land. Blant disse er Sverige som nylig har klassifisert flere indekser i henhold til ulike regioner, forventet referanse og påvirkningsgrad. Et biologisk referansesamfunn, definert som et samfunn som naturlig ville finnes på en lokalitet uten påvirkning av menneskelig aktiviteter, er en viktig forutsetning for utvikling av klassifikasjonssystemer. Ut fra opplysninger om tidligere forhold basert delvis på biologiske data, er det gjort en vurdering av "referansetilstanden". Utvelgelse av eksisterende referansestasjoner er foretatt for data fra Mjøselvene på bakgrunn av analyser av arealstatistikk (GIS), fysiske forhold, kjemiske forhold og substratforhold. Følgende forutsetninger ble lagt til grunn for utvelgelsen: 1. Befolkningstetthet: mindre enn 2% av arealet befolket. 2. Jordbruk: mindre enn 15% av arealet er dyrket. 3. Annen påvirkning: Nedbørfeltet skal være lite eller ikke forureningspåvirket, heller ikke kalket, analyserte kjemivariablene skal ikke ha verdier utover antatte normalverdier for vassdraget. Videre ble det utført en prediksjon av bunndyrsamfunn på referanselokaliteter. Multivariate analyser (Canonical Correspondence Analyses, CCA) ble utført på deler av bunndyrmaterialet fra de utvalgte referanselokalitetene. Totalt sett viste de at substratforholdene er en viktig strukturerende faktor. Dersom prøvetakingen begrenses til strykparter vil imidlertid ikke små variasjoner i substratforhold være avgjørende for sammensetningen av bunndyrsamfunnet. Da vil de vannkjemiske forholdene være viktigere.

Marint planteplankton er en gruppe som reagerer mer eller mindre umiddelbart (i løpet av dager) på miljøendringer i motsetning til bentiske organismer som har en betydelig lengre responshastighet. Tradisjonelt har marint planteplankton, i motsetning til limnisk planteplankton, vært lite brukt som miljøindikator. Økologiske indekser eksisterer, og spesielt fra slutten av 1990-tallet har det blitt gjort forsøk på bruk av ulike typer indekser for å

beskrive trofisisituasjonen i marine områder. Indekser på artsdiversitet og totalt celledtall har hittil gitt best resultat med hensyn på å skille ulike trofinivå. Generelt er artsantallet og algebiomassen lav i oligotrofe områder. Begrenset næringstilførsel gir økt artsantall og algebiomasse. En ytterligere tilførsel av næring øker algebiomassen, mens antall arter reduseres. Den globale trenden med øket frekvens av uvanlige planteplanktonblomstringer av naturlig forekommende arter av både godartet og skadelig karakter ansees å ha sammenheng med øket næringstilførsel til fjorder og kystfarvann. Den antropogene anrikningen av N og P til det marine miljø har ført til en overgang bort fra kiselalgedominerte samfunn til dominans av dinoflagellater og flagellater. En konsekvens av dette er at også frekvens av masseblomstringer og endringer i algesamfunn må inngå i en overvåking av planteplankton.

Marine makroalger har i lang tid vært brukt som indikatororganismer, spesielt for evaluering av næringssaltforurensning (eutrofiering). Makroalgene er fastsittende og reflekterer et integrert bilde av den lokale vannkvaliteten. Alle alger har ulike behov og reagerer forskjellig på ulike stimuli eller stresserelementer. Men til tross for opplagte endringer i hardbunnsamfunnene langs gradienter av miljøforstyrrelser, har det vært vanskelig å uttrykke disse endringer i artssammensetning ved en indeks, som f.eks. en diversitetsindeks. For å kunne vurdere miljøstatus utifra artssammensetning kreves inngående autøkologisk (om arter) og synøkologisk (om populasjoner og samfunn) kunnskap. Internasjonalt erverves ny faglig viten kontinuerlig og 'fornorsking' av denne viten har vært en viktig del av BIOKLASS. Samtidig med jakten på gode indikatorarter eller artsgrupper, arbeides det med matematiske uttryksmåter (indekser) som kan gjenspeile økologisk miljøstatus. I denne første fasen av BIOKLASS er ulike tradisjonelle indekser og foreslåtte metoder (på europeisk nivå) i forbindelse med vanddirektivet blitt prøvet ut på dataserier hentet først og fremst fra Kystovervåkingsprogrammet (SFT). Erfaringene så langt er lovende, men resultatene er svært avhengig av hvilke indikatorarter som velges og individuell klassifisering av disse. Følgelig er det behov for økt og systematisert kunnskap om de indikatorarter som skal anvendes og avgrensning av geografiske anvendelsesområder.

Marin bløtbunnsfauna omfatter organismer som lever på sand-, silt- og leirbunn og domineres av flerbørstemark, krepsdyr, bløtdyr og pigghuder. Bløtbunnsfauna har vært benyttet gjennom flere titalls år for å kartlegge miljøtilstand i marine områder. Bunndyrsamfunn innen ett gitt geografisk område er representativt for en kombinasjon av ulike miljøfaktorer som sedimentets kornstørrelsesfordeling og innhold av organisk stoff, bunnvannets temperatur, saltholdighet og oksygeninnhold og grad av antropogen forstyrrelse. Bunnfaunaen vil integrere endringer i disse faktorene over tid. Antropogene forstyrrelser av et visst omfang vil gjenspeiles som endringer i bunndyrsamfunnenes struktur. Det finnes to hovedtyper av metoder for å studere effekter av forstyrrelse. Dette er metoder basert på struktur, som diversitetsindekser, og metoder basert på indikatororganismer. Det er de seneste årene også utviklet metoder som baserer seg på slektskapet mellom arter, såkalte taksonomisk 'distinctness' indekser. I tillegg kommer multivariate metoder hvor stasjonene grupperes etter grad av likhet i faunasammensetning, oftest basert på en similaritetsindeks. Arbeidet innen BIOKLASS for bløtbunnsfauna har vært å vurdere ulike metoder for beskrivelse av samfunnsstruktur i forhold til økologisk status (antall arter, individer, taksonomisk 'distinctness' og diversitet), hvorvidt de beskriver gradienter i forstyrrelse på en tilfredsstillende måte og om de ekstraherer ulik informasjon fra dataene. Vi har også videreutviklet en indeks basert på indikatororganismer og testet denne på tilsvarende måte. Det er i stor grad benyttet data fra NIVAs bløtbunnsdatabase som inneholder data fra mer enn 1000 prøver langs norskekysten.

Videre arbeid

For planteplankton i ferskvann vil følgende arbeid bli prioritert: utvikling av indekser som kan brukes til fastsettelse av grenseverdier mellom de ulike statusklassene. Dette vil bli gjort

ved først å beskrive naturtilstand (naturlig artsinventar) for ulike vanntyper, og deretter utvikle enkle indekser f.eks. basert på forholdet mellom sensitive og tolerante arter, eller andel evt. mengde problemalger. Indekser basert på redusert taksonomisk presisjon (slekt eller høyere taksonomiske nivåer) eller funksjonelle data (midlere celle volum, størrelsesfordeling, mikсотrofi, spisbarhet etc.) vil også bli vurdert.

Når det gjelder **vannplanter i ferskvann** har vi intensjoner om å utvikle utkast til klassifikasjonssystem, samt indikatorverdier for de fleste norske arter, tilsvarende det svenske systemet. Det vil være aktuelt å prøve ut systemet dels på innsjøer med tidsserier, dels på nye registreringer. Beskrivelse av referansetilstand er startet opp i forbindelse med typifiseringsprosjektet og dette vil fullføres for alle aktuelle vanntyper så langt datamaterialet strekker til. For elver er det hverken foretatt vurderinger av endringer i forhold til økologiske forhold eller beskrivelse av referansetilstand. Det er viktig at disse vurderingene blir foretatt, men prioriteres etter innsjøer.

For **bunnfauna i rennende ferskvann** gjenstår mye arbeide før norske klassifiserings-systemer er utviklet. Det må gjøres en innsats for å sammenstille eksisterende data av tilnærmet samtidig målte fysisk-kjemiske og biologiske data. Fordi referansesituasjonen er basis i klassifiseringen må arbeidet med en bedre karakterisering av referansefaunaen i de ulike vanntypene prioriteres. Huller i eksisterende materiale/kunnskap må medføre systematisk og målrettet innsamling av både biologiske og vannkjemiske/fysiske data under forutsetning av at tilstrekkelig finansiering kan skaffes.

For **marint planteplankton** er det nødvendig med en videreutvikling av indekser. Indeksene må blant annet ta høyde for ulikheter i planteplanktonsamfunnene på grunn av salinitetsgradienter i fjordenes lengderetning. Dessuten er det viktig å utarbeide indekser som tar hensyn til samfunnsendringer og frekvens av masseblomstringer. Gamle data fra planteplanktonundersøkelser overestimerer den relative forekomsten av kiselalger og pansrede dinoflagellater på bekostning av nakne dinoflagellater og flagellater, på grunn av tradisjon med formalinfiksering som gir tap av disse algegruppene. I tillegg vanskeliggjøres artsidentifisering ved formalinfikserte prøver – noe som reduserer grunnlaget for beregning av artsdiversitet. Derfor er det nødvendig å sette i gang langtidsserier med identifisering og kvantifisering av planteplankton fra de ulike typologiske områdene. Bearbeidelsen av materialet må ligge på et høyt nøyaktighetsnivå, som er en forutsetning for at planteplanktonanalyser kan benyttes til påvisning av miljøendringer.

For **marin hardbunnsflora** vil det videre arbeidet med uttesting av gode indikatorarter fortsette og kunnskap om slike arter eller artsgrupper vil bli systematisert gjennom utvidelse av en etablert arts-egenskapsbase. Samtidig vil det bli arbeidet med en geografisk utvidelse av datagrunnlaget for metodeutprøving slik at reaksjoner på naturlige faktorer som bølgeeksponering og salinitet i større grad kan skilles fra menneskeskapte påvirkninger samt at det tas hensyn til biogeografiske regioner. Spesielt vil kombinert bruk av univariate og multivariate metoder bli prøvet ut for å vurdere ulik miljørespons på arts-, populasjons- og samfunnsnivå. Arbeidsgruppen vil følge den internasjonale utviklingen innen fagfeltet.

For **marin bløtbunnsfauna** vil vi se nøyere på bruk av multivariate metoder. I forbindelse med biologisk klassifisering i forhold til økologisk status har vi spesielt tro på et system som bygger på en kombinasjon av univariate og multivariate metoder. Videre vil vi studere naturlig variasjon i biologiske parametre innen ulike geografiske områder. Det er en forutsetning å kjenne naturlig varians for å kunne angi grad av avvik i forhold til referanse- eller naturtilstand.

Summary

Title: BOKLASS – preproject: Evaluation and testing of methods for biological classification of ecological status of freshwater and marine environments

Year: 2003

Authors: Frode Olsgard (project leader, benthic invertebrates marine soft-bottom), Tom Andersen (statistics freshwater), Torleif Bækken (benthic invertebrates freshwater), Pål Brettum (phytoplankton freshwater), Torbjørn Johnsen (phytoplankton marine), Evy Lømsland (phytoplankton marine), Marit Mjelde (macrophytes freshwater), Frithjof Moy (marine macroalgae) and Brage Rygg (benthic invertebrates marine soft-bottom)

Source: Norwegian Institute for Water Research, Report no. 4723-2003 ISBN No. 82-577-4393-3.

The Water Framework Directory (WFD) requires that all EU- and EEA-countries should characterise their water bodies from the highest mountain to within 1 nautic mile from their coastlines with regard to selected biological and physico-chemical parameters. The main purpose of the WFD is to prevent further deterioration and improve the ecological status for disturbed waterbodies. The WFD introduces mandatory monitoring of ecological status based on the following biological quality elements: phytoplankton, benthic flora, benthic invertebrates and fish (fish only for freshwater and transitional water). The monitoring programmes should be operational by the beginning of 2007.

In Norway the characterisation of freshwater and marine areas should be available within 2005 and a WFD monitoring programme, based on the above characterisation, should be initiated within 2006. In Norway the present criteria used for classification of ecological status of waterbodies (the State Pollution Control Authority classification system) are mainly based on chemical parameters. Biological criteria are at present only available for benthic communities in order to describe effects of organic enrichment (freshwater and marine systems) or effects of acidification (freshwater systems). The system introduced in the WFD has 5 different categories for ecological health status: high, good, moderate, poor and bad. In this respect the system is similar to the Norwegian system. However, in the WFD the classification should be based on degree of deviation from the type-specific reference (natural) conditions. This may result in separate classification systems within the main waterbodies. A substantial amount of basic work is needed before Norway has a tool that satisfies the demands within the WFD in relation to the classification of the different water bodies.

The objective of the strategic institute programme BOKLASS, starting in 2003, is to contribute to the development of a new classification system in Norway based upon biological elements in agreement with the WFD. The pre-project for BOKLASS, presented in this report, has been the start of a comprehensive work on data, methods and classification related to the WFD. NIVA researchers working with the WFD priority organisms have now started organising their data, testing the suitability of various biological indices, biological indicators and multivariate methods.

The aim of the preproject BOKLASS in 2002 has been:

- to give the NIVA researchers possibilities to collect information with regard to national and international activities and methods used for biological classification, particularly in relation to the WFD

- to extract relevant national datasets and test established classification methods (various indices, biological indicators, multivariate methods)
- to perform tests of recent methods and possibly develop new methods for biological classification

Below is given a short summary of the results for the various groups of organisms.

Freshwater phytoplankton

Most systems of classification based on phytoplankton are divided in different trophic levels along a scale of increasing eutrophication. The classification systems which still are in use today, can be put into four different types:

- Type 1 Systems based on indices where only the number of species or taxa are used.
- Type 2 Systems based on indices where number of species or taxa are used, together with the number of individuals per species
- Type 3 Systems based on biovolume of each species, the main groups of phytoplankton and the total biovolume.
- Type 4 Systems based on the indicator values of each species or taxon for different trophic levels.

The main focus in this project has been on Type 4 methods, where each species is given indicator values for different trophic levels, and boundary values for total phytoplankton biovolume for the same trophic levels. A suitable classification system divided in different trophic levels must include a description of reference conditions for different water body types. Determination of ecological status can then be calculated as the ecological quality ratio (EQR) between the present status and the reference conditions.

The total species diversity used in Type 1 methods was found to increase with increasing trophic state (expressed as phosphorus concentration) throughout the whole trophic gradient present in Norway. Bivariate analysis of single species occurrence along two environmental gradients were found to be suitable to assess the indicator value for the species for different environmental variables. Probability models for occurrence of single species as a function of calcium- and total phosphorus content are shown to illustrate this point. Similar analysis can be made to assess the occurrence of single species along gradients of calcium, humus, size and depth, which are the environmental parameters used to describe Norwegian lake types (Lyche-Solheim et al. 2003). Such single species models can thus be used to predict the most probable species composition for different lake types, using fixed values or intervals for the typology variables. By comparing the typical species composition to be expected in reference conditions with the actual observed species composition, the deviation from reference conditions can be quantified.

Freshwater macrophytes include submerged and floating leaved vascular plants (isoetids, elodeids, nymphaeids and lemniids) and charophytes. Different methods and systems for classification of aquatic macrophytes in lakes are discussed. Rivers are to a less extent included in the discussion. Systems using indicator values for assessment of ecological status are developed in i.a. United Kingdom, Germany and Sweden. In a preliminary Norwegian study, based on a limited data set for lakes, we have discussed changes in species number and composition of aquatic macrophytes in relation to important parameters.

Freshwater benthic fauna in streams has for a long time been used in monitoring of freshwaters. Many indices have been developed, and multivariate techniques are increasingly used. RIVPACS (River InVertebrate Prediction and Classification System) is a British system based on multivariate techniques estimating expected probability to find each taxon (family, species) and expected abundance for these at a given site. The relation between observed (O)

and expected (E) is used as measure on the deviation from reference conditions. Classification systems to characterise acidification are the only one developed for Norwegian conditions. Other countries, such as Sweden, have recently characterised different indices according to regions, expected reference conditions, and the degree of pollution. A biological reference macroinvertebrate community, defined as a community not disturbed by human activity, is a basic prerequisite for the development of a classification system. From knowledge on previous conditions based partly on biological data, reference conditions can be estimated. Selection of reference sites was made on data from medium sized tributaries to Lake Mjøsa (largest Norwegian lake), based on the catchment characteristics, physico-chemical conditions and bottom substrate. The following criteria were used in the selection process: 1. Population: less than 2% of the catchment populated. 2. Agriculture: less than 15% cultivated area. 3. Other impact: the catchment area shall not be acidified, neither limed, chemical parameters shall not have extreme values far beyond expected natural concentrations for the catchment. Predictions were made for the macroinvertebrate community at the reference sites by using multivariate analyses (Canonical Correspondence Analyses, CCA) on parts of the macroinvertebrate data. The composition of the bottom substrate was found to be an important structuring factor for the community. However, when the sampling is confined to riffles small differences in the substrate conditions will not be decisive for the composition of the macroinvertebrate community. The water chemistry will be more important. A lot of work is needed to develop a Norwegian classification system. Efforts should be made to compile simultaneously sampled physico-chemical and biological data. Because the reference situation is the basis of the classification, an improved biological characterisation of the reference conditions should be prioritised. Gaps in present data/knowledge must initiate a systematic sampling of new data, provided that funding can be found.

As distinct from benthos **marine phytoplankton** is a group of organisms responding very rapidly (within days) to environmental changes. Traditionally marine phytoplankton has not been used as an indicator of environmental changes in the same way as freshwater phytoplankton. However, ecological indexes do exist and especially during the late nineties attempts on using them in demonstrating trophical levels in marine areas has been made. Indexes on species diversity and total cell number seems to have given the best results in separating different trophical levels. Generally the number of species and algal biomass are low in oligotrophic areas. Restricted supply of nutrients leads to an increase in number of species and biomass. High supply of nutrients however increases algal biomass but reduces the number of species.

The global long-term trend in increased frequency and dynamics of novel phytoplankton blooms of indigenous species, both benign and harmful ones, has accompanied nutrient enrichment of coastal waters and inland seas. The anthropogenic enrichment of N and P to the marine environment has favoured non-diatom blooms, leading to a changeover from a diatom-dominated community to a dominance of flagellates and dinoflagellates. This implies that the frequency of novel blooms and alteration of phytoplankton communities must be monitored.

Marine macroalgae or seaweeds, have for many decades been used as indicator organisms for environmental status, especially in eutrophication assessments. Seaweeds are non-mobile and reflect the local water quality. Despite obvious changes in species composition along gradients of environmental disturbance, these changes are not well expressed through the traditionally used diversity indexes. There is a need for increased and systematised autecological and synecological knowledge about indicator species or groups of species, as well as improved mathematical methods to express ecological changes. In phase I of BOKLASS, local potential indicator algae species have been tested with several methods based on data from the National Coastal Monitoring Programme (SFT). The results are promising, but the methodology needs to be further developed in order to include total community composition and not only selected indicator species..

Marine soft-bottom macrofauna comprises the sediment dwelling organisms in sand, silt and clay bottom and is dominated by polychaetes, crustaceans, molluscs and echinoderms. Soft-bottom fauna has been used for several decades as indicators of environmental health and proved to be a useful tool in order to describe the ecological status of a given geographical area. In general the soft-bottom community is representative for the local conditions with regard to environmental variables like sediment grainsize and organic content, and temperature, salinity and oxygen content of the bottom water. The benthic fauna integrate changes in environmental conditions and anthropogenic disturbance above a certain level will therefore be possible to detect as changes in community composition over time.

Anthropogenic disturbance of a certain degree will therefore be reflected as changes in the structure of the benthic communities. There are two main groups of methods to study effects of disturbance. These are methods based on structure, as diversity indices, and methods based on indicator species. Recently methods have also been developed that use the degree of kinship between species, so-called taxonomic distinctness indices. In addition we have the multivariate methods where stations are grouped according to the degree of similarity in species composition, based on a similarity index. Within BOKLASS the main effort has been to evaluate the different methods available to describe community structure in relation to ecological status (number of species, abundance, taxonomic distinctness and diversity), how well they are able to describe gradients in disturbance and whether they are able to extract different information from the datasets. We also have continued the development an index based on indicator species and tested this as above. The data used are mainly from the NIVA soft-bottom database, which contains data of more than 1000 samples from along the Norwegian coast.

Further work

For **freshwater phytoplankton** the following work will be given priority in the next phase of BOKLASS: Development of simple indices suitable to assess boundaries between the different ecological status classes. This will be done by describing the reference conditions (by means of "natural" species composition) for different lake types, followed by constructing and testing different simple indices, such as the ratio between sensitive and tolerant taxa, or proportion or biomass of harmful algae. Indices based upon reduced taxonomic resolution (genus or higher taxonomic levels) or on functional aspects (mean cell volume, size distribution, mixotrophy, edibility, etc.) will also be constructed and tested.

Concerning **freshwater macrophytes** we intend to develop a classification system including indication values for most Norwegian species, equivalent to the Swedish system. The system has to be tested by use of existing time series data and by performing new registrations. A preliminary description of the reference conditions for aquatic macrophytes in lakes was made in connection to the Typology project. Improved work on this is necessary. Till now aquatic macrophytes in rivers have not been included, neither in reference condition (typology project) nor in our examples in the Bioklass pre-project. It is important to include aquatic macrophytes in rivers, but with priority after lakes.

For **freshwater benthic fauna in streams** much work has to be done to develop a Norwegian classification system. Future efforts should be made to compile simultaneously sampled physico-chemical and biological data. Because the reference condition is the basis of the classification, an improved biological characterisation of the reference sites should be prioritised. Gaps in present data/knowledge must initiate a systematic sampling of new data, provided that sufficient funding can be found.

Additional work is needed to further develop indexes for **marine phytoplankton**. The indexes must allow for differences in species communities because of salinity gradients being

an important aspect in Norwegian fjords. It is also necessary to develop indexes regarding alteration in phytoplankton communities and frequency of novel blooms. Older phytoplankton data overestimates diatoms and thecate dinoflagellates at the sacrifice of naked dinoflagellates and flagellates because of an old tradition of formaldehyde fixation, leading either to loss of species belonging to these groups or difficulties with species identification, both affecting species diversity. Long-term monitoring of phytoplankton in the typological areas with a high degree of accuracy is an important condition for using phytoplankton data for detecting environmental changes.

For the **marine macroalgae** the search for good indicator species will continue as well as complementation of the established database for species characteristics (both algae and fauna). The test data set will be geographically expanded in order to assess the community response to natural and human induced changes of the environment. Combined use of univariate and multivariate numerical techniques will be tested.

For the **marine soft-bottom fauna** we will explore the use of multivariate analyses. In relation to biological classification of ecological status we believe in a system that build on a combination of univariate and multivariate methods and this will be examined further. We will also study the degree of natural variation in biological parameters within different geographical areas. Knowledge of the variance within these systems is most important in order to estimate degree of departure from reference- or natural conditions.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

Vannrammedirektivet forutsetter at innen EU- og EØS-landene skal vannforekomstene fra høyeste fjell til 1 nautisk mil utenfor grunnlinjen (grunnlinjen er forbindelseslinjen som trekkes langs ytterste skjærgård) karakteriseres biologisk med fysisk/kjemiske støtteparametre. Hovedhensikten med Vannrammedirektivet er å utvikle en ramme for beskyttelse av alle vannforekomster for å forhindre ytterligere forringelse og å forbedre økologisk status til allerede påvirkede vannforekomster. Vannrammedirektivet innfører obligatorisk overvåkning av økologisk status. Økologisk status skal bestemmes ut fra overvåkning av biologiske komponenter. For limnisk og marine områder skal hovedfokus for biologi være på planteplankton, bentisk flora, bentiske evertebrater og fisk (i ferskvann og 'transitional waters').

I henhold til EUs tidsplan for implementering av Vannrammedirektivet skal det foreligge nasjonale forslag for referanseområder allerede i 2003. Endelig utvelgelse og karakterisering av naturtilstand skal foreligge i 2004 for de områder som skal inngå i en interkalibrering med andre EU-land hvor det finnes tilsvarende typeområder (i henhold til typologi). Karakterisering av alle limnisk og marine typeområder i Norge skal foreligge i løpet av 2005 og Vannrammedirektivets overvåkingsprogram, bla. basert på disse resultatene, skal igangsettes i løpet av 2006. Et overordnet mål for implementering av Vannrammedirektivet er å oppnå **god status** for alle vannforekomster innen EUs medlemsland og assosierte medlemsland innen 2015. God økologisk status defineres ved at organismesamfunnene bare viser liten grad av antropogen forstyrrelse og bare viser små avvik fra de organismesamfunn man normalt assosierer med uforstyrrede vannforekomster. Vannforekomstene skal ha både en "god økologisk status" og "god kjemisk status" innen 2015.

Nasjonalt og internasjonalt er det en økt aktivitet i forbindelse med kartlegging av biologisk mangfold og klassifisering av habitater i forhold til økologisk status. Dette har sammenheng med en større bevissthet om betydningen av det biologiske mangfold og behovet for å kartlegge og forvalte biologisk mangfold på en fornuftig og bærekraftig måte. **En forutsetning for å legge til rette for og ta vare på biologisk mangfold er å få en tilnærmet oversikt over hva som finnes av habitater og biologisk diversitet innen disse habitatene, grad av antropogen forstyrrelse samt variasjon i det biologiske mangfold over tid.** En viktig pådriver for dette arbeidet i Europa de seneste år har vært EUs implementering av Habitatdirektivet (92/43/EEC) med Annex I, utvikling av EUNIS systemet for habitatsklassifisering og implementering av Vannrammedirektiv (2000/60/EC). De to førstnevnte gjelder for EUs medlemsland mens Vannrammedirektivet er gyldig både for medlemslandene og land tilknyttet EØS avtalen, dvs. også for Norge.

I forkant av Vannrammedirektivet har det innen EU vært gjennomført store samarbeidsprosjekter for bevaring av naturlige habitater og tilhørende organismer. Dette har resultert i EUs Habitatdirektiv, en omfattende liste over naturlige habitattyper og hvor bevaring krever opprettelse av spesielle verneområder. **EUs Habitatdirektiv er en felles plattform for bevaring av ville planter og dyr og deres naturlige habitater.** Direktivet danner i tillegg grunnlag for opprettelse av et nettverk av spesialområder for vern, kalt Natura 2000. Som oppfølging til EUs Habitatdirektiv er det utformet et omfattende system for habitatsklassifisering, kalt EUNIS Habitatklassifisering. **EUNIS-systemet er et hierarkisk sett av habitatbeskrivelser for å oppnå en harmonisert habitat-identifisering innen de ulike landene.** Det er et omfattende pan-Europeisk system som dekker habitater fra naturlige til kunstige i terrestre, limnisk og marine områder. Systemet revideres og oppdateres kontinuerlig.

Norge har ikke vært noen aktiv part i utviklingen av EUs Habitatdirektiv og EUNIS Habitat Klassifikasjonssystem. Det innebærer at habitatbeskrivelsene i Annex I og EUNIS-systemet er mangelfulle i forhold til mange av de habitater som finnes i Norge. Sammenliknet med de fleste EU-landene har Norge en habitatfordeling som er meget heterogen, både for ferskvann og kystområder. Det har derfor vært behov for å utvikle et habitatkartleggingssystem som også inkorporerer habitater som er spesielle for Norge. . På denne bakgrunn er det gjennomført flere nasjonale typologi¹-prosjekter for klassifisering av habitater. Dette er et viktig grunnlag for biologisk klassifisering da de fleste organismesamfunn er en funksjon av det habitat de lever i.

To nasjonale typologiprojekter ble igangsatt i 2002, for hhv. ferskvann og marint miljø. Disse har hatt som hovedmålsetning å dele norske ferskvannsføremønstre, estuarier og kystområder i et avgrenset antall vanntyper. Innen hver av disse vanntypene skal det så defineres biologisk referansetilstand basert på utvalgte organismegrupper. Dersom de biologiske undersøkelsene viser at det ikke er større biologiske forskjeller mellom enkelte av de forslåtte vanntyper kan disse typene slås sammen.

I Norge er de klassifiseringskriteriene for miljøkvalitet som vi benytter i dag i stor grad basert på kjemiske parametre. Biologiske kriterier er til nå bare utviklet for bunnfauna for å beskrive organisk belastning (limnisk og marint miljø), og tildels for å beskrive grad av forurensning (limnisk miljø) (SFT 1997 a, b). Planteplankton inngår i eksisterende tilstandskriterier i form av biomasse – målt som klorofyll *a* mengde. Klassifiseringssystemet som EU innfører har 5 klasser: meget god, god, moderat, dårlig og meget dårlig, og har således stor likhet med SFTs klassifiseringssystem (SFT 1997 a, b). I Vannrammedirektivet skal imidlertid klassifiseringen fastsettes ut fra avvik fra type-spesifikk referansetilstand (naturtilstand). Dette innebærer at det gjenstår mye grunnlagsarbeid før Norge har et operativt verktøy (klassifiseringssystem) som tilfredstiller de krav Vannrammedirektivet har i forhold til biologisk klassifisering av ulike naturtyper. I NIVA er forprosjektet BLOKLASS i 2002 (og oppfølgeren BLOKLASS SIP fra 2003) ment som et bidrag til utvikling av et operativt klassifiseringssystem for Norge i forhold til de krav som stilles i Vannrammedirektivet.

I Norge er det til nå ikke samlet inn nye datasett knyttet opp mot implementering av Vannrammedirektivet. Innledende arbeid utført innen BLOKLASS har derfor tatt utgangspunkt i eksisterende datasett som har vært tilgjengelige, selv om disse ikke har vært ideelle utifra behovet om å utvikle oppdaterte klassifikasjonssystemer tilpasset kravene i Vannrammedirektivet. Dette innebærer at de klassifikasjonssystemene som etterhvert foreslås brukt i Norge må justeres og videreutvikles etterhvert som det foreligger nye data innsamlet i forbindelse med innføring av Vannrammedirektivet.

I Vannrammedirektivet er det lagt vekt på å gi en karakterisering av økologisk status. Status skal kartlegges i hovedsak på basis av biologiske elementer. Dette forutsetter god kunnskap om sammensetning av naturlige, upåvirkede biologiske samfunn innen ulike vanntyper (og evt. ulike habitater innenfor hver vanntype) og hvordan denne varierer over tid. Vi har imidlertid begrensede data fra uforstyrrede referanselokaliteter fra de fleste landsdeler. Dette har sammenheng med at biologiske kartleggingsundersøkelser gjennomført i Norge de siste tiår har i svært stor grad vært knyttet til forurensning, der det som oftest har vært lagt vekt på å beskrive en påvirkningsgradient. Dermed har antall upåvirkede referansestasjoner vært begrenset i forhold til total antall stasjoner.

Med innføring av Vannrammedirektivet skal det gjøres en beskrivelse av områder med høy økologisk status ("naturtilstand" eller referansetilstand) og denne naturtilstanden skal identifiseres for de ulike organismegrupper ("biologiske elementer"). Referanseområder skal ha upåvirkede organismesamfunn med svært små eller ingen effekter av antropogen forstyrrelse. For referanseområdene skal det fastsettes referanseverdier for biologiske variable som f.eks. antall arter, individtetthet, diversitet, biologiske indikatorer og

¹ typologi = typelære

kartlegge hva som er den naturlige variansen i disse parametrene. Formålet med å fastslå referansetilstand for de utvalgte organismegrupper innen ulike vanntyper / habitater er å kunne måle økologisk kvalitet for påvirkede vannforekomster mot denne referansetilstanden. Beskrivelse av referansetilstand vil danne grunnlaget for en korrekt klassifisering av mer eller mindre forstyrrede områder. Dette innebærer at riktig klassesilhørighet forutsetter gode referansedata og en god beskrivelse av referansetilstand og grad av naturlig variasjon. Innsamling av data fra uforstyrrede referanselokaliteter vil derfor måtte prioriteres i tiden framover.

1.2 Formål

NIVA har de siste år hatt som en prioritert oppgave å utvikle metoder for biologisk klassifikasjon av økologisk status i limnisk og marint miljø. Dette har tildels vært knyttet til utvikling av nasjonale klassifiseringskriterier for SFT, men er nå ekstra aktuelt ved innføring av EUs Vannrammedirektiv samt overvåking av vårt biologiske mangfold. Innen disse oppgaver har NIVA en sentral rolle nasjonalt, og er innlemmet i tilsvarende arbeid i Norden og Europa forøvrig.

Målet med forprosjektet BOKLASS og BOKLASS SIP er å bidra til utvikling av et operativt biologisk basert klassifiseringssystem for Norge i forhold til de krav som stilles i Vannrammedirektivet. Forskere på ferskvann og marint, som arbeider med Vannrammedirektivets prioriterte organismegrupper (biologiske elementer), har gjennom forprosjektet BOKLASS (denne rapporten) begynt arbeidet med tilrettelegging av data, samt utprøving av biologiske indekser, biologiske indikatorer og multivariate metoder.

Målsettingen med BOKLASS-forprosjektet i 2002 har vært å:

- finne ut hva som gjøres nasjonalt og internasjonalt innen biologisk klassifisering, særlig i forhold til Vannrammedirektivet
- finne fram egnede nasjonale datasett og teste ut etablerte klassifiseringsmetoder (f.eks. indekser, biologiske indikatorer, multivariate metoder), inkludert beskrivelse av referansetilstand
- teste ut nyere metoder og evt. utvikle nye metoder for klassifisering

2. Limnisk miljø

2.1 Generelt

Norge har en rik og variert vassdragsnatur med ca. 240 større vassdrag inkludert >60 000 innsjøer (>0.02 km²), hvorav ca. 4000 er >0.5 km². Vassdragene spenner over et vidt spekter av økoregioner og klimasoner langs gradienter fra fjell til fjord, sør til nord og vest til øst. Variasjoner i geologiske forhold, samt hydrologiske og morfometriske forhold i innsjøene og elvene innenfor de ulike økoregioner og klimasoner skaper ulike habitater med tilhørende flora og fauna. Innvandringshistorien til ulike organismegrupper (fisk, bunnfauna, vannvegetasjon) bestemmer utbredelsesmønsteret til de forskjellige artene og setter rammer for hvilke arter som finnes i de ulike habitatene i forskjellige økoregioner.

Disse faktorene er utgangspunktet for inndelingen i vanntyper som nå er gjort i det nasjonale typologiprojektet på ferskvann (Lyche-Solheim et al. 2003), som følger system B i Vanddirektivet (Annex II, EU 2000). I hht. resultatene fra dette prosjektet kan Norges vassdragsnatur deles inn i 6 økoregioner (Østlandet, Sørlandet, Vestlandet, Midt-Norge, Nord-Norge og Finnmark), og 3 klimasoner: under marin grense, dvs. lavland, boreal sone, dvs. skogsområder og fjellområder over eller nord for tregrensen. Innenfor disse regionene vil geologiske faktorer som kalkinnhold og humusinnhold, samt innsjøstørrelse, og helningsgrad i elver være avgjørende for hvilke arter man vil forvente å finne i upåvirkede vannforekomster.

Kombinasjoner av alle de aktuelle faktorene gir et meget stort antall vanntyper, som ikke nødvendigvis har forskjellig flora og fauna. For å teste hvilke vanntyper som faktisk er forskjellige, dvs. som har forskjellig naturtilstand mhp. flora og/eller fauna, kan datasett fra antatt upåvirkede vannforekomster benyttes. De datasettene som er egnet til dette er hovedsakelig de større nasjonale overvåkingsprogrammene, slik som Regional Eutrofieringsundersøkelse av innsjøer (EUREGI, Faafeng et al. 1990, Faafeng og Oredalen 1999), Sur nedbør overvåkingen (bl.a. 1000 sjøers undersøkelsen, SFT 1987, Skjelkvåle et al. 1995), og kalkingsovervåkingen. I tillegg til disse kommer en rekke geografisk mer avgrensede undersøkelser av flora og fauna i innsjøer og elver. Dessverre er kun en liten andel av lokalitetene i disse programmene fra tilnærmet upåvirkede vannforekomster. Det vil derfor være flere vanntyper vi mangler data fra. Dette datamaterialet representerer likevel et relativt omfattende datagrunnlag for utarbeidelse av et biologisk basert klassifikasjonssystem tilpasset kravene i Vanddirektivet. Det kan benyttes både til beskrivelse av referansetilstand, dvs. naturtilstand, og til å beskrive avvik fra denne som respons på ulike påvirkninger. De biologiske dataene foreligger i egne organismegruppespesifikke databaser på NIVA (fytoplankton, vannplanter, begroingsalger), eller fellesdatabaser med NINA (bunnfauna).

I BIOKLASS forprosjektet er følgende organismegrupper i ferskvann studert: **fytoplankton og vannplanter i innsjøer** og **bunnfauna i elver**. Fisk og begroingsalger er altså ikke med i denne omgang, men må tas med i BIOKLASS SIP i 2003 og videre. For de studerte organismegruppene har ulike klassifikasjonssystemer og indekser blitt vurdert/analysert, som grunnlag for utvelgelse av de mest velegnede verktøyene for beskrivelse av avvik fra naturtilstand.

2.2 Planteplankton

2.2.1 Klassifiseringssystemer

Planteplankton er en organismegruppe som meget raskt reagerer på endringer i vannkvaliteten gjennom endringer i kvalitativ og kvantitativ sammensetning. Planteplankton-sammensetningen er resultatet av alle faktorer som påvirker og endrer vannkvaliteten, men

næringssaltinnholdet vil i de fleste tilfelle være den viktigste faktoren. En økning i næringssaltinnholdet fører til en eutrofiering, og de fleste klassifiseringssystemer med planteplankton som basis er delt inn i ulike trofigrader eller trofinivåer.

De klassifiseringssystemer som har vært og er i bruk kan deles i fire typer:

- Type 1 Systemer basert på indekser der kun antall taksa inngår.
- Type 2 Systemer basert på indekser der antall arter (taksa) inngår sammen med antall individer pr. art (takson).
- Type 3 Systemer basert på en full analyse av en prøve ved at antall arter (taksa) inngår og et biovolum for hver art. Biovolumet er beregnet ved å multiplisere antall individer av en art (takson) pr. enhet prøve, med et spesifikt volum for arten (taksonet).
- Type 4 Systemer basert på den indikatorverdi som hver av de registrerte artene (taksa) viser for ulike trofigrader. Summering av verdien for hver art (takson) innenfor hver trofigrad vil gi en indikasjon på vannkvaliteten i den innsjøen prøven er tatt fra. Den beregnede indikatorverdien for hver art (takson) er basert på frekvensen av forekomsten for den aktuelle arten i et meget stort antall innsjøer med forskjellig trofigrad .

Type 1 er indekser basert på antall arter (taksa). Ideen var at et stort antall viser et diversst samfunn og dermed god vannkvalitet, mens et lite antall viser mindre god vannkvalitet. Dette har vist seg å ikke være almenyldig for planteplankton i ferskvann. Mer nyttig er å registrere hvor mange arter (taksa) som finnes innen hver algeklasse (cyanobakterier, chlorophyter, chrysophyter, diatomeer o.s.v). Basert på erfaring kan en i grove trekk si noe om god eller dårlig vannkvalitet ut fra registrert antall arter innen hver gruppe. Et eksempel på type 1 er Nygaards indeks (Nygaard, 1949).

Et annet eksempel er Sørensens indeks (Sørensen 1948):

$$I = 2C/A+B.$$

Her sammenligner en et sett registrerte arter (taksa) fra en innsjø med et sett registrerte arter fra en annen innsjø (f.eks. en referanseinnsjø). Indeksen baserer seg på antall arter (taksa) i innsjø A og i innsjø B, og hvor mange arter (taksa) som er felles for de to innsjøene (C). Dess høyere verdi (nærmere 1) jo mer lik er de to sjøene. Er en av innsjøene en referanseinnsjø eller en innsjø i "natur"-tilstand, og tallverdien for I er stor, vil det si at en har undersøkt en lite påvirket innsjø. Er tallverdien liten er det stor avstand fra referanseinnsjøen, eller fra "natur"-tilstand.

Begge disse indeksene er avhengig av at et relativt stort antall prøver fra hver innsjø, fordelt over vekstsesongen, blir analysert.

Type 2 er indekser der antall arter og individantall pr. art inngår. Eksempler her er Shannons diversitets-indeks (Shannon-Weaver, 1963).

$$H' = -\sum p_i \cdot \log_2 p_i$$

Høye verdier viser et diversst planteplanktonsamfunn og god vannkvalitet, mens små verdier viser lite diversst samfunn og antatt dårlig vannkvalitet. Innen denne gruppen er det utviklet en rekke mer eller mindre gode indekser. En oversikt over flere slike indekser finnes hos Magurran (1988), Aanes og Bækken (1989).

Type 3 omfatter både samlet antall arter (taksa), antall individer pr.art pr.enhet prøve og beregnet biovolum pr.art (takson). Antall registrerte individer pr.art multipliseres med et spesifikt volum, og artens biovolum pr.volumenhet prøve beregnes. Analyseresultatene av denne kvalitative og kvantitative analyse gir et mål på totalt planteplankton biovolum pr. prøve-enhet, samlet biovolum for hver hovedgruppe og biovolum for hver art (takson). Også denne metoden, som er utviklet av Utermöhl (1958), og kombineres med anbefalinger gitt av Rott (1981) og Olrik et al.(1998) om beregning av spesifikt biovolum, krever at flere prøver samlet gjennom vekstsesongen blir analysert. Resultatene fra slike analyser gjør det imidlertid greit å gi en mer eksakt sammenligning av vannkvaliteten i en innsjø med vannkvaliteten i en annen, og avstand fra antatt "natur"-tilstand. Både registrert maksimum totalvolum planteplankton gjennom en vekstsesong og gjennomsnittlig totalvolum for samme sesong inngår i klassifiseringssystemet.

Denne type analyser gjennomføres ved de fleste institusjoner der en har kvalifisert personell, og eksempler på klassifisering og avgrensning i trofigrader basert på slike analyser er gitt hos Heinonen (1980), Rosén (1981), Rott (1984), Trifanova (1989), Brettum (1989), Lepistö (1999) og Willén (1999).

Dette klassifiseringssystem brukes idag ved NIVA for vurdering av vannkvalitet og endringer i denne.

Type 4 er bioklassifisering basert på planteplanktonanalyser der de registrerte artene (taksa) har en indikatorverdi for de ulike trofigrader. Med grunnlag i analyseresultatene fra en innsjø summerer en opp indikatorverdiene for hver art for hver trofigrad eller hvert trofi-intervall. Intervallet med den høyeste verdien indikerer vannkvaliteten i den undersøkte innsjøen. Eksempler på klassifisering basert på indikatorverdier er Järnefeldt (1952), Rosén (1981), Brettum (1989) og Olrik (1994). Sladeczek (1973) utviklet et tilsvarende klassifiseringssystem basert på saprobitet for stilleflytende elver.

Innen paleolimnologien har en også benyttet analyse av planteplanktonsamfunnene, spesielt diatomesamfunnet, en finner i sedimentprøvene fra en innsjø, til å rekonstruere pH og andre parametre i innsjøen i tidligere tider. Her baserer en seg på kunnskapene en har om de enkelte artenes indikatorverdi. Eksempler er Battarbee et al. (1997), Little et al. (2000) og Lim et al. (2001).

Bruk av indikatorverdier for registrert artsinventar krever gode taksonomiske kunnskaper, slik at flest mulig registrerte taksa kan bestemmes til art. Dette er viktig for at klassifiseringen og vurderingen skal bli så sikker som mulig.

Arbeidet innen BIOKLASS-forprosjektet for planteplanktongruppen har vært å finne frem til en måte å gi de ulike artene gode indikatorverdier for ulike trofigrader, og en klasseinndeling med grenseverdier for de enkelte trofigradene. Denne inndelingen inkluderer naturtilstand, som grunnlag for å klassifisere en innsjøes vannkvalitet og avstand fra naturtilstand.

2.2.2 Datagrunnlag

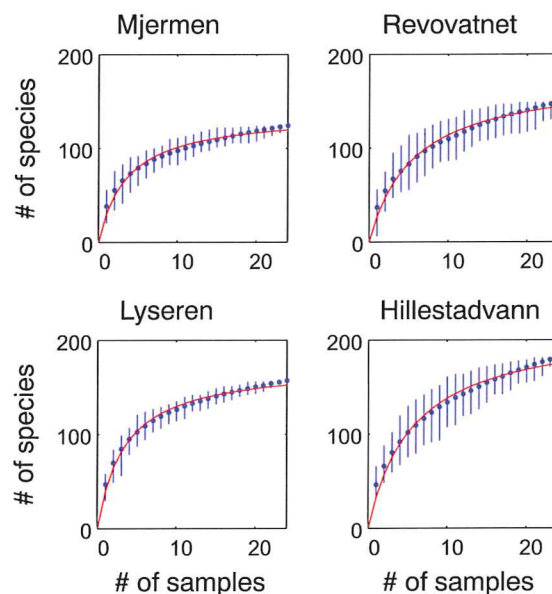
Vi har tatt for oss et planteplanktonmateriale fra den nasjonale eutrofieringsundersøkelsen av innsjøer (EUREGI). Datasettet omfatter 2533 prøver fra 399 norske innsjøer, samlet inn over perioden 1988 til 1999. Alle sjøene er undersøkt minst 4 ganger i løpet av en vekstsesong, mens en mindre gruppe (74 sjøer) er undersøkt over 3 eller flere år (dvs >12 prøver totalt). Utvalget har større forekomst av eutrofe sjøer i tettbebygde strøk enn det som ville være representativt for norske innsjøer i sin alminnelighet.

2.2.3 Metoder

Planteplanktonprøvene er opparbeidet etter standard Utermöhl-teknikk (jod-fiksering, sedimentering og telling i omvendt mikroskop). Taxa er identifisert så langt praktisk mulig innenfor de begrensninger som gis av fikseringsmetode og mikroskopisk oppløsning. I alt er det identifisert ca 600 forskjellige taxonomiske enheter, hvorav 464 taxa er bestemt til artsnivå. Alle forekomster er omregnet til biovolum. Til hver planteplanktonprøve er det også tatt prøver til vannkjemiske analyser: sentrale, eutrofieringsrelaterte parametre (klorofyll, total P, total N) og andre kjemiske makrokonstituenten (hovedioner, TOC, etc).

2.2.4 Resultater

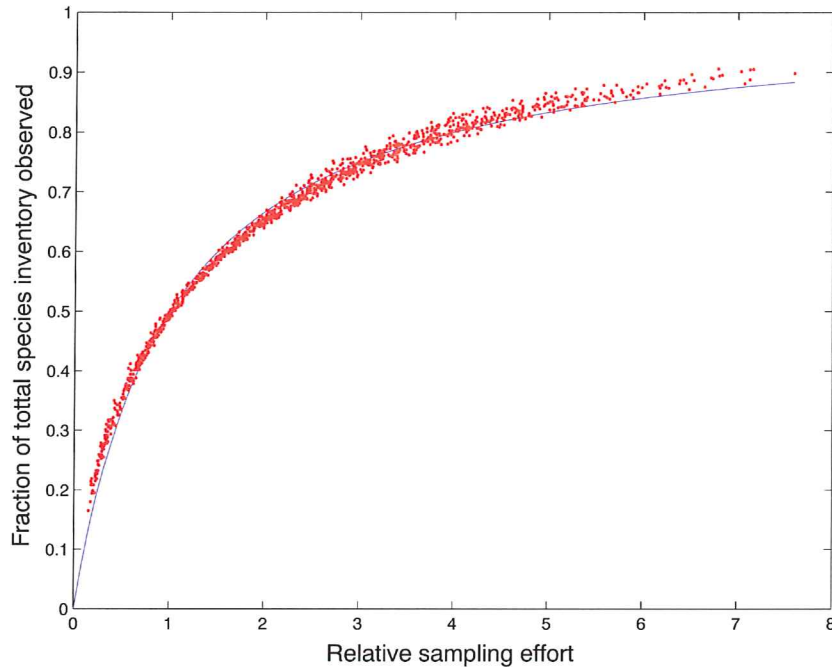
Det totale artsmangfoldet vil øke med observasjonsinnsatsen – jo lenger man leter desto mer finner man, selv om det går lenger og lenger mellom hver gang man finner noe nytt. For terrestriske systemer er det etter hvert vanlig å anta at antall arter funnet øker monotont med arealet man har undersøkt. Forskjeller i fysiske avgrensning og romlig homogeniteten gjør at dette ikke uten videre kan overføres til innsjøer. Hvis vi ser på det totale antallet taxa som er observert etter som man tar nye prøver fra en lokalitet, får man det som gjerne kalles en samlerkurve ("Collector's curve"). Detaljer i formen på en slik kurve vil være bestemt av hvilken rekkefølge prøvene er ordnet i. Siden det en nesten en halv milliard (12!) måter å ordne bare 12 prøver på, velger en å se samlerkurvene på et mindre utvalg av tilfeldige permutasjoner (feks 100). Middelveidien av et slikt sett av permutasjoner kalles gjerne en "Rarefaction curve". Fire eksempler på slike kurver er vist nedenfor.



Figur 1. Utvalgte "rarefaction"-kurver viser kumulativt antall arter mot kumulativt antall prøver for 4 innsjøer med forskjellig artsrikhet. Vertikale linjer indikerer variasjonsbredden for 100 tilfeldige permutasjoner av rekkefølgen av prøvene fra hver sjø, mens punktene representerer medianen av permutasjonene. Heltrukken rød linje er en modellkurve tilsvarende en rektangulær hyperbel.

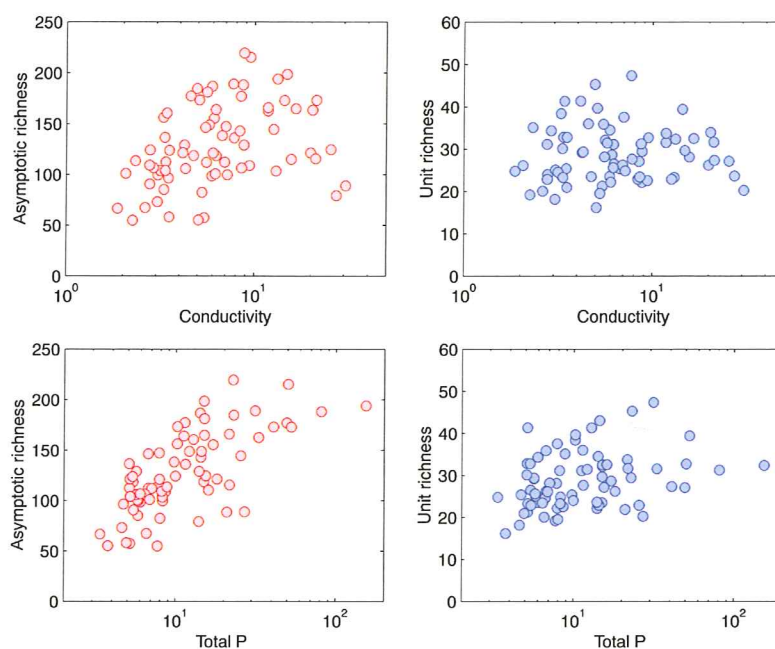
"Rarefaction"-kurver fra alle de 74 innsjøene som vi har 12 eller flere prøver fra viser alle det samme mønsteret, hvor kumulativt antall arter stiger med kumulativt antall prøver på en måte som minner om en rektangulær hyperbel (rød kurve tegnet inn i alle figurene). En slik hyperbel kan beskrives med to parametre, hvor den ene kan tolkes som det totale antall arter i lokaliteten, mens den andre kan uttrykke det gjennomsnittlige antall arter i en enkelt prøve.

Siden disse parametrene er separable på x- og y-aksene kan vi samle alle "rarefaction"-kurvene i et skalert aksestystem av relativ observasjonsinnsats og andel av det totale mangfoldet som er observert. Figuren nedenfor viser at den rektangulære hyperbelen (blå kurve) gir en relativt god beskrivelse av det generelle kurveforløpet.



Figur 2. Alle "rarefaction"-kurvene samlet i et felles aksestystem, hvor x-aksen er skalert med hensyn på forventet antall arter i en enkelt prøve fra en bestemt lokalitet (dvs. relativ prøvetakningsinnsats – "relative sampling effort") og y-aksen er skalert med hensyn på det asymptotiske totale artsantallet i lokaliteten (dvs. andel av totalt artsinventar – "fraction of total species inventory"). Heltrukken blå kurve er en modellkurve tilsvarende en rektangulær hyperbel.

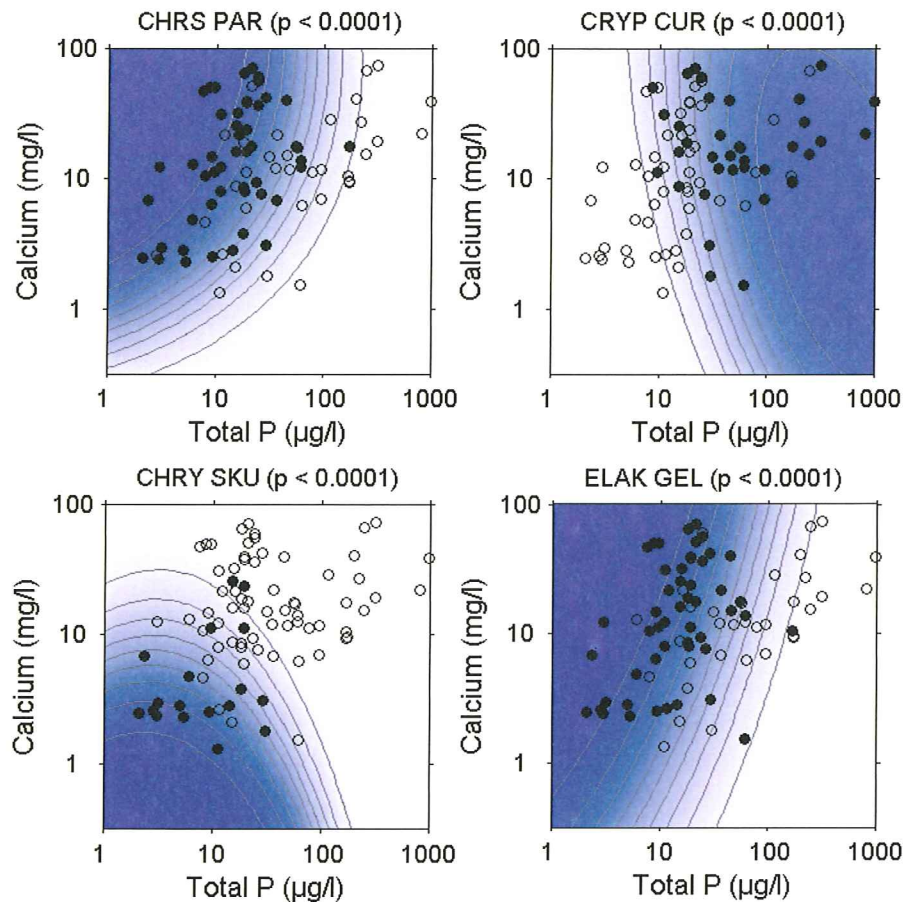
Som figuren indikerer, er den observerte artsrikdommen i en lokalitet bare 60-80% av det ekstrapolerte, totale biomangfoldet ut fra hyperbelmodellen. Hvis vi ser på hvordan modellparametrene varierer med innsjøtypen får vi følgende mønster (figuren nedenfor). Vi har her bare valgt å se på artsrikdom ut fra naturgrunnlag (berggrunn og løsmasser, slik det reflekteres i innsjøens ledningsevne) og menneskelig påvirkning (representert ved totalfosforkonsentrasjonen). Artsantallet i en enkeltprøve virker å være uavhengig av de to forklaringsvariablene; - uansett innsjøtype vil en vente å finne ca 20-40 taxa i en enkeltprøve.



Figur 3. Venstre side: asymptotisk totalt antall arter ("asymptotic richness"), estimert ved å tilpasse hver enkelt "rarefaction"-kurve til en rektangulær hyperbelmodell, plottet mot henholdsvis naturgrunnlag (uttrykt som spesifikk ledningsevne) og menneskelig påvirkning (uttrykt som totalfosfor). Høyre side: forventet antall arter i en enkelt prøve ("unit richness"), estimert ved å tilpasse hver enkelt "rarefaction"-kurve til en rektangulær hyperbelmodell, plottet mot henholdsvis naturgrunnlag (uttrykt som spesifikk ledningsevne) og menneskelig påvirkning (uttrykt som totalfosfor).

For den totale, asymptotiske artsrikdommen virker det som det er en tydelig effekt av menneskelig påvirkning, mens effekten av naturgrunnlaget er mye svakere. Paradoksalt nok ser den totale artsrikdommen ut til å stige monotont med graden av eutrofiering. Dette kan dels forklares med at selv om eutrofiering nok skaper sterkere dominansforhold og grad av monokultur, så skapes det også flere temporære nisjer ved at sammensetningen av planteplanktonsamfunnet skiftes ut raskere over tid.

Det samme datasettet vil kunne benyttes som grunnlag for utvikling av generelle framstillinger av avvik i forhold til forventet tilstand/naturtilstand. I eksempelet nedenfor har vi gjort bivariate, kvadratiske logistiske regresjoner på forekomst av enkeltarter i forhold til to viktige miljøvariable – kalsium og totalfosfor. Fylte (åpne) sirkler er enkeltlokaliteter med (uten) forekomst av en gitt art. Figurene viser mørkere blåtoner jo høyere sannsynlighet for forekomst og konturlinjer for hver 10% økning i sannsynlighet. Slik det framgår av figuren har *Chrysolycos skujai* (CHRY SKU) størst forekomst i oligotrofe kalkfattige sjøer, *Chrysochromulina parva* (CHRS PAR) og *Elakatothrix gelatinosa* (ELAK GEL) størst forekomst i oligotrofe kalkrike, og *Cryptomonas curvata* i eutrofe kalkrike innsjøer. Vi kan lage slike regresjonsmodeller for alle taxa og alle typer biodiversitetsdata. Vi er heller ikke begrenset til kun to forklaringsvariable slik som her, selv om tolkbarhet og formidbarhet gjerne er betydelig greiere enn for mer abstrakte, multivariate forklaringsvariable slik som prinsippkomponenter eller ordinasjonsakser.



Figur 4. Sannsynlighet for forekomst av 4 utvalgte planteplanktonarter som funksjon av kalsium- og totalfosforkonsentrasjon. Fylte punkter indikerer lokiteter hvor arten ble funnet, mens åpne punkter er der hvor den ikke ble funnet. Nivåkurver viser estimert sannsynlighet fra 0% til 100% i 10%-intervaller. Sannsynlighetsmodellen er basert på logistisk regresjon med en kvadratisk reponsflatemodell, hvor modellparametrene er beskranket til å gi en konvekse flate.

Prinsippet med å lage prediksjonsmodeller for forekomst av enkeltarter på dette viset er også grunnlaget for versjon III av RIVPACS, det britiske systemet for klassifikasjon av rennende vann ut fra bentske invertebrater. Ut fra enkeltartmodeller kan en prediktere det mest sannsynlige artsinventaret i en lokalitet med gitte verdier av forklaringsvariablene. Ved å sammenlikne dette med det artsinventaret som faktisk ble funnet, kan en lage seg kvantitative mål på avvik fra naturtilstand (dvs – forutsatt at forklaringsvariablene ikke influeres direkte av truselfaktorer sånn som for totalfosfor i eksempelet ovenfor). Et slikt avvik kan til og med uttrykkes presist matematisk/statistisk som en likelihood: dvs sannsynlighet for å finne det artsinventaret som faktisk ble funnet. Lav likelihood skulle da bety lav sannsynlighet for at avviket fra forventet artsinventar skyldes tilfeldigheter, og at det i stedet må skyldes en ytre påvirkningsfaktor.

Vi ser for oss at denne informasjonen kan formidles på en brukervennlig måte i en applikasjon hvor en ut fra en inntastet artsliste kan bla seg gjennom informasjon om artene i form av tekst, fotografier, skisser til utbredelseskart og sannsynlighetsmodeller av typen som vist ovenfor, og at det ut fra denne informasjonen beregnes en likelihood for det observerte artsinventaret og eventuelt gis en klassifikasjon ut fra denne igjen. Vi tenker at en i første omgang kan prøve å utvikle en prototype eller demo av slik applikasjon som en enkel

database (med sannsynlighetsmodeller, kart, bilder, etc) og en grafisk front som for såvidt godt kan være web-basert.

2.2.5 Diskusjon

Et velegnet klassifiseringssystem skal på en grei måte, ut fra analyseresultatene fra en hvilken som helst innsjølokalitet, gi et mål på tilstanden og avstand fra "natur"-tilstand. Dette forutsetter at en har en god definisjon av hva som er "natur"-tilstand med hensyn på planteplanktonmengde og sammensetning.

Klassifiseringssystemer basert på indekser som antall arter og diversitetsindekser kan bare gi et svært grovt og usikkert mål på utvikling fra "natur"-tilstand, men variasjonene er store. Vanskeligheten ligger i å sette opp det antall arter en forventer å ha under "natur"-tilstand, og hvilke arter dette skal være.

Antall arter viser seg erfaringsmessig å øke med økende avstand fra "natur"-tilstand når det gjelder eutrofiering (i hvert fall i den delen av trofigradienten vi finner i Norge). Det er gjerne slik at de arter en registrerer under "natur"-tilstand kun i liten grad forsvinner helt fra planteplanktonsamfunnet ved økende eutrofiering, samtidig som stadig nye arter kommer til i tillegg til "grunnvollen". Dette gjør at summen av arter øker med økende eutrofiering, men antallet varierer mye fra innsjøtype til innsjøtype. For å få et fullverdig klassifiseringssystem der en både kan definere "natur"-tilstand og avstand fra "natur"-tilstand, må en kvantifisere algemengdene med sammenlignbare størrelser. Dette gjøres med type 3 beregninger der en beregner algevolum totalt, for hver hovedgruppe og for hver art..

Ved å sammenstille resultatene for eksempel totalvolum for planteplankton fra et stort antall upåvirkete innsjøer, har en kommet frem til et mål på øvre grense for totalt planteplanktonvolum i slike innsjøer. Ved å beregne totalvolumet for en vilkårlig innsjø får en et mål på avstanden fra "natur"-tilstand enten direkte som differansen i totalvolum, eller ved å plassere resultatet innenfor ulike tilstandsklasser eller trofinivåer. Denne måten å klassifisere innsjøenes tilstand på er omfattende og benyttes idag i de større institusjonene der en har tilstrekkelig kvalifiserte personer og utstyr til analysearbeidet, men kan i liten grad brukes av andre.

Et enklere klassifiseringssystem er en artsliste over arter funnet (eller så mange en klarer å identifisere), med en indikatorverdi for hver art som hentes fra tabeller med verdier for ulike tilstandsklasser eller trofinivåer.. Ved å summere indikatorverdiene for hele listen innen hver tilstandsklasse eller hvert trofinivå, finner en frem til tilstandsklassen eller trofinivået for den aktuelle innsjøen, og avstanden fra "natur"-tilstand.

- For å få et fullt brukbart klassifiseringssystem basert på artenes indikatorverdi (ut fra erfaringsmodeller) kreves det minst et års arbeid.
- Det er gjort forsøk på å plukke ut referanselokaliteter med antatt "natur"-tilstand ut fra skjønn, men også ut fra data om planteplanktonvolum og artssammensetning.
- Ut fra sammenstillingen av analyseresultatene for referansesjøene får en et begrep om variasjonene i materialet, og også hva som er naturlige variasjoner.
- Det er behov for videre arbeid for å finne frem til de enkelte artenes indikatorverdier for ulike trofinivåer, slik at en får utviklet en mest mulig omfattende artsliste med verdier. Det er behov for å videreutviklet selve klassifiseringssystemet så det blir enkelt å bruke. Det kan også være aktuelt å prøve ut materialet på andre eksisterende klassifiseringssystemer.

2.3 Vannvegetasjon i innsjøer

2.3.1 Klassifiseringsystemer

Nedenfor omtales noen ulike systemer/metoder benyttet for å klassifisere vannvegetasjon i **innsjøer**. Sammenstillingen må ikke oppfattes som fullstendig. Vi har foreløpig **ikke** foretatt noen vurderinger av systemer i **elver**.

Inndeling av innsjøer i forhold til vegetasjonstyper

Klassifisering av innsjøer ut fra vannvegetasjon er en gammel tradisjon i Norden, og startet med Samuelsson (1925). Basert på innsjøer i Dalarna i Sverige, beskrev Samuelsson 4 hovedtyper av innsjøer; dysjøer, *Lobelia*-sjøer, lagune-sjøer og *Potamogeton*-sjøer, samt *Chara*-sjøer. Almquist (1929) og Cedercreutz (1947) klassifiserte innsjøer i henholdsvis Uppland og på Åland, og gjenfant hovedtypene beskrevet av Samuelsson. Også inndeling av de danske innsjøene er gjort i henhold til Samuelsson (Mathiesen 1980), mens en klassifisering av 135 innsjøer i Finland (Maristo 1941) resulterte i 12 ulike typer (7 karakteristisk for oligotrofe innsjøer og 5 for eutrofe innsjøer).

Basert på disse tidligere verkene, samt en mengde mer detaljert litteratur, har Påhlsson et al. (1994, 1998) foretatt en sammenstilling av nordiske vegetasjonstyper, herunder vannvegetasjon. Alle nordiske vannplanter er inkludert og i forhold til geografisk utbredelse (Samuelsson 1934, modifisert etter Lohammar 1938), total forekomst av artene innenfor hvert land, samt enkeltartenes forekomst i forhold til trofigradienten. I forbindelse med Natura 2000, nettverk av verneområder i EU og oppfølging av EUs habitatdirektiv og fugledirektiv, er det for EU beskrevet flere naturtyper for ferskvann, basert på CORINE (EEA 1994).

Inndeling etter livsformgrupper

Lundh (1951) og Jensen (1979) klassifiserte innsjøer i Skåne i ulike typer ut fra livsformgrupper; helofytt-, isoetide-, elodeide-, nymphaeide- og lemnide-typer, samt undertyper.

Limnologiske innsjøtyper

På bakgrunn av innsjøens trofigrad og vannets kjemiske egenskaper har f.eks. Ellenberg (1988) beskrevet vannvegetasjonen i eutrofe, oligotrofe og kalkfattige, oligotrofe og kalkrike, dystrofe, samt mesotrofe innsjøer (som også kan deles inn i kalkfattige og kalkrike).

Bruk av indikatorverdier ved vurdering av tilstand og endringer (se også Vedlegg 1)

Klassifisering av innsjøer ut fra vannplanter er benyttet i Storbritannia (Palmer et al. 1992). Her er det utviklet indikatorverdier for de fleste vannplantene (inkludert undervannsplanter, flytebladsplanter og flytere, samt kransalger), på bakgrunn av data fra mer enn 1000 innsjøer av ulike typer. Hver art er gitt en indikatorverdi basert på forekomst i oligotrofe, mesotrofe, eutrofe og dystrofe innsjøer. Ved å beregne middelverdien av alle indikatorverdiene for de artene som registreres i lokaliteten får man en indeksverdi som kan benyttes for å dokumentere tilstand og forandring i lokaliteten. Tilsvarende system er benyttet i Tyskland (Melzer 1988), men her har man ikke sett på endringer i hele artssammensetningen, men konsentrert seg om et utvalg viktige arter. I Sverige er det forslått å klassifisere tilstand og endringer i innsjøene ut fra artsantall og indikatortall, delvis basert på Palmer et al. (1992) (Andersson 1999) (se nærmere beskrivelse under).

I Danmark er stort sett alle innsjøer i mer eller mindre grad påvirket av en kulturbetinget næringstofftilførsel, og naturkvaliteten i danske innsjøer kan i de fleste tilfeller relateres til graden av eutrofiering (Nygaard et al. 1999). Siden vannplantenes dybdeutbredelse er avhengig av lysforholdene i vannet har man funnet en nær sammenheng mellom vegetasjonens dybdeutbredelse og midlere siktedyp sommerstid: $\text{Maxdybde} = -0.2 \text{ m} + 1.8 \cdot \text{siktedypet}$ (Jensen et al. 1996). I forbindelse med overvåking av innsjøer er det dessuten utviklet sammenhenger mellom dybdeforhold, siktedyp og dekning av vannplanter:

(1) $RPA=8.8+1.40*\text{siktedyp}-3.3*z$, hvor RPA er det relative plantedekkete areal (%) og z er vanndybde (for plantene) og (2) $RPV=RPA*\text{plantehøyde}/\text{vanndybde}$, hvor RPA er det relative plantefylte volum (Jensen et al. 1996). Disse sammenhengene gjelder først og fremst i grunne innsjøer eller grunne deler av innsjøer, og benyttes for å klassifisere innsjøene i 5 klasser (Jensen et al. 1998).

Ulike klassifikasjonssystemer finnes også i andre land, bl.a i Nederland (de Lange & van Zon 1983) og i forarbeidene til Vanddirektivet (Nixon et al. 1996) (begge forutsetter kvantitative data). Andre bidrag for å finne nøkkelarter og prøve å utvikle klassifikasjonssystem er gjort av f.eks. Heitto 1990 (Finland), Gacia m.fl. 1994 (Pyreneene), van Groenendael m.fl. 1993 (Irland) og Srivastava m.fl. 1995 (Nova Scotia).

Det er utviklet en rekke systemer for klassifisering av elver i forhold til vannvegetasjonen, bl.a. Haury et al. 2000, som har utarbeidet forslag til ny biologisk indeks for makrofytter i elver - I.B.R.M. (L'indice Biologique macrophytique en riviere).

$$I.B.R.M. = \frac{\sum_i E_i * K_i * C_{si}}{\sum_i E_i * K_i} \quad \begin{array}{l} C_{si} = \text{arts-score fra 0-20 basert på 211 taxa (sopp=0 og 20=Hygr), } \\ E_i = \text{øko-} \\ \text{logisk amplitude (1-3), (1=Font ant og 3=Pota col), } \\ K_i = \text{dekningskoeffisient} \\ \text{(1-5) (1:<0.1\%, 2: 0.1-<1\%, 3: 1-<10\%, 4: 10-<50\%, 5: >50\%)} \end{array}$$

Indeksen omfatter makrofytter i vid forstand (sopp og bakterier, blågrønnalger, begroingsalger, vannmoser og karplanter) (følger en gitt artsliste?). Indeksen kan fastsette trofisk nivå, men vurderer ikke endringer i forhold til referansesamfunn.

Norge

En beskrivelse av norske vegetasjonstyper, herunder vannvegetasjon, er gitt i Fremstad (1997). Typene er delvis basert på dominerende livsformer (jfr. Jensen 1979), og utformingen er skilt ut på grunnlag av næringsgrad eller andre økologiske gradienter.

Det er tidligere forsøkt tilpasninger til Samuelssons vegetasjonstyper (Braarud 1928, Reiersen 1942, Hauge 1957), men det vanligste de siste årene har vært å beskrive vannvegetasjonen i forhold til de ulike limnologiske typene (Rørslett 1991, Mjelde 1997). I Mjelde m.fl. 2000 og Aagaard & Bækken (2002) er vannvegetasjonen beskrevet for næringsrike innsjøer, næringsfattige innsjøer, kalkrike innsjøer, myrsjøer, samt innsjøer påvirket av forurening. Økland og Økland (1998) beskriver følgende innsjøtyper, bl.a med hensyn på vannvegetasjon: oligotrof innsjø, eutrof innsjø, myrvannsjø, kalksjø og bresjø. Denne inndeling benyttes også i forbindelse med kartlegging av biologisk mangfold i ferskvann (DN 2001). Bruk av multivariate analyser for å se på sammenhengen mellom arter og miljøfaktorer er benyttet flere steder; bl.a. Rørslett (1991), Mjelde (1997).

Beskrivelse av klassifikasjonssystemet utviklet i Sverige (Andersson 1999)

På grunn av den forholdsvise store likheten i natur, innsjøtyper og vannvegetasjon er det naturlig for oss å gå nærmere inn på de vurderinger og forslag til system laget i Sverige.

De viktigste styrende faktorene (longitude-latitude, innsjøareal, høyde over havet og næringsfaktorer) for sammensetning av plantesamfunnene, samt grenseverdier for de ulike klassene, ble bestemt vha. av PCA- og TWINSpan-analyser.

Artsantall (isoetider, elodeider og nymphaeider, ikke lemnider) benyttes for å vurdere tilstanden; 1) svært artsrik (> 18 arter), 2) artsrik (14-18 arter), 3) ganske artsrik (9-13 arter), 4) ganske artsfattig (5-8 arter) og 5) artsfattig (≤ 4 arter).

Både *indikatorverdier* for enkeltarter og beregningsmåte for indeks er hentet fra Storbritannia (Palmer et al. 1992). For arter som ikke er nevnt av Palmer et al. (1992) er indikatorverdien

gitt i forhold til trofiopplysninger i Pålsson 1994. Hver art kodes med verdier 1-10 i forhold til artens trofitylthørighet. Forklaring til trofigraderingen (DOME) er vist nedenfor.

D	1	m	6	D og d = dystrof
d	2	M	7	O og o = oligotrof
o	3	m	8	M og m = mesotrof
O	4	e	9	E og e = eutrof
o	5	E	10	

Karakteristiske verdier for artsantall og indikatortall for ulike kategoriene, i forhold til styrende faktorer som Nord- og Sør-Sverige, høyde over havet og innsjøareal er vist i tabell 1.

Tabell 1. Karakteristiske verdier for artsantall og indikatortall.

	Innsjøareal (km ²)	Nord-Sverige		Sør-Sverige	
		Artsantall	Indikatortall	Artsantall	Indikatortall
<60 moh.	<0.1	3 - 5	5.5	4 - 12	7.4
	0.1 - 0.99	9 - 14	6.5	11 - 16	8.1
	1 - 9.9	10 - 18	6.3	1 - 23	8.0
	> 10	17 - 21	6.5	17 - 25	8.0
60 - 199 moh.	<0.1	*		5 - 11	6.9
	0.1 - 0.99	5 - 13	6.3	10 - 17	7.0
	1 - 9.9	10 - 16	5.8	17 - 25	6.5
	> 10	13 - 20	6.3	> 17	6.6
>200 moh.	<0.1	*		*	
	0.1 - 0.99	4 - 11	6.3	8 - 16	7.2
	1 - 9.9	8 - 15	6.2	15 - 25	6.2
	> 10	13 - 17	5.9	*	

*: manglende data

Ved vurdering av avvik fra karakteristisk verdi benyttes følgende inndeling 1: ingen eller ubetydelig avvik (artsantall og indikatorverdi er lik karakteristisk verdi), 2: lite avvik (artsantall eller indikatorverdi avviker fra karakteristisk verdi), 3: tydelig avvik (artsantall og indikatortall avviker fra karakteristisk verdi), 4: sterkt avvik (artsantall og indikatorverdi avviker fra karakteristisk verdi, ett av målene avviker mye), 5: svært sterkt avvik (masseutvikling av 1-3 arter av elodeider/lemnider/helofytter).

2.3.2 Datagrunnlag

Vannplantene kan deles inn i grupper etter livsform: helofytter (semi-akvatiske arter med hoveddelen av fotosyntetiserende organer over vannflata det meste av tida og et velutviklet rotsystem), isoetider (kortsukksplanter), elodeider (langsukksplanter), nymphaeider (flytebladsplanter) og lemnider (flytere). Kransalgene er en homogen gruppe alger som finnes i ferskvann og brakkevann.

Vurderingene og klassifiseringen vil bli gjort på bakgrunn av isoetider, elodeider, nymphaeider og lemnider, samt kransalger. Disse gruppene er veldefinerte og inneholder mange arter som er gode indikatorer. Vannmosene inkluderes ikke da datamaterialet for disse er for mangelfullt. Heller ikke helofyttene inkluderes da denne gruppen er vanskelig å avgrense i forhold til terrestriske arter.

Vi har etablert et datasett som består av ca. 300 innsjøer, fordelt over hele landet, men med størst antall lokaliteter i Sørøst-Norge og Nord-Norge.

Lokalitetene er vidt fordelt i forhold til viktige gradienter som innsjøareal, trofigrad, kalsium og vegetasjonssoner. Følgende morfologiske og kjemiske data er inkludert: hoh, areal,

max.dyp, middeldyp, kond, totP, totN, Ca, TOC, farge, siktedyp. Datasettet er imidlertid ennå noe mangelfullt.

De botaniske registreringene er stort sett foretatt i perioden 1990-2002. Hver innsjø er besøkt én gang i løpet av juli-september. Registreringene er gjort fra båt ved hjelp av vannkikkert og kasterive. Artsregistreringer og kvantifisering av vannvegetasjonen er gjort etter en semi-kvantitativ skala, hvor 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerende. Registreringene er foretatt etter ei på forhånd oppsatt liste over vannplanter i Norge (se Mjelde m.fl. 2000).

Datasettet inkluderer de fleste norske fordelt på kortsukksarter (isoetider), langskuddsarter (elodeider), flytebladsplanter (nymphaeider), flytere (lemnider), samt kransalger.

2.3.3 Metoder

En av metodene vi har benyttet for å relatere artsutbredelse til miljøforhold er kanonisk korrespondanse-analyse (CCA), som er en metode for direkte gradient-analyse (Ter Braak & Prentice 1988). Resultatene av en CCA kan framstilles i et ordinasjons-diagram (bi-plot) som viser hovedmønsteret i artsforekomstene i relasjon til miljøvariablene. Miljøvariablene angis som piler, og lengden av disse angir hvor godt de er korrelert med ordinasjons-aksene og hvor viktige de er i analysen. Miljøvariabler som er nært korrelert med hverandre peker i omlag samme retning, mens ukorrelerte variabler står loddrett på hverandre. Artenes framstilles med punkter i ordinasjons-diagrammet. Artenes plassering i forhold til miljøvariablene angir hvilke miljøfaktorer de er assosiert til, og korresponderer til deres omtrentlige optimum.

Ved hjelp av bivariate, kvadratiske logistiske regresjoner på forekomst av enkeltarter i forhold til de to viktige miljøvariablene, kalsium og totalfosfor, kan vi lettere vurdere det mest sannsynlige artsinventaret i en lokalitet med gitte verdier av forklaringsvariable. Forekomst/ikke forekomst av den enkelte art er gitt som fylte/åpne sirkler. Mørkere blåtoner angir høyere sannsynlighet for forekomst mens konturlinjene angir 10% økning i sannsynlighet.

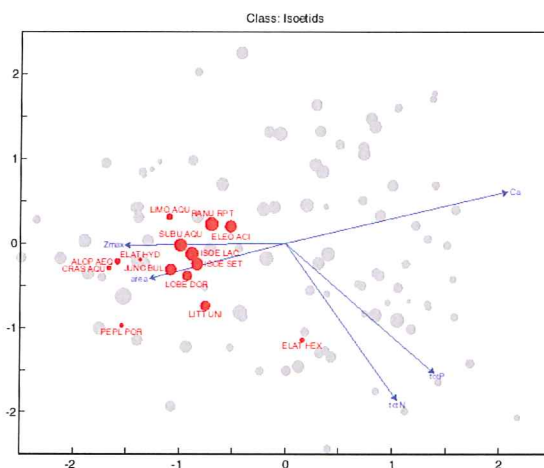
2.3.4 Resultater

Eksempler på analyse av datamaterialet i forhold til ulike miljøvariable

Alle eksemplene nedenfor stammer fra et datasett på ca. 100 innsjøer, men senere analyser vil bli foretatt på et større datasett (ca. 300 innsjøer).

Ut fra CCA-analyse av vegetasjonssammensetningen, inkludert de semi-kvantitative scorene, framkommer det tre hovedgradienter i materialet, *næringsgradienten* (totP, totN), *karbonkilde-gradienten* (Ca) og *lokalitetens størrelse* (area, Zmax). Dette er gradienter som også tidligere er regnet som de viktigste (bl.a. Hutchinson 1975, Rørslett 1991, Mjelde 1997).

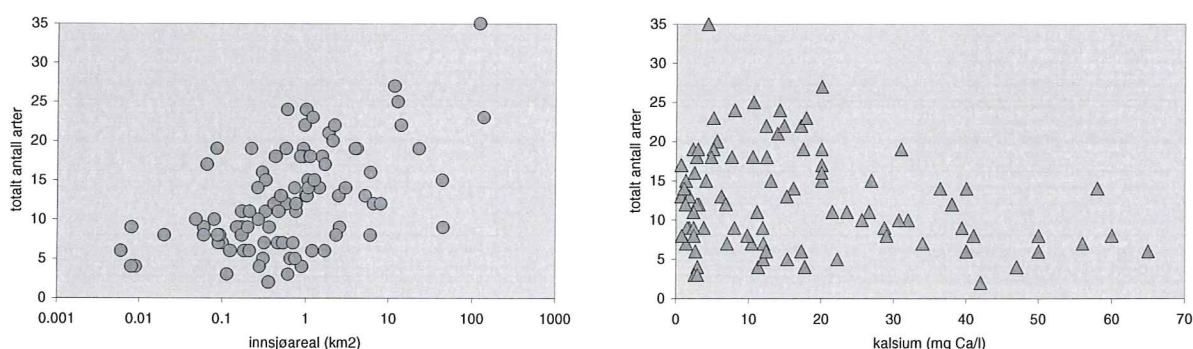
I Figur 5 er fordeling av isoetider brukt for å illustrere forekomst i forhold til hovedgradientene. Isoetidene har sin hovedutbredelse i oligotrofe, kalkfattige innsjøer. Enkelte arter, f.eks. *Littorella uniflora*, *Elatine hexandra* og *Peplis portula* forekommer imidlertid også eller helst i noe mer næringsrike innsjøer.



Figur 5. Fordeling av isoetider i forhold til de tre viktigste gradientene i materialet.

Innsjøareal framkom som en av de viktigste bestemmende faktorene for variasjoner i artsantall (Figur 5), i tråd med hva Rørslett (1991) fant for over 600 nordiske innsjøer. Imidlertid var det store variasjoner i innsjøareal for de innsjøene han undersøkte; fra 7×10^{-4} til 4380 km². Også i det foreliggende materialet er det forholdsvis store variasjoner i innsjøareal; fra 0.06 til 137 km² og de få store innsjøene i materialet får sannsynligvis en uforholdsmessig stor betydning for sammenhengen (Mjelde 1997, Mjelde m.fl. (upubl.). Tidligere vurderinger antyder at det for innsjøer mellom 0.1 og (2)3 km² er liten variasjon med innsjøareal (Mjelde 1997, Mjelde m.fl., under utarb.).

Kalsiumgradienten er den viktigste gradienten i materialet (Figur 6), det stemmer godt overens med tidligere undersøkelser, både nordiske og andre data (bl.a. Rørslett 1991, Srivastava et al. 1995, Mjelde 1997, Mjelde m.fl.). Gradienten gjenspeiler først og fremst de ulike artenes og livsformgruppenes krav eller mulighet til karbon-kilde. Artsantallet er størst ved midlere innhold av kalsium (ca. 8-20 mg/l), dvs. hvor både HCO₃⁻ og CO₂-brukere er tilstede. Lavt artsantall generelt i svært kalkrike innsjøer kan skyldes fosforbegrensning. Kalsiumkarbonat i vannet kan felle eller binde fosfor slik at dette blir utilgjengelig for plantene (Forsberg 1965). Kalkutfellinger på bladene kan også være problematisk for enkelte planter. Dessuten er substratet i de kalkrike innsjøene ofte dominert av løs kalkmergel eller kalkgrytje, som er lite egnet for de fleste karplanter. Se forøvrig diskusjon i Mjelde 1997 og Mjelde m.fl. (under utarb.).

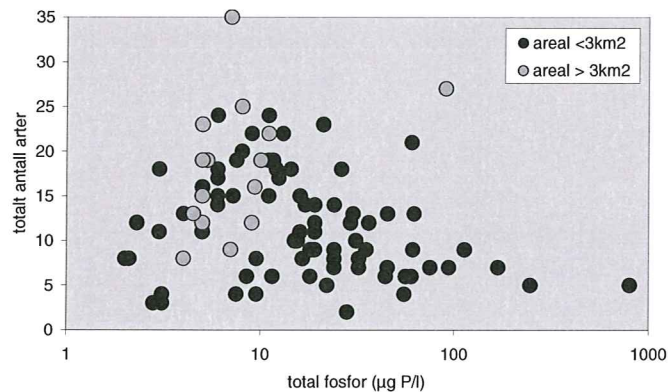


Figur 6. Sammenhengen mellom totalt antall arter og innsjøareal (til venstre) og mellom totalt antall arter og kalsium (til høyre).

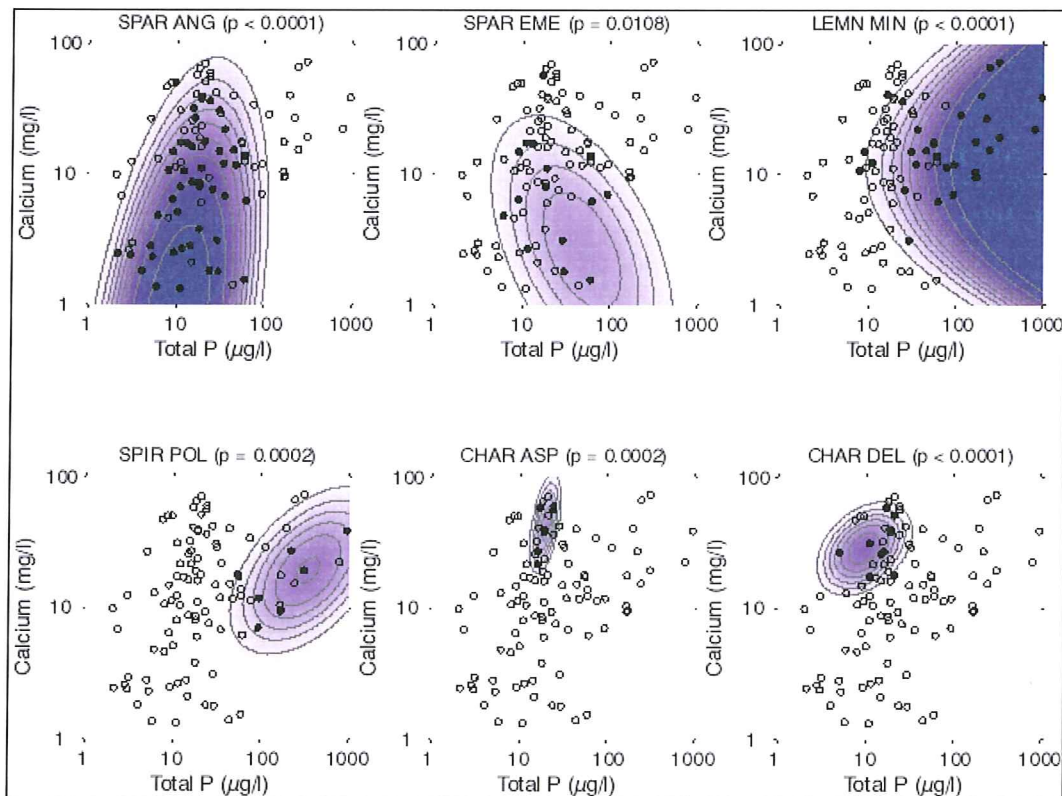
Variasjoner i artsantall (karplanter og kransalger) langs trofiskalaen for hele materialet gir et forholdsvis komplisert bilde. Diversiteten er imidlertid størst i svakt mesotroft vann, 10-15 µg

P/l, og reduseres med økende eutrofiering slik at artsantallet anslagsvis er det samme ved ca. 100 $\mu\text{g P/l}$ som ved 2-3 $\mu\text{g P/l}$ (Figur 7). Hvorvidt vannvegetasjonen overlever ved ytterligere eutrofiering ($> 50 \mu\text{g P/l}$) er avhengig av flere faktorer, bl.a. vannvegetasjonens artssammensetning og plantenes ulike evner til å overleve forverrede miljøforhold, sammensetning av planteplankton, tilgroing med helofytter og innsjøens morfologi (se Mjelde m.fl. upubl.).

I Figur 8 har vi sett på enkeltarters fordeling i forhold til kalsium og fosfor. Fylte sirkler er enkeltlokaliteter med forekomst av en gitt art, mens åpne sirkler er lokaliteter uten forekomst av arten. Som det framgår av figuren har f.eks. flyteren *Lemna minor* (LEMN MIN) størst forekomst i eutrofe innsjøer, mens kranslager *Chara delicatula* (CHAR DEL) har størst forekomst i oligo-svakt mesotrofe, kalkrike innsjøer.



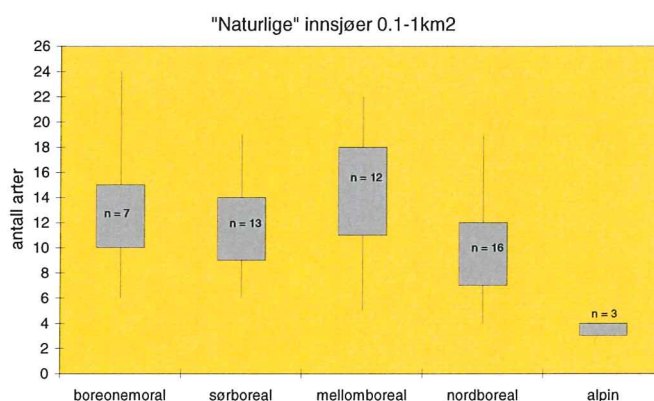
Figur 7. Endringer i artsantall langs trofiskalaen. Innsjøer med areal $> 3\text{km}^2$ er markert.



Figur 8. Eksempler på enkeltarters fordeling i forhold til de viktige miljøvariablene kalsium og fosfor.

En annen viktig faktor for forekomst av makrovegetasjon er klima. Klimadata er ikke inkludert i datasettet på 100 innsjøer, men foreløpige undersøkelser inkludert innsjøer fra ulike vegetasjonssoner viser en nedgang i artsantallet først og fremst mellom nordboreal og alpine soner (se Figur 9, Mjelde, upubl.).

Vegetasjonssoner (se Moen 1998), evt. naturgeografiske regioner (Nordiska Minsiterrådet 1984), vil sannsynligvis være dekkende for klimaeffekter, istedenfor faktorer som januar-temperatur, julitemperatur, antall soltimer, vegetasjonsperiodens lengde, nedbør, evt. høyde over havet.



Figur 9. Klimagradienten. Total antall arter i innsjøer innenfor ulike vegetasjonssoner.

Foreløpige vurderinger viser at variasjoner i artsantall først og fremst går mellom alpine soner (over eller nord for tregrensa) og de øvrige sonene.

2.3.5. Diskusjon

Vurdering av ulike parametre/systemer brukt i andre land

De tradisjonelle klassifikasjonssystemene med utskillelse av ulike innsjøtyper (Samuelsson 1925), kan alene ikke utgjøre grunnlag for et klassifikasjonssystem med vurdering av tilstand og grad av påvirkning. Sammenstillingene i Pålsson et al. (1998) og Fremstad (1997), med geografisk utbredelse og trofinivå for enkeltarter vil, sammen med nyere erfaringer, være nyttig for utvikling av indikatorverdier for enkeltarter.

Bruk av artsantall for vurdering av tilstand ble valgt i Sverige, dels pga at gode kvantitative data manglet, dels pga at tidligere undersøkelser har vist at kvantitative data kan virke forstyrrende i klassifiseringen (Haury m.fl. 1996). Også for det norske materialet har bruk av artsantall i forhold til trofinivå vist seg hensiktsmessig (kap.2.3.4), se også Rørslett (1991), Mjelde (19997). På bakgrunn av våre foreløpige analyser av materialet er det naturlig å vurdere det norske materialet i forhold til kalkgradient og klima (f.eks. vegetasjonssoner), i tillegg til innsjøstørrelse.

Organisk innhold i innsjøene er åpenbart viktig (jfr. typologi-prosjektet), først og fremst som indikasjon på ugunstig substrat (torv) i littoralsona, samt dårlige lysforhold. Organisk materiale er ikke inkludert i våre foreløpige analyser.

Endringer i siktedypet (f.eks. Canfield et al. 1985, Jensen et al. 1998) kan også i Norge gi gode indikasjoner på endringer i nedre grense for de ulike livsformgruppene (Mjelde, upubl.). Nedre grense for vegetasjonen varierer med livsform; bl.a. går kransalger dypere enn isoetider

og elodeider (f.eks. Middelboe & Markager 1997). Grensa varierer også med breddegrad, med redusert dybdeutbredelse jo lenger nord man kommer (Duarte & Kalff 1987, Mjelde, unpubl.).

Mangler og videre arbeid

Datasettet er mangelfullt, vi mangler kjemiske data for flere lokaliteter. Det kan være aktuelt å foreta en supplerende feltinnsamling av vannprøver. Denne kan koordineres med andre organismegrupper og typologi-prosjektet.

Basert på datasettet for ca. 300 innsjøer har vi intensjoner om å utvikle utkast til klassifikasjonssystem, samt indikatorverdier for de fleste norske arter, tilsvarende det svenske systemet (Andersson 1999). Det vil være aktuelt å prøve ut systemet dels på innsjøer med tidsserier (f.eks. Østensjøvatn), dels på nye registreringer i andre innsjøer.

For elver er det hverken foretatt vurderinger av endringer i forhold til økologiske forhold eller beskrivelse av referansetilstand.

2.4 Benthiske invertebrater

Bunndyrdata fra ferskvann har vært brukt i lange tider i overvåkingssammenheng. Liebmann (1962) henviser til Kolenati (1848) og Cohn (1853) som begge observerer at organismer fra rent vann skiller seg fra organismer fra forurenset vann. Siden den gang er det utviklet en lang rekke metoder.

Det er utarbeidet mye litteratur om arters og grupperes evne til å beskrive ulike påvirkningers størrelse og utstrekning i resipienten (se Hynes 1960, Hart & Fuller 1974, Rosenberg & Resh 1984, Økland 1983, Hellawell 1986, Wrigth et al. 2000).

2.4.1. Klassifiseringssystemer

Erfarne biologer kan intuitivt vurdere økologisk status ved å vurdere artslistene. Men for å få en stor datamengde sammenfattet og presentert på en lettfattelig måte, og samtidig tilstrebe objektive vurderingssystemer, er det utviklet mange typer av **indekser** (for oversikt se Washington 1984, Hellawell 1986). Indeksene kan videre anvendes i klassifikasjonssystemer. Særlig det siste ti-året, er det i økende grad tatt i bruk multivariate metoder for analysere ulike miljøfaktors innvirkning på bunndyrssamfunn.

Følgende datagrunnlag og analysemetoder er vanlige:

Basisdata

Dette innbefatter totalt antall individer, totalt antall arter/grupper, abundansen til gitte grupper. Basisdata er utgangspunktet for enhver analyse. Det imidlertid avgjørende at metodene er sammenlignbare, både når det gjelder innsamlingmetodikk, tidspunkt og optelling av materialet.

Diversitetsindekser

Disse indeksene er et uttrykk for samfunnsstrukturen. Endringer i samfunnet, uansett årsak, vil gi endringer i indeksverdiene. Det er utviklet mange diversitetsindekser, fra enkle til mer kompliserte. De er basert på data som artsantall og abundans. EPT er av de enkleste, og teller opp antall arter av døgnbluer, steinfluer og vårfluer. Mens f.eks. Shannon-Wiener-diversitetsindeks tar hensyn til antall arter og relativ abundans. Indeksene sier ikke noe om hvorfor endringer har skjedd eller hva slags stressfaktor som har påvirket samfunnet. To helt ulike samfunn kan få samme diversitetsindeks dersom de har samme abundans og/eller samme artsfordeling (ulike arter!).

Komparative indekser

Disse indeksene måler likheten/ulikheten mellom to eller flere populasjoner eller samfunn. Her finnes også mange indekser. De baserer seg på artsantall, enkelte krever også abundanse-data. Ved å bruke disse indeksene kan man sammenligne to og to stasjoner/prøver på ett tidspunkt eller samme stasjon ved to tidspunkt, eller sammenligne flere stasjoner/prøver mot hverandre satt opp i en matrise. Man kan f.eks. undersøke likheten mellom to eller flere samfunn der noen er utsatt for forurensninger, andre ikke. Det kan være ovenfor og nedenfor et utslipp eller før og etter et utslipp. En ofte brukt komparativ indeks er Sørensens similaritetsindeks.

Forurensningsindekser

Disse indeksene baserer seg på den observasjonen at rentvannsfaunaen forsvinner i takt med økende forurensning, mens tolerante arter/grupper overtar. Mange indekser er utviklet. Da forskjellige land har forskjellige naturforhold, fauna og forurensningsproblemer, har det vært en del tilpasninger av indekstyper til de enkelte lands behov. Indeksene er i hovedsak tiltenkt brukt ved organiske forurensninger, men kan også fungere ved en mer sammensatt "generell forurensning". Forsuringsindekser, utviklet både i Norge og Sverige, er en forurensningsindeks spesialkonstruert for surt vann.

Tre av de mest brukte typene av forurensningsindekser:

1. Saprobic Index

Det første forsøket på å klassifisere vannlevende organismer som indikatorer på vannkvalitet ble gjort av Cohn (1870)(Sládecek 1973). Senere utviklet Kolkowitz & Marsson (1908) et system som koblet sammensetningen organismer i vannet med graden av forurensning. Det er senere utviklet mange varianter av saprobiesystemet. Sládecek (1973) gir en god innføring og oversikt, samt gir nye innspill og en syntese av tidligere arbeider. Klassifisering etter saprobiesystemet bygger i prinsippet på samme grunnlag som øvrige systemer; bunndyrs (og andre vannlevende organismers) ulike toleranse til forurensninger.

2. Biotic Index System Trent Biotic Index (Woodiwiss 1960) og indekser avledet fra denne.

Forekomst av bunndyr karakteriserer lokaliteten i forhold til forurensning med én verdi. Indeksverdiene kan henviser direkte en forurensningsklasse. Metoden er enkel; den krever bare kvalitative prøver (sparkeprøver) og liten grad av taksonomisk ekspertise.

3. Biotic Score System

Chandlers Score Index (Chandler 1970) og indekser avledet fra denne.

Chandler utviklet en ny indeks med et "score-system". Faunaen blir i stor grad artsbestemt og inndelt i abundansnivåer. Ut fra en tabell gis artene en tallverdi (score). Tabellen er en rangering av bunndyr etter deres toleranse overfor forurensning.

Idéen om å gi arter/grupper en tallverdi i forhold til deres toleranse er videreutviklet og forenklet. BMWP (1978) (Biological Monitoring Working Party) foreslo et system for Storbritannia. Bunndyrene bestemmes til familier. Familiene rangeres etter deres toleranse overfor forurensninger.

BMWP finnes i en del varianter. Forskjellen mellom dem er stort sett rangeringen av familiene i forhold til forurensningen.

ASPT (average score per taxon) er sum BMWP delt på antall anvendte taxa.

Både for BMWP og ASPT er det utviklet klassifiseringssystemer for å karakterisere referansetilstand og forurensninger.

Forsuringsindekser utviklet i Norge baserer seg også på et score system. Indikatorarter får en

verdi etter deres toleranse mot forsurening (Raddum og Fjellheim 1984, Fjellheim og Raddum 1990, Bækken og Aanes 1990, Bækken og Kjellberg 1999). Indeksverdiene er knyttet opp til forsureningsklasser eller surhetsklasser.

Multivariate metoder

Det foreligger en lang rekke statistiske metoder og analyseteknikker. Blant disse er klassifikasjonsteknikker som hierarkisk klustering. TWINSPAN (two-way indicator species analysis) ble utviklet av Hill (Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980), og er anvendt i mange sammenhenger, bl.a. i RIVPACS (se nedenfor). Gradientanalyser er i stor grad tatt i bruk. Vanlige er ordinasjonsteknikker som PCA (principal component analysis), DCA (detrended component analysis) og CCA (canonical correspondance analysis)

RIVPACS (River InVertebrate Prediction and Classification System) er en måte å vurdere bunndyrsamfunn i elver på som ble utviklet i U.K. på 80 tallet (Armitage et al 1983, Wright et al. 2000). Systemet har vært i stadig utvikling siden den gang, og er mye brukt. Det er et rammeverk for å vurdere økologisk kvalitet i elver ved hjelp av bunndyr. Det skjer ved å sammenligne et bunndyrsamfunn på et sted med et predikert bunndyrsamfunn som forventes å være på dette stedet under fravær av menneskelig påvirkning. Systemet kan gi estimater på en forventet sannsynlighet for å påtreffe hvert taxon (familie, art) og forventet abundans for disse på en gitt lokalitet. Ofte anvendes systemet sammen med indeksene BMWP og ASPT. I tillegg brukes forholdet mellom observert (O) og forventet (E) som et mål for avvik. RIVPACS O/E har vært brukt i den britiske nasjonale overvåkingen av økologisk kvalitet i elver siden 1990.

Klassifisering av økologisk status

I Norge er det utviklet klassifiseringssystemer for å karakterisere virkning av forsurening. Raddum & Fjellheim 1984 har utviklet et system som først og fremst er beregnet brukt i tynne vannkvaliteter på sør og vestlandet. Bækken og Kjellbergs system (Bækken et. al. 1999, Bækken & Kjellberg 1999) er beregnet på humusrike bekker og elver i Østlandsområdet. Også SFT håndbok for vurdering av miljøkvalitet inneholder biologiske vurderingssystemer for forsurening (Andersen et al. 1997). Alle systemene baserer seg på dyrenes ulike toleranse overfor surt vann. Bækken/Kjellbergs system tar hensyn til en referansesituasjon for å kunne vurdere om påvist bunndyrsamfunn avviker fra forventet.

Ulike indekser har vært benyttet ved bunndyrundersøkelser i Norge. Det er imidlertid ikke gjort forsøk på å klassifisere indeksverdier eller andre typer av bunndyrinformasjon etter økologisk status (unntatt forsurening). I de tilfellene økologisk status er brukt som begrep er dette anvendt etter en generell vurdering av bunndyrsamfunnet.

Et vurderingssystem med klassifiseringer er imidlertid utført i andre land. Blant disse er Sverige som nylig har klassifisert flere indekser i henhold til ulike regioner, forventet referansetilstand og påvirkningsgrad. Det hele hviler imidlertid på at referansen er godt kjent for den aktuelle regionen, og at den lokale variasjonen er redusert til et minimum.

Et klassifiseringssystem for bunndyrsamfunn må baseres på et definert system for hva som er referansesituasjonen for det samme bunndyrsamfunnet. En slik referansesituasjon vil variere med en del naturlige faktorer. Det vil variere bl.a. utfra økoregioner basert på bl.a. utbredelseshistoriske forhold, klimatiske, geokjemiske og hydrologiske forhold. Noe av den regionale variasjonen i bunndyrsamfunn kan forventes å variere med disse faktorene, og derfor også til dels forklares (og predikeres) ut fra disse. Det vil imidlertid være en stor grad av variasjon igjen som kan forklares fra regionalt eller lokalt betingede faktorer. Type bunnssubstrat er en viktig strukturerende faktor for bunndyrsamfunn i elver. Derfor har bunndyr herfra stort sett blitt tatt fra strykpartier. Selv om dette, metodisk, har vært en god strategi for å bidra til å redusere variasjon i bunndyrmaterialet, medfører det at lange elve og

bekkestrekninger i store deler av landet ikke blir vurdert etter gode bunndyrkriterier. Det må derfor være en viktig oppgave å tilpasse bunndyrkriterier til denne type elvehabitater.

2.4.2 Datagrunnlag

Data som er bearbeidet videre er utvalgte utdrag fra NIVAs database for bunndyr i ferskvann. Utvalgene er gjort for hvert fylke. Egne utdrag fra Mjøselvene er gjort med henblikk på 1) vurdere referanselokaliteter mot potensielt påvirkede lokaliteter 2) for å demonstrere forskjeller grunnet typologisk ulike områder (bunnsstrat i elver/bekker).

2.4.3 Metoder

- 1) Totalt datamateriale. Frekvensfordeling av EPT-arter i utvalgte fylker.
- 2) Artslister på EPT-arter fra innløpselver til Mjøsa er bearbeidet statistisk med multivariate metoder.
- 3) Et utvalg av vanlig brukte indekser (Shannon –Wiener, BMWP, ASPT, EPT) er anvendt på materialet fra Mjøselvene, og testet mot hverandre.
- 4) Artslister på EPT-gruppene samt enkelte tilleggsgrupper fra de østlige delene av Hedmark er anvendt på klassifiseringssystemet for surt vann.

2.4.4 Resultater

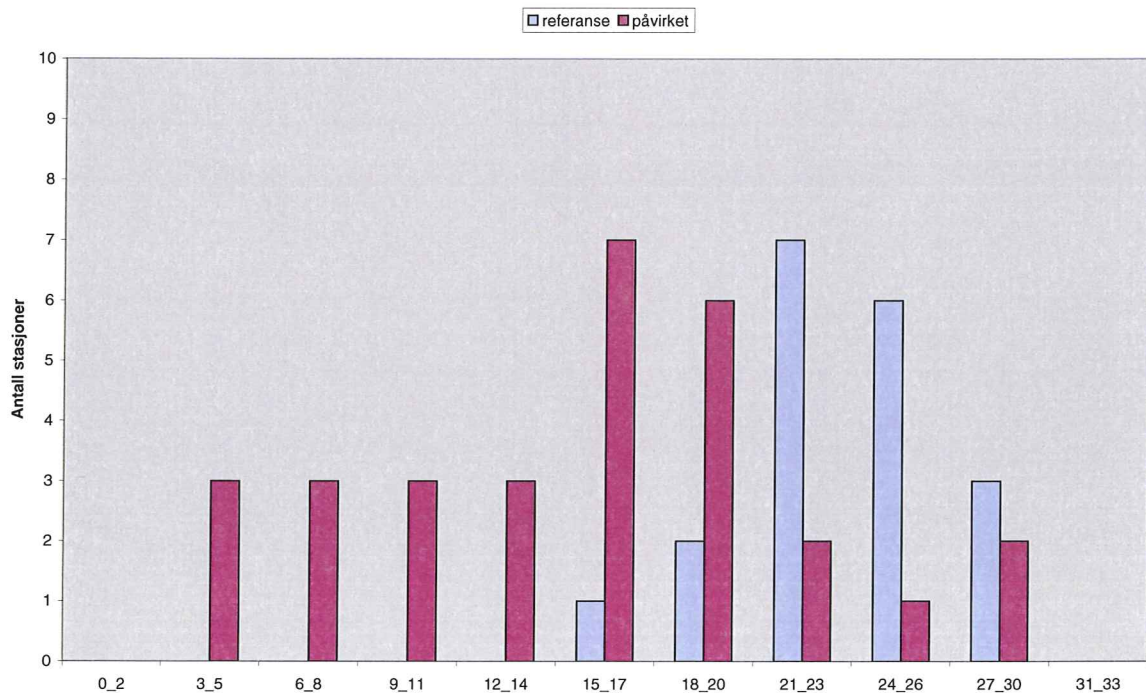
Datagrunnlaget i dagens database viser stor skjevhet i fordelingen av materiale mellom de ulike delene av landet. Det sentrale Østlandsområdet med Hedmark og Oppland fylker er klart best representert. Østfold er nesten fraværende. Trøndelagsfylkene og Nordland har lite til middels stort materiale, men preges av at undersøkelsene er fra påvirkede områder. Vestlandet og Sørlandet har noe tilsvarende stort materiale, delvis basert på eksterne data. Typisk for disse er et lavere artsantall enn de andre delene av landet (unntatt Nordland som har sterkt påvirkede lokaliteter).

Referansetilstand

Et biologisk referansesamfunn, definert som et samfunn som naturlig ville finnes på en lokalitet uten påvirkning av menneskelig aktiviteter, vil prinsipielt variere med hvilke regioner en befinner seg i, da artssammensetningen i elvene i utgangspunktet vil avhenge av geografisk utbredelse og en lokal/regional miljøbetinget utbredelse. En klarlegging av referansesituasjonen er derfor en viktig forutsetning for utvikling av vurderingssystemer ved implementeringen av EU's vanddirektiv. For norske forhold er dette foreløpig bare gjort for vurderingssystemet for bunndyr og forsuring i østnorske humuselver (Bækken og Kjellberg 1999).

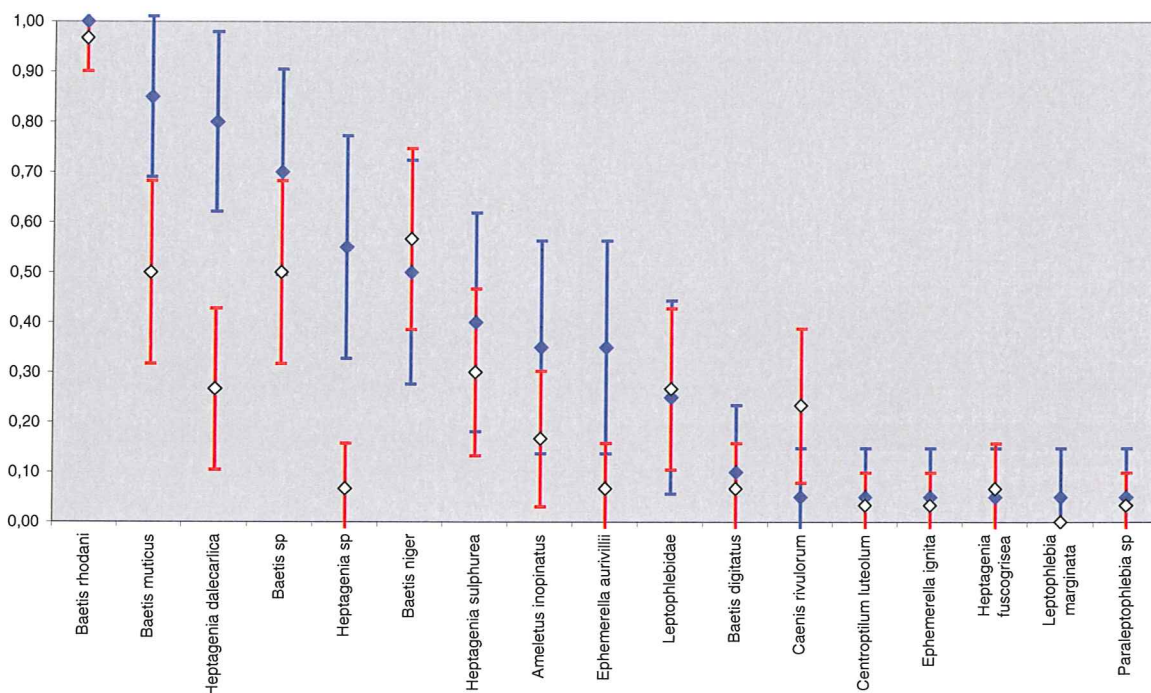
Klassifikasjon av referansestasjoner er foretatt på bakgrunn av analysene av arealstatistikk (GIS), fysiske forhold, kjemiske forhold og substratforhold i delnedbørfeltene eller ved stasjonene. Hver stasjon mottar avrenning fra et eget delnedbørfelt. Delnedbørfeltenes befolkningstetthet, andel dyrket areal eller forekomst av andre kjente viktige forurensningskilder er lagt vekt på ved kriteriene som er anvendt for å skille ut lokale referansestasjoner.

Fordelingen av EPT- arter viste at referansematerialet lå i den øvre delen av totalmaterialet (Figur 11). Samlet varierte EPT verdiene fra intervallgruppe 15-17 til og med intervallgruppe 27-30 med flest stasjoner med EPT-verdier mellom 21 og 26. Det var imidlertid mange stasjoner utenom referansestasjonene som også lå i gruppene med like høye EPT verdier.



Figur 11. Referansestasjoner (20) og potensielt påvirkede stasjoner (30) fordelt etter antall EPT-arter.

Prediksjon av sammensetningen av bunndyrsamfunn i referanselokaliteter, eller sannsynligheten for å finne en art på en referanselokalitet i Mjøselvene, ble basert på observasjon av EPT arter. Alle EPT arter ble ikke funnet like ofte på alle stasjoner i Mjøselvene. Dette kan brukes til å predikere sannsynligheten for å finne ulike arter på henholdsvis referanselokaliteter og påvirkede lokaliteter. I Mjøselvene ble f.eks. *Baetis rhodani* funnet i 100% av referanselokalitetene. Den forventes derved å finnes i 100% av lokalitetene (\pm usikkerhet). Den var fraværende på en forsuret lokalitet. *Baetis rhodani* er en viktig indikatorart for vurdering av forsurening eller surt vann.



Figur 12. Frekvens forkomst med 95% konfidensintervall for døgnfluearter i referanselokalteter (20) (blå, fylt diamant) og potensielt påvirkede lokaliteter (30) (rød, åpen diamant) i Mjøselvene.

Påvirkningsgrad kan sees på som differansen mellom referansesituasjonen og potensielt påvirkede. Det er ikke forsøkt å fastsette kriteriergrensene for biologisk mangfold i forhold til referansesituasjoner eller for gradering av påvirkninger.

Samfunnsstruktur

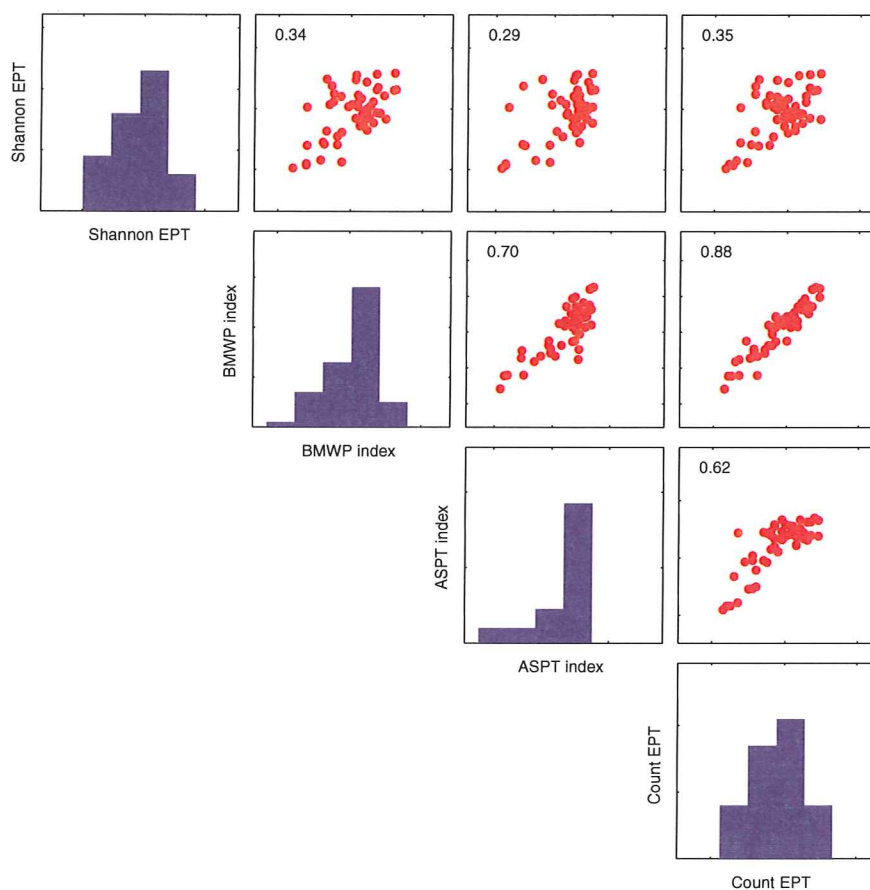
Ulike indekser kan anvendes til å beskrive det biologiske mangfoldet og økologisk status. En enkel måte for elver og bekker er å angi antall arter EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera). Andre måter å angi mangfold på er som diversitetsindekser som f.eks. Shannon-Weaver indeks (Shannon 1948), eller forurensningsindekser som sier noe om observert sammensetning av bunndyrsamfunnet er i henhold til naturlig lite påvirkede lokaliteter eller om den er påvirket av forurensninger. Påvirkningene kan være forurensning eller organisk forurensning, og indekser som angir virkningen av forurensningene i bunndyrsamfunnet. De fleste indeksene har ikke eksplisitt angitt forholdet mellom forventet naturgitt tilstand og observert tilstand i bunndyrsamfunnet. Det antas en generelt gjeldende referansesituasjon, eller en lokal referansesituasjon kan etableres i hvert tilfelle.

To enkle og vanlige forurensningsindekser for bunndyr er BMWP (Biological Monitoring Working Party), og den herav avledete ASPT (Average Score Per Taxon)(Armitage et al. 1983). Disse indeksene baserer seg på bunndyrs toleranse overfor forurensninger, særlig med tanke på organiske forurensninger, men de er også anvendbare på situasjoner med en blanding av mange forurensninger. De er ikke anvendbare på forurensning. Indeksene er enkle å anvende taksonomisk, da de bruker familier som taksonomisk nivå.

Bruk av antall EPT- arter viste betydelige forskjeller mellom de ulike stasjonene og til dels mellom elvene. Beregninger av BMWP og ASPT viste mye av det samme mønsteret som for

EPT. Analyse av bunndyrmaterialet ved bruk av Shannon Weavers diversitetsindeks ga et noe avvikende resultat fra de to andre metodene (Figur 13).

En korrelasjonsanalyse mellom disse metodene viste at EPT, ASPT og BMWP for dette materialet i stor grad gir samme resultat (Figur 13). Shannon-Weavers diversitetsindeks derimot var i liten grad korrelert med tre andre, og viste andre egenskaper ved bunndyrsamfunnet. Ved siden av artsantallet inkluderer den også dominansforholdene i materialet.



Figur 13. Korrelasjon mellom ulike typer indekser anvendt på Mjøselvmaterialet.

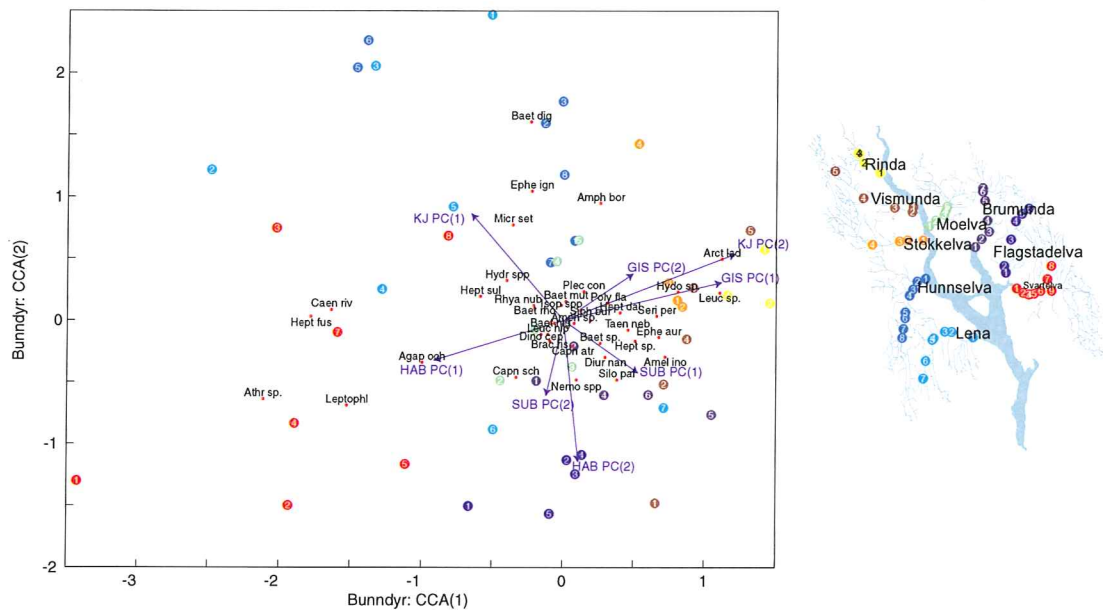
Multivariate analyser. Canonical Correspondance Analyses, CCA (ter Braak 1988) ble utført på ulike deler av bunndyrmaterialet (døgn-, stein-, og vårfluer):

1) Totalmaterialet. CCA-analyse av EPT-samfunnet, inkludert tetthetsrelasjoner, viste at substratforholdene på elvebunnen er en avgjørende strukturerende faktor. De saktestrømmende delene av elvene, med finkornet substrat, hadde det en annen sammensetning av arter og andre tettheter enn strykpartiene, med mer grovkornet substrat. De andre målte parametrene kunne i liten grad forklare bunndyrsamfunnets sammensetning i denne analysen.

2) Binære data fra strykpartier. CCA-analysen basert på binære bunndyrdata (funn/ ikke funn), og bare fra strykpartiene, ga et noe forskjellig resultat enn totalmaterialet. Stasjonsplottene i CCA-diagrammet grupperte seg i langt større grad etter elvene enn det som ble funnet ved analyse av totalmaterialet (Figur 14). Sammensetningen av bunnsubstratet på stasjoner i strykpartiene var langt mindre variert enn for totalmaterialet, og var ikke vesentlig

for å forklare forskjeller i sammensetningen mellom bunndyrsamfunnene på disse stasjonene. Permutasjonstesten viste at de vannkjemiske variablene er de viktigste for å forklare bunndyrsammensetningen i dette materialet (Figur 15).

Totalt sett er derfor substratforholdene en viktig strukturerende faktor som vi må ta hensyn til ved prøvetaking og vurdering av resultater. Dersom prøvetakingen begrenses til strykparter vil imidlertid ikke små variasjoner i substratforhold være avgjørende for sammensetningen av bunndyrsamfunnet. Her vil de vannkjemiske forholdene være viktigere, og derved også vannkjemiske forurensninger fra jordbruk og tettsteder. Dersom substratforholdene endres vesentlig ved menneskelig aktivitet må det også forventes at bunndyrsamfunnet endres.

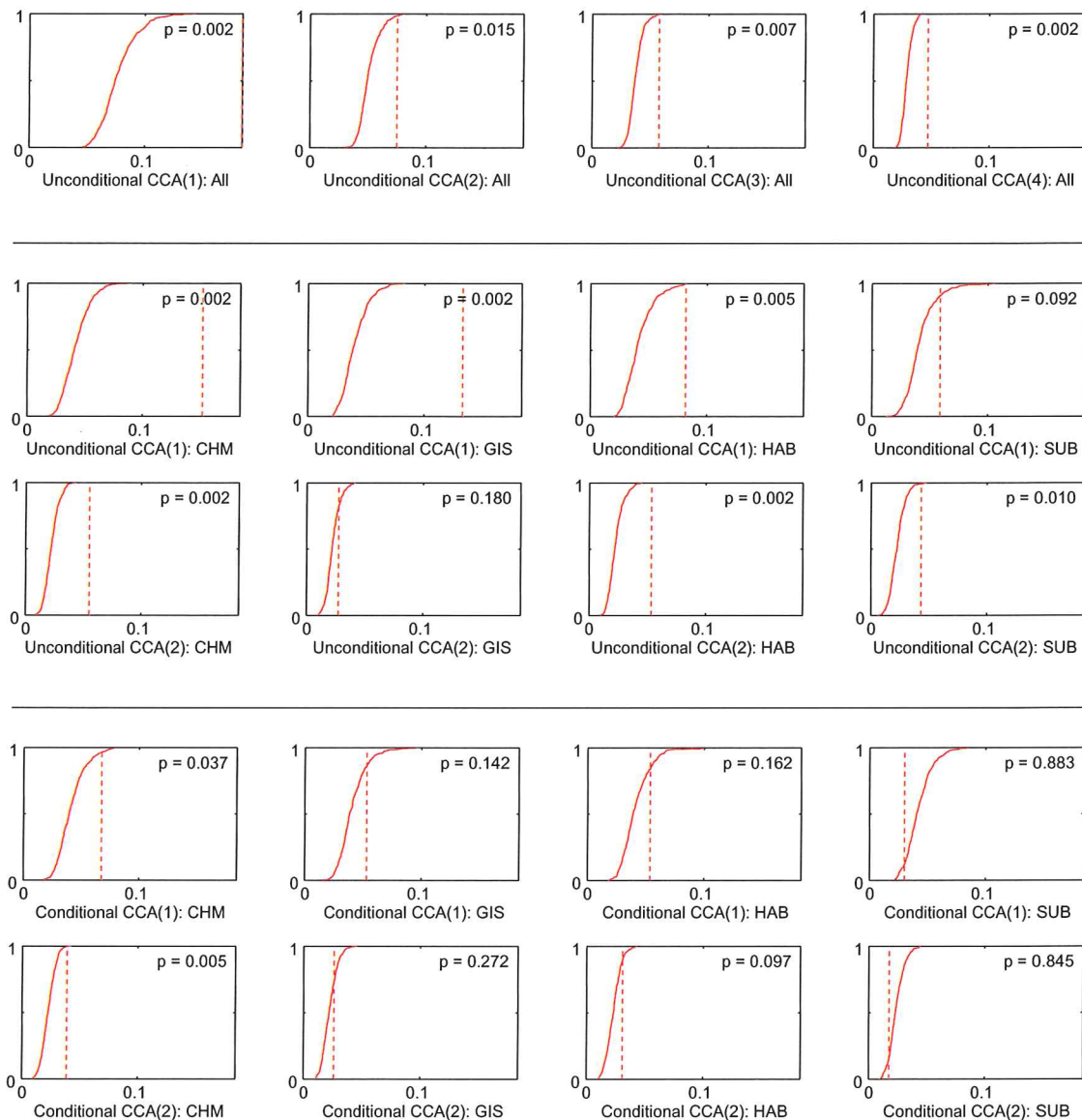


Figur 14. CCA-analyse på binære bunndyrdata (EPT arter, til stede/ikke tilstede) i forhold til ulike miljøparametere. KJ=vannkjemi, HAB=habitat, SUB=substrat, GIS=arealdata.

Klassifisering av sure, forsurede og kalkede lokaliteter

I de østlige delene av Hedmark er det gjort vurderinger av økologisk tilstand i en rekke elver basert på bunndyrsamfunn. Flere av elvene er forsuret og senere kalket. Utfra opplysninger om tidligere forhold basert delvis på biologiske data, er det gjort en vurdering av "referansetilstanden". I ettertid kan denne være vanskelig å reprodusere. Generell kunnskap om geologi, vannkjemi, forsuringsutvikling, og virkninger på biota, vil imidlertid være viktige innfallsvinkler i en slik vurdering. Ikke minst vil det være viktig å få tilstrekkelig datagrunnlag fra lokaliteter der en med stor sannsynlighet kan si at de er lite påvirket av menneskelig aktivitet, og at de kan representere andre påvirkede lokaliteter.

Bunndyr CCA



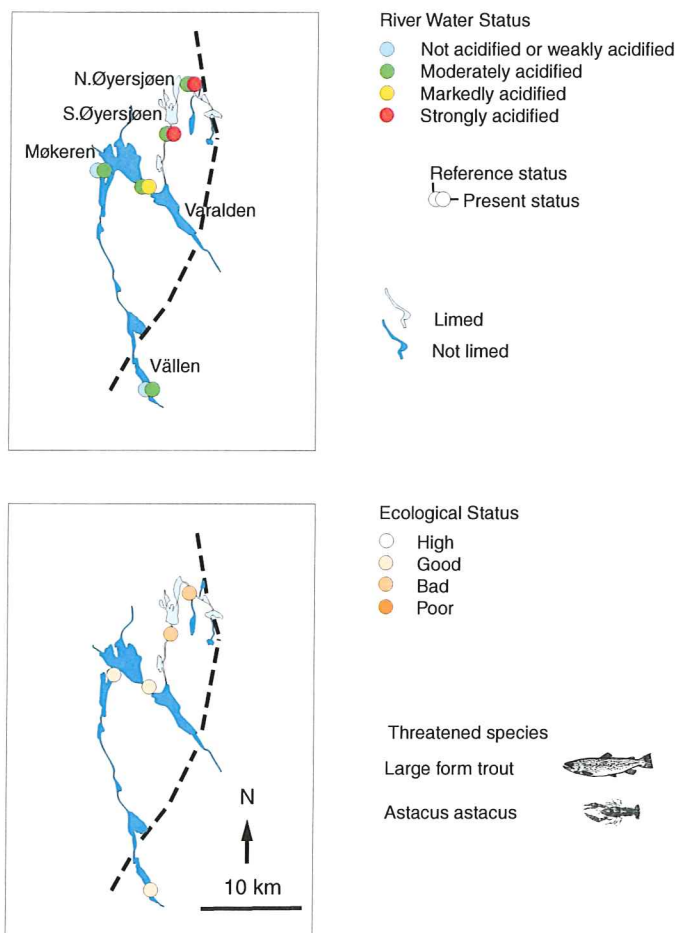
Figur 15. Monte Carlo permutasjonstest på CCA-aksenes evne til å forklare sammensetningen av bunndyrsamfunnet. Basert på binære bunndyrdata. CHM=kjemidata, GIS=arealdata, HAB=habitatdata, SUB=substrat. Hver rad angir samme type test på alle eller hver parameter.

2.4.5 Diskusjon

Det finnes i dag norske klassifiseringssystemer basert på bunndyr som karakteriserer lokaliteten i forhold til surt vann eller forurensning i ulike vannkvaliteter. Raddums system for tynne vannkvaliteter har eksistert i mange år og er godt utprøvet. Bækken & Kjellbergs system for humusrike elver på Østlandet er relativt nytt. Det baserer seg imidlertid på langt tids erfaring og databearbeidelse på norsk og svensk side av grensen. Gode klassifiseringssystemer for andre typer forurensning under norske forhold mangler. Det gjenstår derfor mye arbeid før norske klassifiseringssystemer er utviklet. I dette arbeidet må

det legges vekt på å definere referansesituasjoner og avvik fra denne, og lage systemer som er godt tilpasset vanddirektivets retninglinjer. Fordi referansesituasjonen er basis i

Brøbøl watershed



Figur 16. Eksempel på kartpresentasjon av elver med resultater fra vurdering av surhetsgrad og forureningspåvirkning. Modifisert etter Bækken et al. 1999).

klassifiseringen må arbeidet med en bedre karakterisering av referansefaunaen i de ulike vanntypene prioriteres. Herunder bør det gjøres en spesiell kartlegging av elvelokaliteter med finkornet substrat (sand, leire). Denne type lokaliteter er i dag utenfor alle systemer, men er utbredt i forurensningsutsatte lavlandsområder.

For å utvikle klassifiseringssystemet trengs data fra lokaliteter med ulik type og grad av forurensninger. Ved hjelp av eksisterende norske data og nye undersøkelser kan en koble miljøparameteres påvirkning på bunndyrsamfunnene. Det må gjøres en større innsats for å sammenstille eksisterende data av tilnærmet samtidig målte fysisk-kjemiske og biologiske data. Huller i eksisterende materiale/kunnskap må medføre systematisk og målrettet innsamling av både biologiske og vannkjemiske/fysiske data.

3. Marint miljø

3.1 Generelt

Norge har en meget lang kyst, i rett linje fra Odden ved Mandal til Knivskjellodden på Magerøy er det mer enn 1470 km. Dersom hele kyststripen inklusive fjorder og bukter tas med, utgjør den 25 148 km, inklusive holmer og skjær er den 83 281 km. Kystlinjen har mange typer habitater, fra små brakkvannslaguner, estuarier, mudderbunnsflater til sandig-, grusig- eller rullesteinsbunn eller bart fjell med alle typer eksponering. Sublitorale habitater er om mulig enda mer diverse, fra beskyttede poller til vertikale fjellvegger med sterk strøm (Brattegard & Holthe 1997). Pelagialen (de frie vannmasser) representeres av områder med mer begrenset vannutskiftning til stømrrike sund og åpnere kystområder.

Det marine miljøet langs Norskekysten har klare gradienter i bla. temperatur, salinitet, lysregime, tidevannsamplityde, bunntyper og i bunnvannets oksygeninnhold. Disse miljøvariablene har stor betydning for variasjon i sammensetning i den artsrike flora og fauna vi finner langs kysten. Hvordan de viktigste fysiske og kjemiske faktorene påvirker forekomst av de ulike artene er igjen avhengig av geografisk og topografisk påvirkning (Brattegard & Holthe 1997).

Parallellt med utvikling av et nytt nasjonalt system for klassifisering av helsetilstand for utvalgte marine organismegrupper, i forhold til krav fra Vannrammedirektivet, har det i 2002/2003 pågått et nasjonalt prosjekt for typifisering av marine vannforekomster (typologi-prosjektet) i forhold miljøvariable som tidevann, salinitet, bølgeeksponering, dyp, vannmassenes oppholdstid og strømhastighet for de fire økoregionene Barentshavet, Norskehavet, Nordsjøen og Skagerrak (Moy et al. 2003). Dette har sammenheng med at EU krever en inndeling av vannforekomstene i **et avgrenset antall vanntyper** i hht. Artikkel 5 og Annex 2. **Referansetilstand i forhold til biologi skal deretter fastsettes for hver vanntype** som grunnlag for klassifisering av økologisk status i vannforekomstene. Hensikten med typifiseringen er å få et begrenset og håndterbart antall referansetyper, der den naturlige variasjonen innen hver vanntype er mindre enn variasjonen mellom typer.

Flora og fauna langs Norskekysten kan innpasses til ulike biogeografiske regioner med flere typiske gradienter: 1) endringer langs breddegrad og delvis langs lengdegrad, 2) endringer fra de innerste fjorder til åpen kyst og 3) endringer fra sprutsonen ned til de dypeste bassenger i fjorder og kystområder. Viktige miljøvariable for utbredelse av marine organismer er temperatur, salinitet, oksygeninnhold og mengde av næringsalter (Brattegard & Holthe 1995). Det er utarbeidet en katalog over alle registrerte arter av marine, bentiske makroroganismer av alger, spermatofytter, invertebrater og fisk som er kjent fra norske fjorder, kystområder og på kontinentalsokkelen (Brattegard & Holthe 1997). Det er pr. idag registrert over 5000 ulike arter innen de overnevnte grupper (Brattegard 2003, pers. medd.). Til sammenlikning er det påvist i underkant av 3000 arter langs den britiske kyst og kontinentalsokkel.

Det pågår pr. idag flere overvåkingsprogrammer av helsetilstand i fjord- og kystområder i Norge. Disse innbefatter bla. det nasjonale Kystovervåkingsprogrammet hvor hydrokjemiske parametre, planteplankton og organismer på hardbunn og bløtbunn i et område fra Ytre Oslofjord til Hordaland overvåkes med årlige innsamlinger. Programmet koordineres av NIVA og har pågått siden 1990 (Moy et al. 2002), og vil trolig utvides til å dekke større deler av kysten de nærmeste årene. Andre programmer omfatter i særlig grad undersøkelser av forurensingseffekter rundt industriutslipp, utslipp av kommunal kloakk og utslipp fra oppdrettsanlegg. Totalt utgjør dette et meget stort, kvantitativt datamateriell som vil være den viktigste delen av det datagrunnlag vi har for utarbeidelse av et referansesystem og

helsetilstanden på referansestasjoner langs kysten i forbindelse med innføring av Vannrammedirektivet. Undersøkelsene i forurensede områder vil være til meget stor hjelp når disse skal klassifiseres i 5 ulike kategorier i forhold til referansetilstand med tanke på restitusjon innen 2015.

I Vannrammedirektivet angis at overvåking av helsetilstand i marine områder skal basere seg på planteplankton, flora og fauna på hardbunn og fauna på bløtbunn. I tillegg skal fisk overvåkes i overgangsområder mellom ferskvann og marint miljø (f.eks. estuarier; i Vannrammedirektivet definert som "Transitional waters"). I BIOKLASS forprosjektet har vi i hovedsak arbeidet med organismegruppene **planteplankton, hardbunnsflora og bløtbunnsfauna**. I BIOKLASS SIP vil også fauna på hardbunn og i sjøgress inngå i studiene. For de studerte organismegruppene har ulike klassifikasjonssystemer og indekser blitt vurdert/analysert, som grunnlag for utvelgelse av de mest velegnede verktøyene for **beskrivelse av avvik fra naturtilstand**.

3.2 Planteplankton

3.2.1 Klassifiseringssystemer

Det finnes flere økologiske indekser på artsdiversitet, abundans, evenness og biomasse. Mange av disse er relativt gamle, men har tradisjonelt vært lite brukt på marint planteplankton. De senere årene er det imidlertid gjort forsøk på å bruke en del av disse indeksene for å beskrive eutrofinivået på marine lokaliteter. Nedenfor er det listet opp en del av de indeksene som har vært forsøkt brukt i perioden 1996-2001:

- Antall arter S (Hill's number)
- Evenness E1, E2
- Gleason's indeks
- Hulbert's indeks
- Jaccard's indeks
- Kothe's deficit
- Margalef's indeks D_{Mg}
- Mc Naughton's dominans indeks
- Menhinick's indeks D_{Mn}
- Odum's antall arter pr. 1.000 individ, D_{Od}
- Saprobic indeks
- Shannon's diversitetsindeks H'
- Simpson's indeks
- Totalt antall individ N

Ulike forfattere har beskjeftiget seg med problemstillingen, og en del motstridende erfaringer er gjort, blant annet med hensyn på Margalef's indeks. Nedenfor er nevnt en del forsøk med bruk av ulike indekser og resultatet av disse. Antall arter synes imidlertid å gå igjen som en effektiv parameter til å skille de ulike trofinivåene.

Karydis & Tsirtsis (1996)

12 økologiske indekser på artsdiversitet, abundans, evenness, dominans og biomasse av fytoplankton ble testet på data fra den greske delen av Middelhavet.

Simpson's, Shannon's and Margalef's indekser ble betraktet å være ubrukelige indekser til å identifisere eutrofi-trender.

Menhinick's indeks, Kothe's indeks, Species evenness, artsantall og totalt antall individ var alle effektive til å skille oligotrofe, mesotrofe og eutrofe miljø. Mest effektive var Kothe's indeks og artsantall.

Tsirtsis & Karydis (1998)

22 ulike indekser ble undersøkt med hensyn på diversitet, evenness og dominans med bakgrunn i data fra den greske delen av Middelhavet.

Av disse var følgende indekser sensitive med hensyn til å diskriminere mellom eutrofe og oligotrofe forhold:

Antall arter (Hill's number), Evenness (E1, E2), Kothe's deficit, Mc Naughton's dominans indeks, Odum's antall arter pr. 1.000 individ, D_{Od} og Totalt antall individ.

Følgende indekser var mest sensitiv med hensyn på å skille mellom oligotrofi, mesotrofi og eutrofi:

Antall arter (Hill's number), Kothe's deficit, Margalef's indeks D_{Mg} og Gleason's indeks.

Kitsiou & Karydis (2000)

I den greske delen av Middelhavet er det også gjort forsøk på å utvikle en metodisk prosedyre for å studere romlig distribusjon av eutrofi i marine områder. 7 økologiske indekser ble brukt:

- Antall arter S
- Totalt antall individ N
- Margalef's indeks D_{Mg}
- Menhinick's indeks D_{Mn}
- Odum's antall arter pr. 1.000 individ, D_{Od}
- Shannon's diversitetsindeks H'
- Evenness indeks (E)

En eutrofi skala for hver indeks ble utviklet – eutrof, øvre-mesotrof, nedre mesotrof, oligotrof. De ulike indeksene viste ulik sensitivitet i å skjelne mellom ulike trofiske nivå. Den mest brukte indeksen Shannon's indeks kunne ikke skjelne mellom eutrof og øvre mesotrof.

Danilov & Eklund (2001)

Med bakgrunn i data fra den svenske østkysten ble 7 økologiske indekser testet:

- Hulbert's indeks
- Margalef's indeks
- Menhinick's indeks
- Shannon's indeks,
- Antall arter
- Jaccard's indeks
- Saprobic indeks

De fem øverste gav samme trend som mål for samfunnsdiversitet og avvek fra Jaccard's indeks. Saprobic indeks gav imidlertid feilaktige konklusjoner og fungerte således dårlig.

3.2.2 Datagrunnlag

Data fra ulike lokaliteter i Norge er klagjort i forbindelse med Bioklass light. Forskningsdata og data fra NIVA-prosjekt er benyttet. Lokaliteter som er undersøkt gjennom året over en periode på ett eller flere år, eller gjennom samme sesong i flere år, er benyttet.

Spjeldnesosen, Hordaland 1977/78. Årssyklus. Formalinfiksert. Prøver fra enkeltdyp i øvre vannlag.

Kårstø, Rogaland 1981. Årssyklus. Formalinfiksert. Prøver fra enkeltdyp i øvre vannlag.

Skagerrak, Arendal 1994-1999. 6 årssykluser. Lugolfiksert. Integrert prøve 0-30 m dyp.

Sandefjordsfjorden/Mefjorden 1997/98. Årssyklus. Lugolfiksert. Integrerte prøver fra 0-2 m dyp.

Ytre Oslofjord 1999. Årssyklus. Lugolfiksert. Prøver fra 0 m, unntaksvis 5 m dyp.

Indre Oslofjord 1994-2001. Sommersesong. Lugolfiksert. Integrerte prøver fra 0-2 m dyp. Datene dekker flere typologiske områder.

3.2.3 Metoder

Antall arter/grupper er brukt for å se på ulikheter i materialet.

3.2.4 Resultater

Ettersom **totalt antall arter** av flere forfattere er vurdert å være en god trofiindikator, er denne benyttet på deler av det klargjorte materialet for å se på utslaget av denne parameteren. Resultatet viser helt klart flere registrerte arter i datamaterialet fra Vestlandet.

<i>Lokalitet</i>	<i>antall arter/grupper</i>
Spjeldesosen 1977/78	180
Kårstø 1981	130
Arendal (1994-1999)	106/år (gj.sn., range 99-113)
Sandefjordsfjorden/Mefjorden 1997/98	113
Ytre Oslofjord 1999	82
Indre Oslofjord 1994	82
Indre Oslofjord 2001	84

Det må bemerkes at nivået på opparbeidelsen i de ulike undersøkelsene er forskjellig. Den er til dels tilpasset en økonomisk ramme og er ikke lagt opp med hensyn på problemstillingen rundt biologisk mangfold. Den undersøkelsen som er mest differensiert i størrelsesgrupper med hensyn på uidentifiserte individ, er Kystovervåkingens stasjon utenfor Arendal. Undersøkelsen er gjort på en blandprøve fra 0-30 m, som kan ha en fortynnende effekt og føre til at arter som forekommer i lavt antall, ikke blir registrert.

Et annet aspekt er fikseringsmiddelet. Tidligere ble formalin tradisjonelt brukt som fikseringsmiddel for marint planteplankton. Formalin er et dårlig fikseringsmiddel med hensyn på nakne flagellater og nakne dinoflagellater. Totalt antall registrerte individ blir generelt høyere i Lugolfikserte prøver enn i formalinfikserte og flere arter kan bestemmes til art. Sammenlikning av totalt antall individ, som også har vist seg å kunne være en brukbar parameter, og antall arter vil på prøver med ulike fikseringsmiddel kunne gi misvisende resultater. På tross av ulikheter i fiksering, prøvedyp og differensiering av opparbeidelsen gir imidlertid tallene en indikasjon på forhold som bør undersøkes nøyere. Forekomsten av flere arter på Vestlandet, til tross for formalinfiksering, kan indikere et lavere eutrofinivå her enn i sørlige og østlige områder.

3.2.5 Diskusjon

I 1989 hadde Smayda (Smayda 1990) en solid gjennomgang av langtidsserier av planteplanktondata fra Østersjøen, Kattegat, Skagerrak, Tyskebukta, Nordsjøen, Svartehavet, Tolo Harbour (Hong Kong) og Seto Inland Sea og presenterte bevis for at den langsiktige trenden i øket frekvens og dynamikk av uvanlige fytoplanktonblomstringer av naturlig forekommende arter av både godartet og skadelig karakter, var en følge av økt

næringstilførsel til kystfarvann og innlandshav. Den antropogene anrikingen av N og P har ført til reduksjon i Si:N- og Si:P- forholdene – noe som favoriserer flagellater og dinoflagellater (Smayda 1990). Økt eutrofi i Svartehavet medførte økning i total algebiomasse og øket prosentandel av Peridinea og Chrysophytae (Bryantsev & Bryantseva 1999). I løpet av de siste få tiårene har biodiversiteten i Middelhavet endret seg på grunn av klimatiske og miljømessige forandringer og tilfeldige tilførsler av eksotiske arter. Planteplanktonsamfunnet viser tegn på en overgang bort fra et kiselalgedominert samfunn (Bethoux et al. 2002).

Det synes stadig mer innlysende at den globale økningen av næringsnivået kan være årsaken til økningen i både antall og frekvens av ”red tides”. N/P-forholdet synes å være den viktigste regulerende faktoren, og vekst av de fleste ”red tide”-organismene ble optimalisert ved lavt N:P forhold (mellom 6-15 (atomvektbasert)) (Hodgekiss & Ho 1997).

Når det gjelder norske forhold, finnes det få langtidsserier i marine områder. De få som finnes, bærer tildels preg av mangelfull opparbeidelse. Det eksisterer mange enkeltundersøkelser fra ulike områder. Disse undersøkelsene er enten gjort en spesiell sesong eller over et helt år.

Generelt er det totale antall individ høyere i mer eutrofe omgivelser enn i næringsfattige områder. En del resultater kan tyde på at enkelte arter/algeklasser profitterer mer enn andre på øket næringstilførsel. De som profitterer på en reduksjon i Si:N og Si:P er som tidligere nevnt, dinoflagellater og flagellater. Bruk av gamle data på formalinfiksert materiale har imidlertid begrenset verdi med hensyn på slike grupper. Svært gamle data bærer preg av en litt ensidig fokusering på kiselalger, thecate dinoflagellater og coccolitophorider. Athecate dinoflagellater og nakne flagellater ble det fokusert lite på. I senere undersøkelser er det blitt fokusert mer på slike grupper, men formalinfiksering er i seg selv en klar begrensning i så måte.

Behov for videre arbeid

I det videre arbeid må det tas hensyn til ulikheter i planteplanktonets sammensetning fra indre fjordområde ut til kysten. I indre ferskvannspåvirkede fjordområder er ofte artsdiversiteten lavere samtidig som arter tolerante for store salinitetsendringer (euryhaline) forekommer hyppigere og i høyere konsentrasjoner her (eks. *Chaetoceros wighamii*). Likeledes må det gjøres en sammenligning av planteplanktonforekomstene fra sør til nord for å finne eventuelle forskjeller i artsfordelingen mellom de ulike biogeografiske områdene.

Status for marint planteplankton er at det kun er gjort innledende arbeid i forhold til å utvikle et klassifiseringssystem, og det gjenstår mye arbeid før et klassifiseringssystem kan etableres. Referanselokaliteter med naturtilstand er ikke plukket ut. Dette bør gjøres etter at den typologiske inndelingen er gjort. Vi har en del kunnskap om variasjonene i de parametrene vi bruker for å beskrive slike lokaliteter. Den naturlige variasjonen vil imidlertid kunne være ulik på ulike lokaliteter, og vi har ikke nok data til å beskrive den naturlige variasjonen for alle områder. Det vil være behov for innsamling og opparbeidelse av prøver fra de typologiske områdene, og det gjenstår mye arbeid med hensyn på utprøving av indekser og utvikling av nye metoder.

3.3 Hardbunnsflora

Samfunnene av makroalger (planter) og dyr på hardbunn er et resultat av fysiske og kjemiske rammebetingelser og endrede betingelser f.eks. ved forurensning, gir endret artssammensetning. Forskning, artskartlegging og overvåkningsstudier viser også at artsutbredelse og samfunnssammensetningen endres ved endrede miljøbetingelser. Forekomst av makroalger har lenge vært betraktet som en indikator på miljøstatus.

3.3.1 Klassifiseringssystemer

Det har lenge vært arbeidet med kriterier og systemer som ut fra den biologiske sammensetningen kan fastsette miljøkvalitet. Typisk har dette vært studier og beregninger basert på arters forekomst (og antall individer pr. art) omtalt som samfunnsstruktur. Dette er uttrykt ved ulike indekser som 'diversitetsindeks' eller 'likhetsindeks'. Alternativt har systemer og indekser vært basert på tilstedeværelse av 'indikatororganismer', f.eks. tilstedeværelse av sensitive arter.

Ut fra erfaringer gjennom mange år foreslo Bokn og Lein (1978) at den prosentvise fordelingen mellom rød-, brun- og grønnalger kunne brukes til å vurdere miljøkvaliteten. I 1992 ble det gjort et omfattende evalueringsarbeid (Moy og Walday 1992) av vanlige samfunnsindekseres egnethet til å beskrive miljøtilstand i hardbunnssamfunn. Målsetningen var å lage et utkast til 'vannkvalitetes-kriterier for hardbunn' som skulle komplettere 'Vannkvalitetskriterier for ferskvann' (SFT 1989) og 'Miljøkvalitetskriterier for fjorder og kystvann' (SFT 1992). På grunnlag av det den gang foreliggende datagrunnlag, var det ikke mulig å finne en indeks eller kombinasjon av indekser som reflekterte endring i vannkvalitet ut fra kjente belastninger. Rapporten ble sendt på høring til utvalgte miljøer innen Norden og svarene understøttet vår konklusjon. Arbeidet ble deretter lagt på is, det vil si at søken etter uttryksformer (indekser) for sammenhenger mellom miljøkvalitet og belastninger, har fortsatt som en del av NIVAs generelle forskningsaktivitet, men har ikke manifestert seg i konkrete prosjekter før 'BIOKLASS' igjen satte emnet på dagsordenen.

3.3.2 Datagrunnlag

De lange tidsseriene fra Kystovervåkingsprogrammet (Moy 2002) utgjør et viktig grunnlagsmateriale, spesielt for sporing av endringer over tid og som en 'rygggrad' for lokale databidrag. Behovet for lokale data er stort, men avhenger av progresjon i NIVAs databasearbeid, som vil bli fulgt opp i videre BIOKLASS arbeid.

3.3.3 Metoder

Vanlig benyttede indekser eller samfunnsparametre i hardbunnsundersøkelser er:

- Diversitet (Shannon-Wiener H' ; Shannon & Weaver, 1963) hvor begrepet artsforekomst er modifisert for å tilfredsstille dekningsgrad eller andre systemer for mengdeangivelse.
- Dominansindeks og jevnhetsindeks som uttrykker mye av det samme, dog med motsatt fortegn.
- Fordelingen mellom algeklassene rød-, brun- og grønnalger, hvor eutrofiering favoriserer hurtigvoksende grønnalger og gir avvikende fordeling mellom klassene.
- Fordelingen mellom funksjonelle grupper som hurtigvoksende mot langsomtvoksende, gir på samme måte en indikasjon på grad av forstyrrelse i samfunnet.

Indikatorarter; har også spilt en viktig rolle i evaluering av samfunnskvalitet i takt med økt autøkologisk kunnskap.

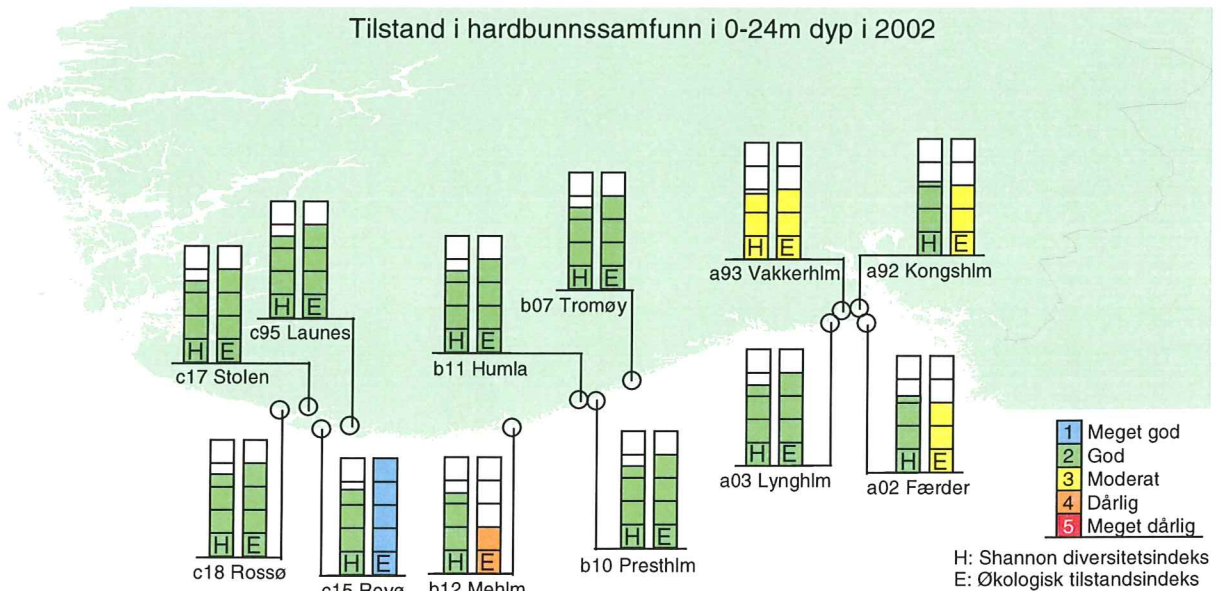
3.3.4 Resultater

Grunnet svært høyt arbeidspress på hardbunnsgruppen, har det ikke vært mulig å utføre arbeidet med biologisk klassifisering så langt som ønsket. Det gjenstår derfor et betydelig arbeid før resultater kan publiseres. Preliminært kan det likevel gis noen eksempler på bruk av 'nye' indekser for fastsettelse av miljøstatus.

Basert på kystovervåkingsdata er en metode basert på forholdet mellom økologisk sett positive og negative indikatorarter blitt testet. Andre metoder tar i bruk artenes morfologi og livshistorie som 'trådformede, ettårige arter' mot 'tykke, flerårige arter'. Disse artsegenskapene er tatt med ved gruppering i 'positive' eller 'negative' arter. Ennå manglende kunnskap om norske arter, gjør at metoden foreløpig er testet ut basert på et fåtall alge-indikatorarter.

Tilstandsklassifisering av Kystovervåkingsstasjonene er derfor høyst preliminær (Figur 17 og 18). I Fig. 18 er økologisk tilstand basert på fordelingen mellom økologiske indikatorarter etter modell av Orfanidis et al. (2001). Algeindikatorerne er basert på en evaluering av foreslåtte følsomme arter, artsmorfologi og fornorstring av publiserte arbeider hvor alger er kategorisert i gode henholdsvis stress-indikatorarter. I Fig. 17 er økologisk indikatorindeks E sammenliknet med Shannon Wieners diversitetsindeks H'. Metodikken med økologiske indikatorarter inneholder flere uavklarte forhold, både med hensyn til klassifisering av arter og med hensyn til utregning. Derfor viser ikke Fig. 17 og 18 helt samme resultat.

Resultatet som her presenteres er i høyeste grad preliminært, men figurene viser beste tilnærming per i dag. Figurene er således en pekepinn på hvordan kvalitet kan anskueliggjøres. På grunnlag av antatt økologisk 'positive' og 'negative' arter er tilstanden i ytre Oslofjord klassifisert som moderat til god. I figurer over artsantall og forekomst (Fig. 19) var det ingen stor forskjell mellom a2 Færder og a3 Lyngholmen (Sandefjord), men basert på forekomst av indikatorarter, er det markert mer av 'gode' arter på a3 enn på a2. De beskyttede stasjonene a92 Kongsholmen (Tjøme øst) og a93 Vakkerholmen (Tjøme vest) har i likhet med a2 også en overvekt av 'typiske' stress-indikatorarter av typen trådformede, hurtigvoksende, ettårige arter.

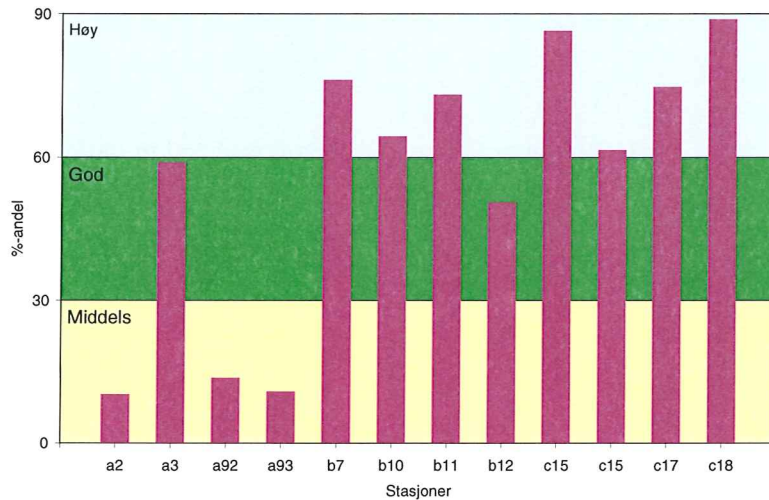


Figur 17. Tilstand i hardbunnssamfunn (0-24m dyp) langs kysten av Skagerrak (Kystovervåkings-stasjoner) basert på diversitet (H', Shannon Wieners diversitetsindeks) og økologisk tilstandsindeks E, basert på forekomst av indikatorarter. Metoden er under utvikling.

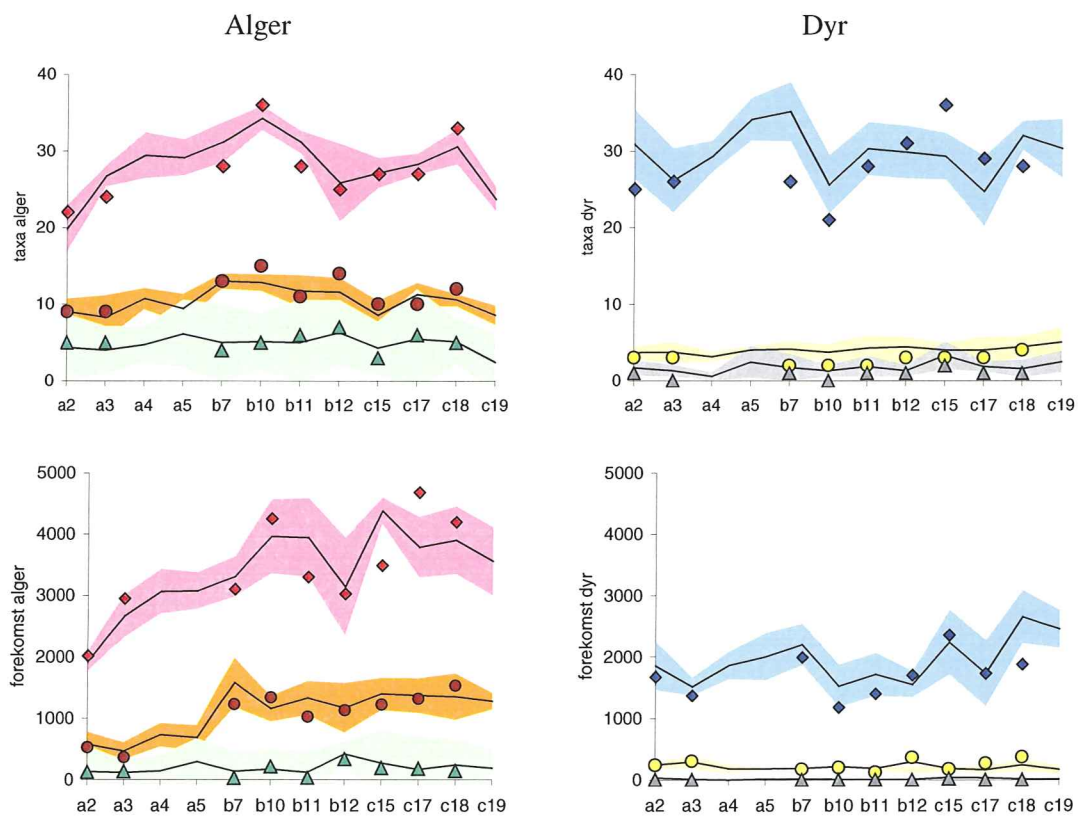
Ytre del av Sørlandskysten (B-området) ble klassifisert til høy økologisk tilstand med unntak av b12 Meholmen utenfor Kristiansand som fikk "dårlig" etter en av indeksene (Figur 17). Det stemmer med andre beregninger som viser at b12 har en avvikende artssammensetning (Moy et al. 2002). Sør-Vestlandet (c-stasjoner) ble klassifisert til høy økologisk tilstand. c15 Revø utenfor Farsund fikk en lavere skår enn de andre c-stasjonene. Klassifiseringen antyder en reduksjon i antallet av flerårige 'gode' algeindikatorer. Det stemmer med at det i 2002 ble funnet lavere artsantall og algemengde på c15 enn tidligere år (og motsatt rikere dyresamfunn, som foreløpig ikke er lagt inn i indeksberegningen).

To viktige faktorer, grad av bølgeeksponering og biogeografisk regioner, er foreløpig ikke undersøkt, men antatt å ha innvirkning på utfallet av beregningene. Resultatene er så vidt

positive at det vil neste år bli arbeidet med artsegenskapstabeller som kan brukes i framtidig klassifisering og miljøstatusfastsettelse.



Figur 18. Økologisk tilstand på Kystovervåkingsstasjoner klassifisert etter andel av 'gode' alge-indikatorer mot 'stress' alge-indikatorarter. Indikatorsystemet er under utvikling og figuren gir et foreløpig resultat.



Figur 19. Antall arter (taxa) og forekomst av kategorier av alger og dyr vist som normaler (gjennomsnitt) med standardavvik for hver stasjon for perioden 1995 – 2001 (Kystovervåkingsstasjoner). Registreringene fra 2002 er markert med egne punkter. Alle registreringer i dybdeintervallet 4-22m er inkludert i beregningene. Rød = rødalger, brun = brunalger, grønn = grønnalger. Blå = filtrerere, gul = rovdyr, grå = beiter.

3.3.5 Diskusjon

Vanndirektivet setter sterk fokus på biologiske parametre for fastsettelse av miljøstatus og med det er det internasjonale arbeidet med å dokumentere anvendbare metoder, intensivert. Nasjonalt og internt på NIVA er dette arbeidet tilsvarende blitt fokusert.

Videre arbeid

Viktige arbeider for den videre utviklingen mot anvendbare metoder er NEEA-indeksen (National Estuarine Eutrophication Assessment) utviklet av National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) basert på en studie av 138 estuarier i USA. Metodikken er bl.a. blitt testet ut i Portugal (Ferreira et al 2002). Fra danske farvann gir Ærtebjerg et al. (2003) en evaluering av indekser og systemer for eutrofi-evaluering. Orfanidis et al. (2001) foreslår bruk av indikatorgrupper og fordelingen mellom disse som et mål på miljøstatus, basert på gresk utprøving. van Buuren et al. (2002) trekker i sin rapport opp retningslinjer anbefalt av EEA.

3.4 Bløtbunnsfauna

Bløtbunnsfauna omfatter organismer som lever på sand-, silt- og leirbunn og domineres av flerbørstemark, krepsdyr, bløtdyr og pigghuder. Bløtbunnsfauna har vært benyttet gjennom flere titalls år for å kartlegge miljøtilstand i marine områder fordi faunaen er artsrik, artene har ulik toleranse til forstyrrelse, de er i stor grad stasjonære og mange er flerårige (Wass 1967, Pearson & Rosenberg 1978). Endringer i artssammensetning og individtetthet kan derfor lett påvises. Viktige faktorer som bestemmer sammensetningen av bløtbunnsfaunanen i et gitt område er bl.a. sedimentets kornstørrelsesfordeling og innhold av organisk stoff, metallinnhold, type sedimenterende materiale og bunnvannets temperatur, saltholdighet og oksygeninnhold. Bunnnyrsamfunnet innen ett gitt geografisk område er representativt for en kombinasjon av disse miljøfaktorene og vil integrere endringer i disse faktorene over tid. Antropogene forstyrrelser av et visst omfang vil derfor gjenspeiles som endringer i bunnnyrsamfunnenes struktur. Effekter av økt næringssalttilførsel (eutrofi) og da særlig redusert innhold av oksygen i bunnvannet, er den miljøeffekten som er mest beskrevet i forbindelse med negative effekter på bunnfauna (Gray 1993). Klassiske eutrofi-effekter på bunnfauna er et redusert antall arter og økende individtetthet av noen få forurensingstolerante arter (Pearson & Rosenberg 1978). Ytterligere grad av eutrofi kan føre til total oksygensvikt og utslettelse av bunnfaunaen.

3.4.1 Klassifiseringssystemer

Organismesamfunn endrer seg når det utsettes for forstyrrelse, f.eks. i form av forurensing, og dette har ført til utvikling av metoder til å kvantifisere slike endringer. To hovedtyper av tilnærmelser har vært benyttet for å studere effekter av forstyrrelse. Dette har vært 1) parametre basert på samfunnsstruktur (f.eks. antall arter og individer og fordeling av disse) og 2) parametre basert på indikatororganismer (Washington 1984). Parametre basert på samfunnsstruktur (1) er a) **diversitetsindekser** og b) **similaritetsindekser**. Diversitetsindekser prøver å kombinere antall arter og antall individer pr. art innen et samfunn til ett tall som skal angi "helsetilstanden" til samfunnet. Det tas ikke hensyn til identiteten til artene, dvs. hvilken art det er snakk om, bare de konkrete tallverdiene. Ved bruk av similaritetsindekser sammenliknes to prøver, hvorav den ene ofte er kontrollprøven. Her sammenliknes en og en art i forhold til individtetthet. Parametre basert på indikatororganismer (2) bruker tilstedeværelse av tolerante og sensitive arter i prøven og hvor artene gis verdier basert på på felldata og/eller eksperimenter. Disse verdiene kombineres så i ulike biotiske indekser.

Tradisjonelle metoder som antall arter og diversitet gir alene ikke et fullgodt bilde av økologisk helsetilstand og det er derfor behov for å utprøving og utvikling av nye metoder. De

siste årene er det utviklet indekser for å studere grad av forstyrrelse i et organismsamfunn basert på såkalt **taksonomisk 'distinctness'** (Warwick & Clarke 1995, Warwick & Clarke 1998). Taksonomisk 'distinctness'-indekser baserer seg på det hierarkiske tre-system (Linneisk eller fylogenetisk tre) og derav slektskapet mellom organismene i en prøve. Disse indeksene er påstått å ha endel egenskaper som gjør dem anvendbare i forhold til biologisk klassifisering, bla. at indeksene er uavhengige av variasjon i miljøvariable hvor prøven samles inn, f.eks. variasjon i stasjonsdyp og bunnsedimentets sammensetning.

Similaritetsindekser tas ofte et skritt videre og benyttes i **multivariate analyser** som Multidimensional Scaling ordination (MDS) og Korrespondanseanalyse (CA). I slike analyser beregnes similaritet (f.eks. prosentvis likhet) for alle mulige parvise kombinasjoner av prøver i forhold til sammensetning av fauna. Stasjoner med avvikende faunasammensetning er da enkle å identifisere og kan undersøkes mer grundig i forhold til mulige effekter av forstyrrelse.

I Norge er det utviklet klassifiseringsystem for bløtbunnsfauna (SFT 1997b) basert på artsmangfold og på sedimentets innhold av organisk materiale. Tabell 2 viser klassifiseringen av bløtbunnstilstand etter dette systemet. Systemet har særlig gyldighet i forbindelse med effekter av organisk materiale (fra eutrofi, kloakk, olje etc.). Norge har faktisk vært et foregangsland her og ligget i forkant i Europa med dette systemet. Andre land kommer nå etter og utvikler tilsvarende nasjonale systemer. Disse systemene vil videreutvikles innen arbeidet med Vannrammedirektivet i Europa de nærmeste årene.

Arbeidet innen BIOKLASS for bløtbunnsfauna har vært å vurdere ulike metoder for beskrivelse av samfunnsstruktur i forhold til økologisk status (antall arter, individer, taksonomisk 'distinctness' og diversitet) og hvordan disse er korrelert med hverandre. Dette for å vurdere hvordan de ulike parametrene ekstraherer ulik informasjon fra datasettene (f.eks. vil liten grad av korrelasjon mellom to parametre indikere at de bruker ulik informasjon i dataene) og hvor godt egnet de ulike parametrene er til å beskrive struktur i samfunn og grad av forstyrrelse. Vi har også videreutviklet en indeks, opprinnelig utviklet på NIVA, basert på indikatororganismer (Rygg 1995, 2002) og testet denne på tilsvarende måte.

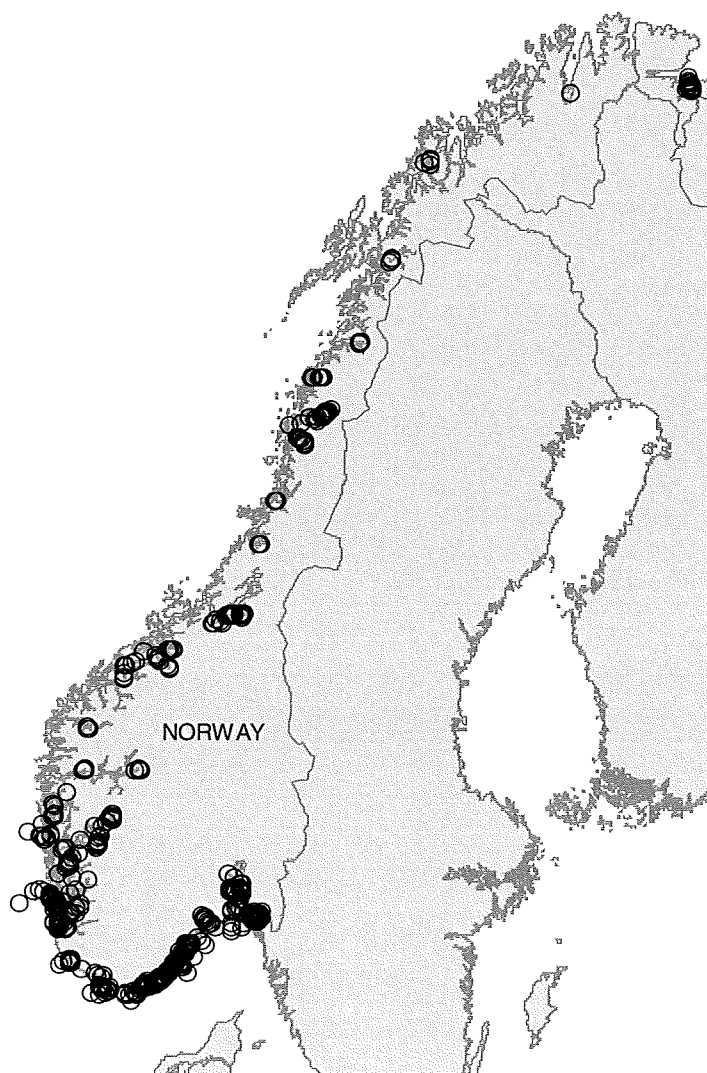
Tabell 2. Klassifisering av tilstand ved bruk av bløtbunnsparametre (SFT 1997b).

	Parametre	Klasser				
		I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Artsmangfold hos bløtbunns- fauna	Shannon- Wiener index (H' , log2)	>4	4-3	3-2	2-1	<1
	Hurlberts indeks ($ES_n=100$)	>26	26-18	18-11	11-6	<6
Totalt organisk karbon (mg/g)	TOC63, korrigert for kornstørrelse	<20	20-27	27-34	34-41	>41

3.4.2 Datagrunnlag

Vi har i stor grad benyttet data fra NIVAs bløtbunnsdatabase, som inneholder data fra innsamlinger med grabb over mer enn 30 år. Databasen inneholder mer enn 2000 taxa fra mer

enn 1000 prøver langs norskekysten. Lokalisering av stasjoner for grabbprøver er angitt i Figur 20. Vi har benyttet data fra 236 stasjoner langs norskekysten for uttesting av metoder. I tillegg har vi benyttet data fra undersøkelser utenfor Titania (utslipp av steinstøv; Olsgard & Hasle 1993) og data fra offshoreundersøkelser i forbindelse med overvåking rundt olje- og gass plattformer (Olsgard & Gray 1995) for å teste "taxonomic distinctness indekser" (Warwick & Clarke 1995).



Figur 20. Lokalisering av grabbprøver som er grunnlag for NIVAs database for bløtbunnsfauna pr. 2003.

3.4.3 Metoder

Et første skritt i retning av anbefaling av gode diversitetsindekser for økologisk klassifisering er å gjøre korrelasjoner mellom de ulike indeksene for å se hvilke som gir samme informasjon (har høy grad av korrelasjon) og derved viser en stor grad av **redundans** (overlapp, overflødighet). Dersom to indekser viser høy redundans innebærer det ofte at de ekstraherer den samme informasjonen ut fra datasettet som testes. Vi ønsker å unngå redundans og heller bruke indekser som ekstraherer forskjellige egenskaper og karakteristikker fra et datasett for å få maksimal informasjon for å best mulig kunne klassifisere helsetilstand for de ulike stasjonene.

Vi har testet Shannon-Wiener indeks (H'), Margalefs indeks (d), Hurlberts indeks (ES_{100}), Pielou's evenness (J'), Simpson's indeks ($1-\lambda$) i tillegg til Indicator Species indeksen (ISI), som benyttes i Norge.

De fleste diversitetsindekser er ikke uavhengige av endringer i miljøvariable, f.eks. kan diversitetsindeksene vise ulike verdier i ulike uforstyrrede habitater eller områder med ulikt dyp. Dette er egenskaper som er ugunstige for en diversitetsindeks fordi det da innen forskjellige uforstyrrede områder må angis ulike nivåer for diversitet for inndeling av helsetilstand. Ideelt sett skulle indeksene være uavhengige av variasjon i miljøvariable som sedimenttype og dyp. Vi har sett på sammenheng mellom diversitet (H') og sedimentets kornstørrelse og diversitet og bunn-dyp. Det er videre kjent at indeksverdiene varierer med prøvestørrelsen, dvs. f.eks. bunnarealet som prøvetas på hver stasjon.

Det er de seneste årene utviklet univariate indekser kalt ”**taxonomic distinctness indekser**” (Warwick & Clarke 1995, Clarke & Warwick 1998, Warwick & Clarke 1998, Warwick & Clarke 2001) basert på det taksonomiske (Linneiske) tre. Det blir hevdet at disse indeksene er uavhengig av variasjoner i naturlige miljøvariable (feks. sedimenttype eller dyp) og vil være velegnede til å vurdere økologisk helsetilstand. Disse indeksene skulle derved ha en rekke gunstige egenskaper knyttet til biologisk klassifisering. Vi har derfor benyttet endel tid til å sette oss inn i metodene og teste indeksene på våre egne datasett som vi kjenner godt i forhold til økologisk helsetilstand. Indeksene kan anvendes for alle organismetyper, både innen terrestrisk, limnisk og marint miljø. Dersom indeksene skulle fungere godt kan de få en stor anvendelse innen klassifisering av økologisk helsetilstand.

3.4.4 Resultater

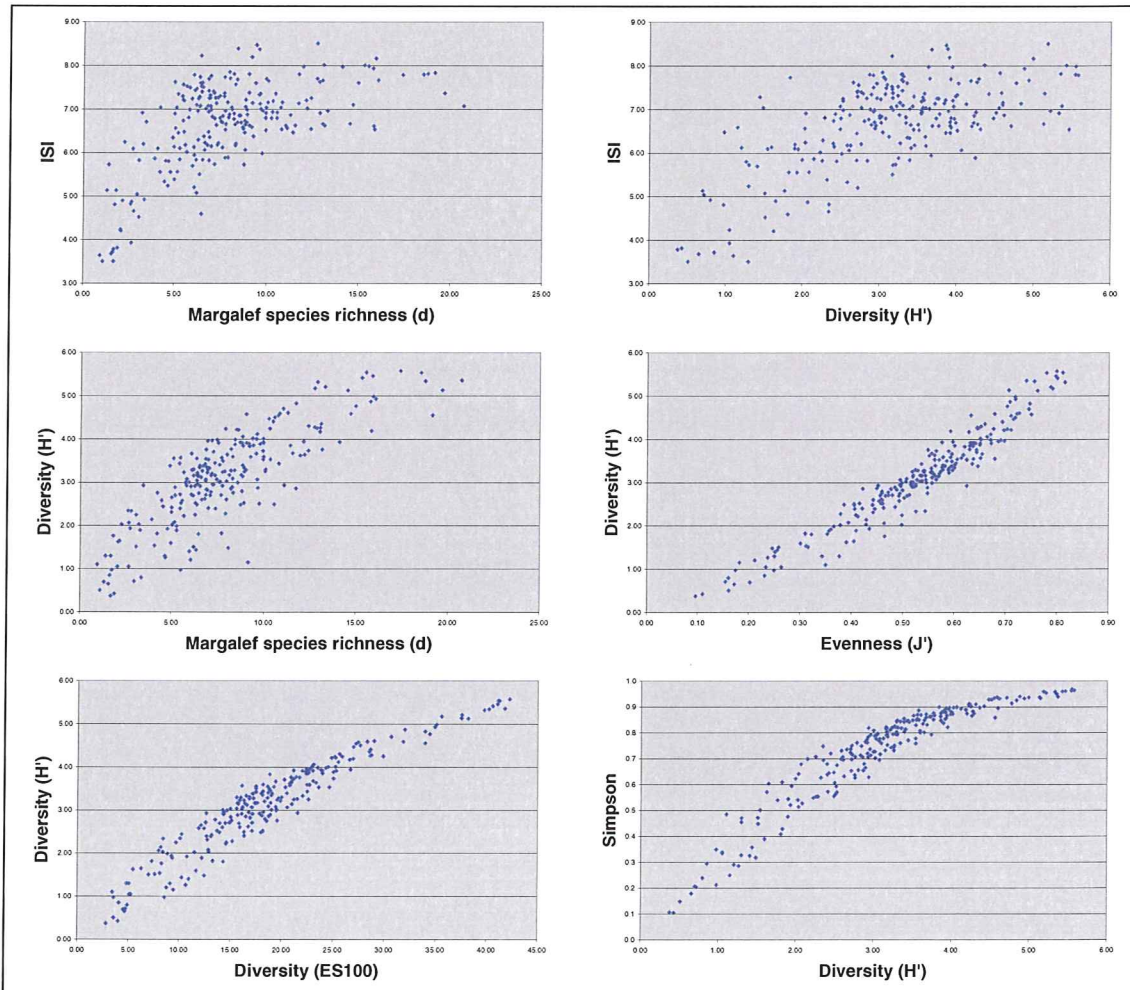
Diversitetsindekser og indikatorindeks

Figur 21 viser sammenheng mellom utvalgte diversitetsindekser og diversitetsindekser og ISI-indeksen. Det fremgår at noen indekser viser liten grad av samvariasjon og derfor ekstraherer ulik informasjon fra dataene. Disse indeksene har lav redundans og vi vil gjerne benytte alle disse som mål på diversitet. Dette gjelder Shannon-Wiener diversitetsindeks (H'), Margalefs diversitetsindeks (d) og ISI-indeksen, se Figur 21. Figur 21 viser også eksempler på indekser som har stor samvariasjon, feks. Shannon-Wiener indeks og Pielou's evenness (J'), Shannon-Wiener indeks og ES_{100} indeksen og Shannon-Wiener indeks og Simpson's indeks. Disse har høy redundans, overlapper hverandre og velges derfor bort.

Tabell 3 viser korrelasjonsindeksen mellom de ulike diversitetsindeksene og mellom diversitetsindeksene og indikatorindeksen (ISI). Tabellen illustrerer hva som er utledet over og viser hvilke indekser som bør beholdes og hvilke som kan velges bort.

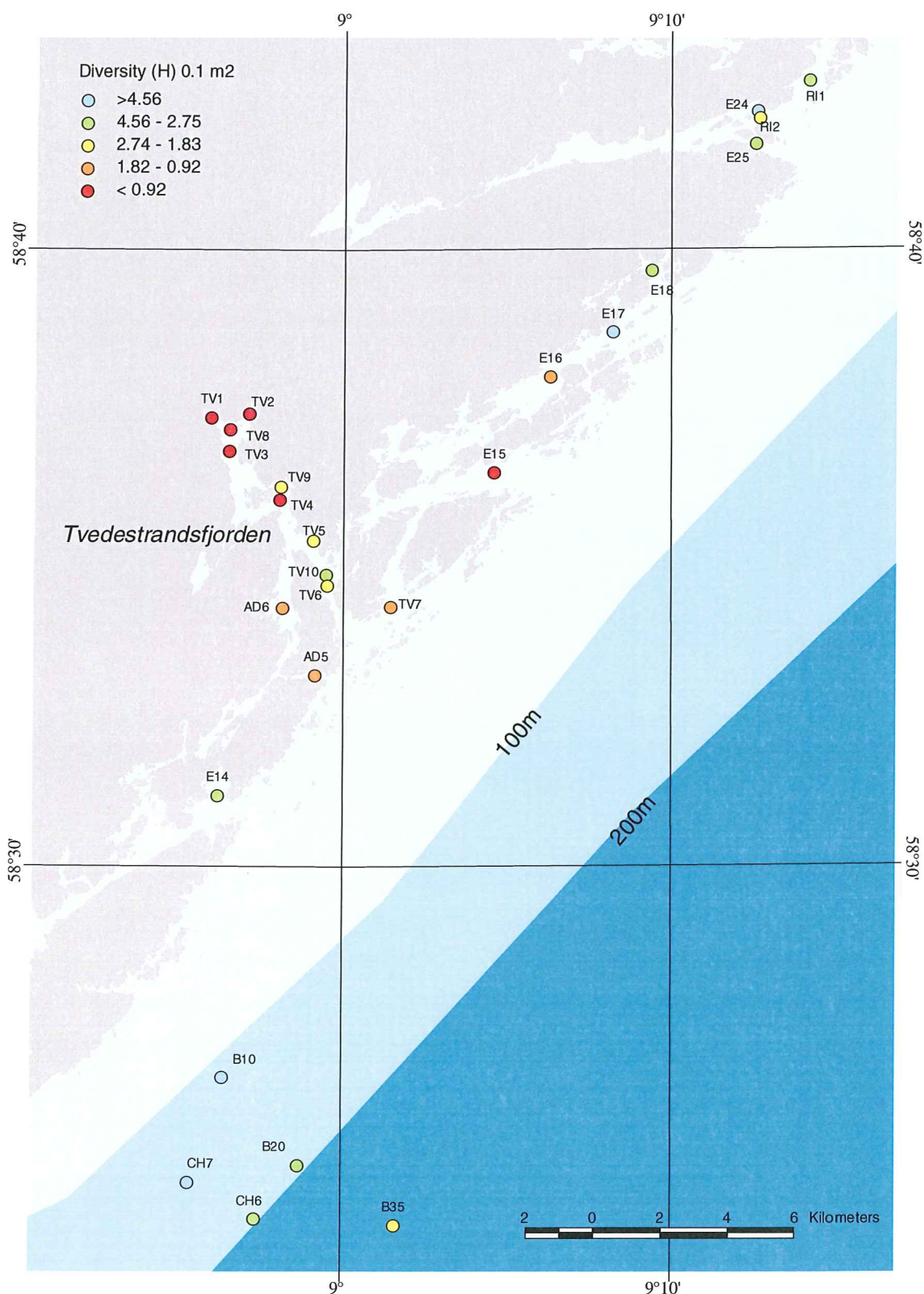
Tabell 3. Korrelasjon (Pearson product moment korrelasjon) mellom ulike diversitetsindekser og mellom diversitetsindekser og indikatorindeksen (ISI) for 238 stasjoner langs norskekysten. d = Margalef's indeks, J' = Pielou's indeks, $ES(100)$ = Hurlbert's indeks, H' = Shannon-Wiener indeks, Simpson = Simpsons indeks, ISI = ”Indicator Species index”.

	d	J'	$ES(100)$	$H'(log_2)$	Simpson	ISI
d	1.00					
J'	0.66	1.00				
$ES(100)$	0.92	0.85	1.00			
$H'(log_2)$	0.83	0.96	0.95	1.00		
Simpson	0.63	0.97	0.77	0.93	1.00	
ISI	0.60	0.62	0.62	0.66	0.65	1.00

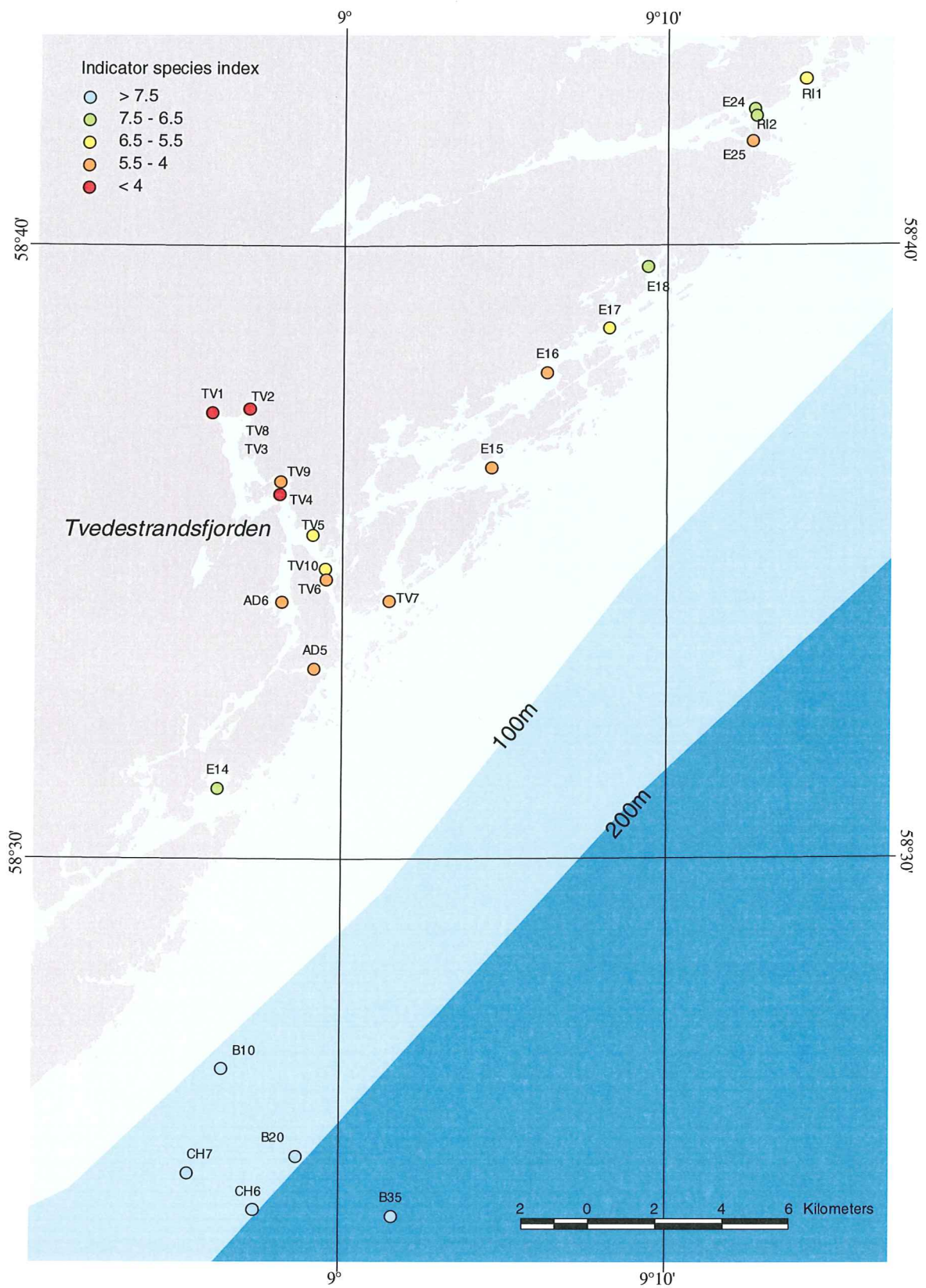


Figur 21. Sammenheng mellom utvalgte diversitetsindekser og indikatorindeks som illustrerer grad av korrelasjon mellom parametrene for 238 stasjoner langs norskekysten.

Nedenfor er vist to eksempler på bruk av Shannon-Wiener diversitetsindeks (H') og ISI-indeksen (Figur 22 og 23). Data er fra NIVA-undersøkelser i Tvedestrandsfjorden og omkringliggende områder og illustrerer forskjeller i klassifisering for de to metodene. Dette gjelder særlig for de dypere stasjonene utenfor Tvedestrandsfjorden, hvor Shannon-Wiener indeksen antyder tildels dårlige miljøforhold på de dypeste stasjonene, mens ISI-indeksen viser gode forhold. Dette illustrerer hvordan Shannon-Wiener indeksen påvirkes av sedimentets sammensetning og bunndyp og har en tendens til å angi for lav diversitet på de dypeste stasjonene som har finest sediment, selv om samfunnene ikke er påvirket av forurensing.



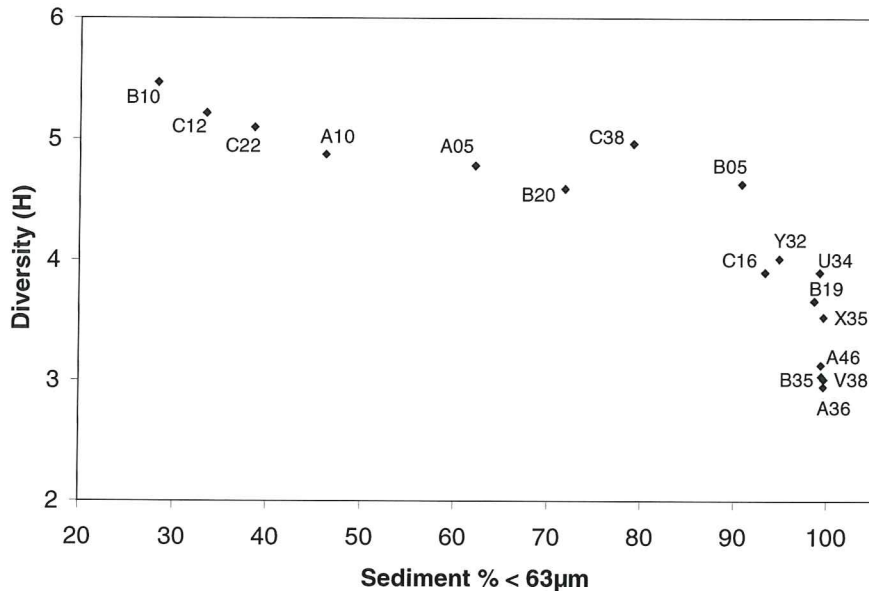
Figur 22. Gjennomsnittlig diversitet (H') på 26 stasjoner i Tvedestrandsfjorden og omkringliggende områder.



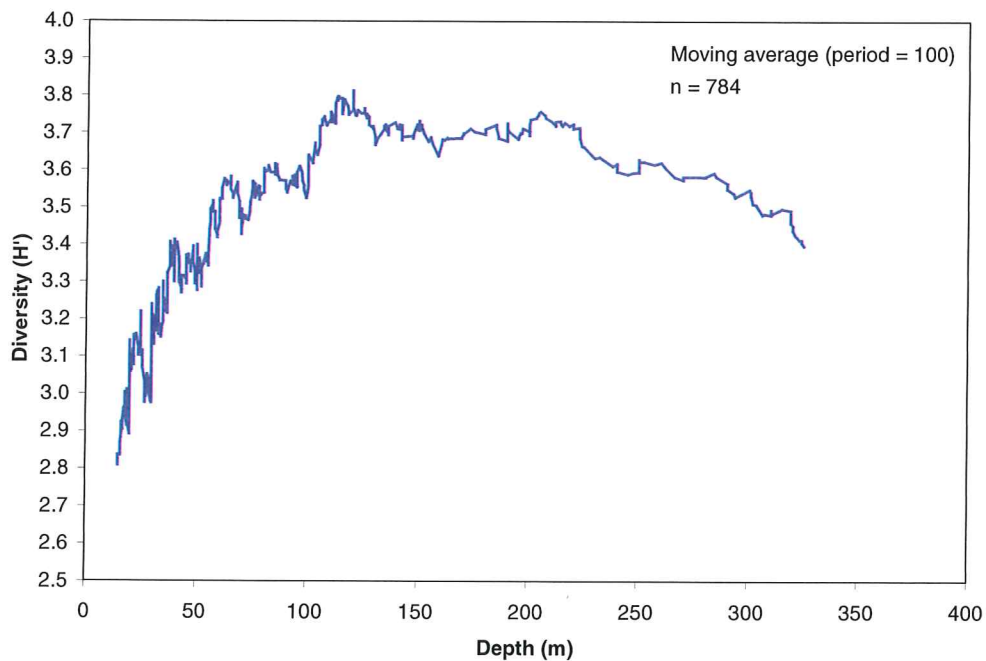
Figur 23. Gjennomsnittlig indikatorindeks (ISI) på 26 stasjoner i Tvedestrandsfjorden og omkringliggende områder.

Sammenheng mellom diversitet og miljøvariable som sedimenttype og dyp

Det er vist at diversitetsindekser ikke er uavhengige av miljøvariable på lokaliteten. Dette er illustrert i Figur 24 og 25, som viser forholdet mellom diversitet (H') og sedimenttype (her: andel finstoff i sedimentet) og mellom diversitet (H') og bunndyp.



Figur 24. Sammenheng mellom diversitet (H') og andel finstoff (sediment med kornstørrelse <63µm) i bunnsedimentet. Det er en klar tendens til at diversiteten avtar når kornstørrelsen avtar. Data fra Kystovervåkingsprogrammet (Moy et al. 2002)



Figur 25. Sammenheng mellom diversitet (H') og bunndyp. Det er en klar tendens til økende diversitet fra 50-100 m dyp og en avtagende diversitet fra 200 m og dypere.

Utvikling av ISI-indeksen

Utvikling av ISI-indeksen ("Indicator Species Index") er basert på tilstedeværelse eller fravær av arter av bløtbunnsfauna på 1080 stasjoner fra norske fjorder og kystfarvann i perioden 1975-2001 (se Figur 20 for lokalisering av prøvetakingslokaliteter). På de fleste stasjonene ble det tatt fire 0.1 m² grabbprøver. Data innen hver stasjon er slått sammen før beregning av indeksverdien. Arbeidet er delvis gjort innenfor rammene av BIOKLASS og er presentert i en separat NIVA-rapport (Rygg 2002).

Indikatorindeksen (ISI) tar utgangspunkt i om artene er sensitive eller tolerante ovenfor forurensing. For å kunne etablere sensitivitetsverdier var det nødvendig å kvantifisere grad av forurensing eller annen forstyrrelse på de ulike stasjonene. Ideelt sett hadde det vært best med data for faunasammensetning langs veletablerte forurensingsgradienter, men i mange tilfeller har det vært mangel på data om forurensing og grad av forurensning på de ulike stasjonene. Det ble derfor bestemt å benytte den biologiske informasjon innen hver prøve som en indikator på grad av forstyrrelse. Diversitet ble vurdert å være den beste parameter for å beskrive dette.

Arter som ble funnet i områder med svært lav diversitet ble vurdert som **tolerante** mens arter som bare fantes i områder med høy diversitet ble vurdert som **sensitive**. Tilstedeværelse av mange sensitive arter på en stasjon indikerer et uforstyrret område. Diversitetsindeksen ES₁₀₀ (Hurlbert 1971) ble valgt som indikator for stressverdien i de ulike samfunnene.

Sensitivitetsverdien for 200 arter ble bestemt som følger: Blant de prøvene en art (egentlig taxon) forekom ble de fem prøvene hvor arten forekom med laveste diversitetsverdi valgt og deres gjennomsnittlige ES₁₀₀-verdi ble beregnet og definert som sensitivitetsverdien for den arten (angitt som ES_{100min5}). Når sensitivitetsverdien for de ulike artene er beregnet kan man beregne sensitivitetsindeksen, eller Indikator Species Indeks (ISI) for hver stasjon. ISI-verdien for hver stasjon er da *definert som den gjennomsnittlige sensitivitetsverdien (ES_{100min5}) for artene som finnes i prøven*. Bare forekomst (tilstede/ikke tilstede) av arten benyttes ved beregning av ISI-verdien, ikke antall individer av hver art. Arter i prøven som ikke har noen beregnet ISI-verdi inngår ikke i beregning av prøvens ISI-verdi. Se forøvrig Rygg (2002).

Taksonomisk distinctness indekser, TDs

Taksonomisk distinctness indekser (taksonomisk diversitet) er foreslått som nye "biodiversitets-indekser" til å angi biodiversitet og grad av forstyrrelse i biologiske samfunn (Warwick & Clarke 1995, Warwick & Clarke 1998, Clarke & Warwick 2001). Dette er univariate (bio) indekser som tar utgangspunkt i et standard Linneisk eller fylogenetisk tre og **beregner den gjennomsnittlige avstanden innen treet for alle par av individer innen en prøve fra et biologisk samfunn**. Metodene hevdes å være uavhengig av endringer i miljøvariable innen de prøvene som studeres. Metodene er blitt benyttet i flere biologiske undersøkelser og i enkelte internasjonale publikasjoner vurdert som anvendbare til formålet. Det eksisterer et statistisk rammeverk for å vurdere avvik fra forventet verdi (forventet i forhold til et uforstyrret habitat). I denne testen sammenliknes den observerte gjennomsnittverdien i TD med en 'forventet' TD beregnet ved hjelp av en 'master' artsliste for den aktuelle regionen. Metoden tar, i sin enkleste form, utgangspunkt i artslistor med presence/absence data, og forutsetter derfor ikke at det finnes data med individtetthet pr. art (abundans). Det er for den førstnevnte type data (presence/absence) at det er mulig å gjøre statistiske tester.

Disse indeksene forsøker å innbefatte fylogenetisk diversitet (fylogenetisk sammenheng mellom artene) og er derfor også knyttet opp mot funksjonell diversitet. Ideen bak metoden er at i svært forurensede områder holdes samfunnene på et tidlig suksesjonsnivå med lav diversitet og artene er ofte nærstående fylogenetisk. Uforurensede områder i senere

suksesjonsnivåer har oftest en rekke mer distinkte arter som tilhører mange ulike rekker. Prøver fra et slikt område vil derfor ha høyere 'taksonomic distinctness' enn prøver fra et forurenset område.

I mindre forurensete eller litt forurensete områder er det ved en rekke tilfeller vist at arts sammensetningen endres uten at diversiteten endres. Samtidig har multivariate analyser vist at det er klare endringer. Men samfunn med identisk artsdiversitet kan utgjøres av arter som er tett knyttet sammen taksonomisk (tilhøre samme slekt eller familie) eller de kan være taksonomisk mer distinkt (tilhøre forskjellige rekker). Det er derfor viktig å utnytte denne informasjonen når man skal angi diversitet i et område og endringer over tid.

Taksonomisk diversitet skulle derfor av mange grunner være anvendbar i forbindelse med EUs Vanddirektiv og kravet om å overvåke biologisk diversitet. Med denne metoden skal det i utgangspunktet kunne være mulig å sammenlikne taksonomisk diversitet mellom ulike organismegrupper, mellom ulike habitater, mellom ulike innsamlingsmetoder, mellom ulike prøvestørrelser og mellom ulike institusjoner (og taksonomer).

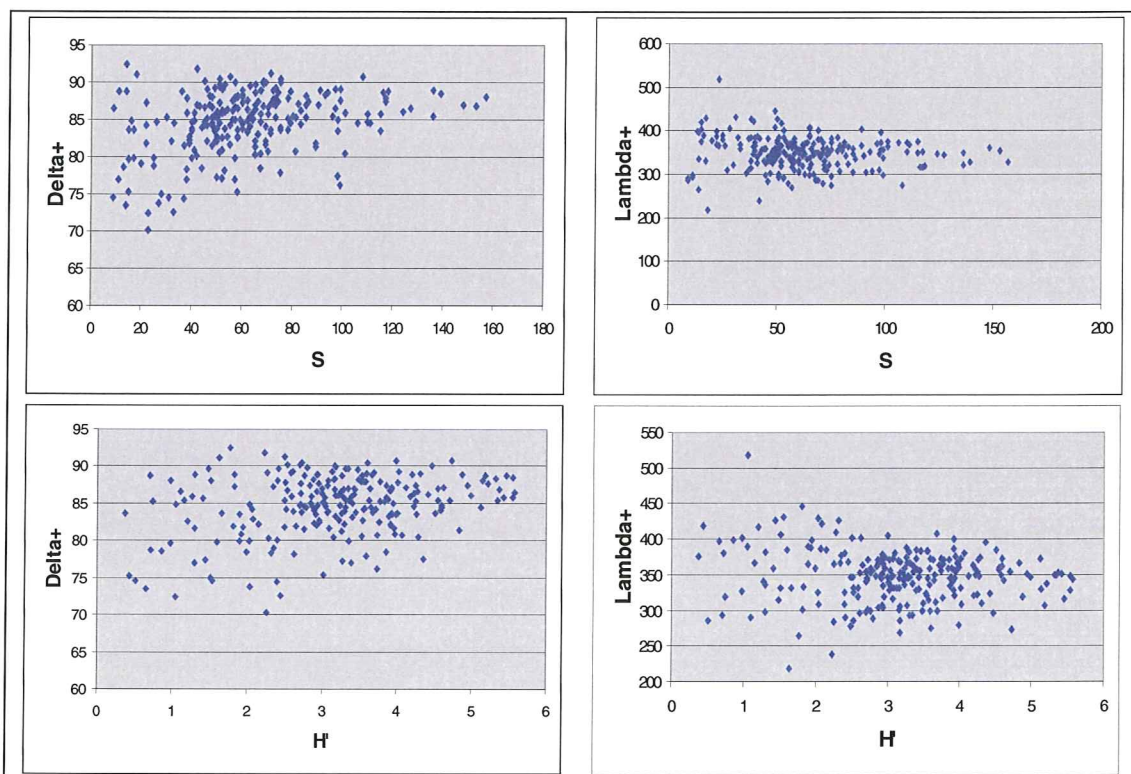
Vi har testet anvendelsen av taksonomisk diversitetsindekser på datasett fra bløtbunn. Programmet for beregning av taksonomisk diversitet finnes i programpakken PRIMER (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research; Clarke & Warwick 1994). Datasettene benyttet var data fra NIVA-databasen for norskekysten og fra kjente forurensningsgradienter fra Jøssingfjordområdet (effekter av fysisk forstyrrelse fra utslipp av gruveslam; Olsgard & Hasle 1993), fra Gullfaks-plattformen i Nordsjøen (effekter av olje og metaller fra utslipp av borekaks; Olsgard & Gray 1995) og fra indre og ytre Oslofjord (Olsgard 1995, Gray & Saanum 1988).

Metodene for å beregne taksonomisk diversitet er blitt videreutviklet etter den første artikkelen som kom i 1995 (Warwick & Clarke 1995) og som inneholdt to indekser; Delta og Delta*. Disse indeksene ble kritisert for ikke å gi mer informasjon enn hva man kan få ved å benytte standard diversitet, feks. Shannon-Wiener diversitet, H' (Somerfield & Olsgard 1997). Senere er flere taksonomiske indekser blitt lansert og pr. idag anbefales særlig to indekser kalt 'average taxonomic distinctness' (**Delta+**) og 'variation in taxonomic distinctness' (**Lambda+**), se Clarke & Warwick (2001). For våre tester har vi tatt utgangspunkt i data fra NIVAs database og benyttet de samme 238 stasjoner som ble benyttet for vurdering av diversitet. Vi sammenliknet først de anbefalte mål for taksonomisk distinctness (Delta+ og Lambda+) med antall arter i hver prøve (S, det enkleste mål for diversitet), så for antall individer (N) og de øvrige indekser (se Tabell 4).

Tabell 4. Korrelasjon (Pearson product moment korrelasjon) mellom ulike biologiske indekser basert på 238 stasjoner langs norskekysten. S = antall arter, N = antall individer, d = Margalef's indeks, J' = Pielou's indeks, ES(100) = Hurlbert's indeks, H' = Shannon-Wieners indeks, Delta+ = 'average taxonomic distinctness' og Lambda+ = 'variation in taxonomic distinctness'.

	S	N	d	J'	ES(100)	H'(log2)	Delta+	Lambda+
S	1.00							
N	0.00	1.00						
d	0.99	-0.11	1.00					
J'	0.61	-0.40	0.66	1.00				
ES(100)	0.88	-0.30	0.92	0.85	1.00			
H'(log2)	0.79	-0.31	0.83	0.96	0.95	1.00		
Delta+	0.32	0.03	0.32	0.25	0.28	0.29	1.00	
Lambda+	-0.11	-0.05	-0.10	-0.13	-0.10	-0.12	-0.68	1.00

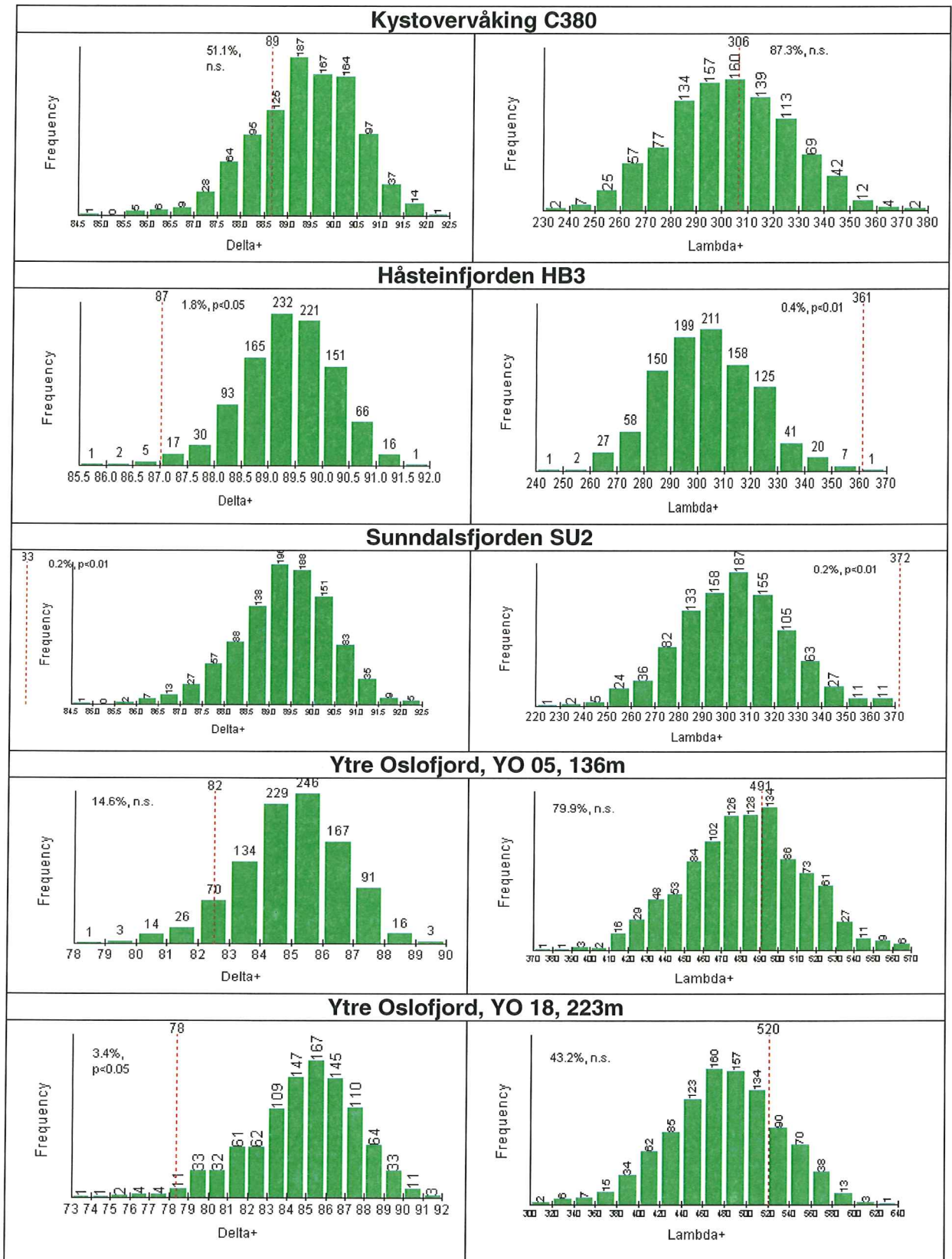
Det fremgår av tabellen at det er lave korrelasjoner mellom Delta+ og Lambda+ og de utvalgte parametrene som Margalefs indeks (d) og Shannon-Wiener indeks (H'). Dette innebærer at Delta+ og Lambda+ måler andre egenskaper ved dataene enn disse standard diversitetsmålene og viser liten redundans med disse. Således er de kandidater til de univariate indekser som vi ønsker å benytte til å angi grad av forstyrrelse i ulike områder. Nedenfor er vist plot (Figur 26) for korrelasjoner mellom Delta+ og Lambda+ og antall arter (S) og diversitet (H').



Figur 26. Sammenheng mellom Delta+ og Lambda+ 'taksonomic distinctness' indekser og antall arter (S) og Shannon-Wiener diversitet (H').

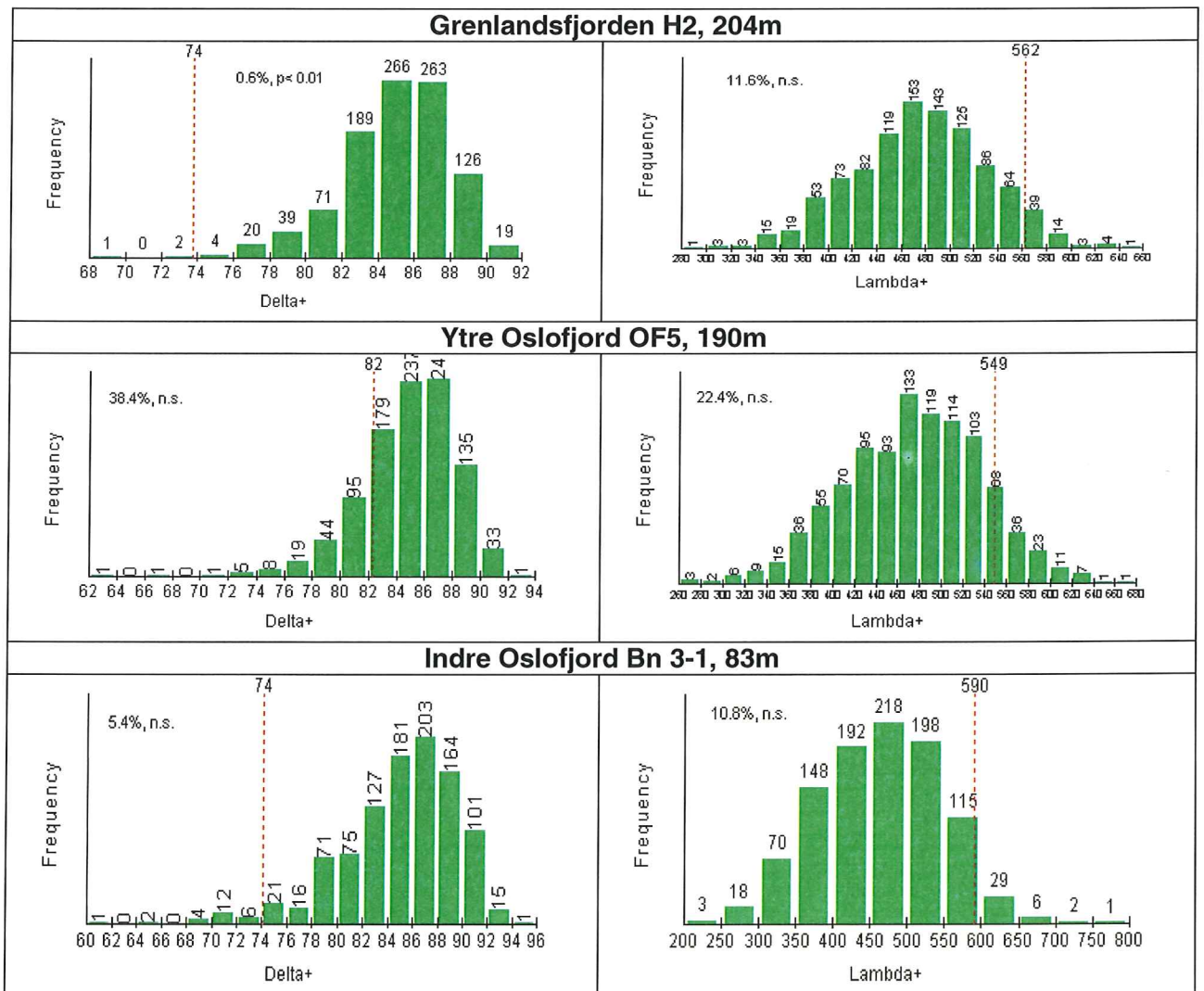
Fordi det er lave korrelasjoner mellom Delta+ og Lambda+ og de tradisjonelle mål for diversitet og helsetilstand er det vanskelig å vite hva slags informasjon disse nye indeksene gir. Vi ønsket også å mulighetene for statistisk testing av avvik fra normalen på konkrete datasett. Dette gjøres ved å teste nullhypotesen om at en artsliste fra en lokalitet, som nødvendigvis er ufullstendig, har den samme 'taxonomic distinctness' som 'master' listen fra den samme biogeografiske region. Nullhypotesen testes ved å ta uttrekk fra masterlisten med m antall arter (m er antall arter på stasjonen) og beregne Delta+ og Lambda+ for hvert uttrekk og derved bygge opp en 95% sannsynlighets 'range' av mulige verdier. Den beregnede verdien for denne lokaliteten med m arter kan da testes mot 95% intervallet for denne sannsynlighetsfordelingen og verdier lavere enn nedre grenseverdi representerer stasjoner med lavere biodiversitet enn forventet.

Vi har gjort uttesting av bruk av Delta+ og Lambda+ på en rekke forskjellige datasett og stasjoner hvor vi kjenner helsetilstanden og grad av forstyrrelse. Nedenfor er gitt histogrammer med målte verdier for Delta+ og Lambda+ og resultater fra tester av statistisk signifikans. Gjennomsnittsverdien på hver stasjon er angitt med en loddrett stiplede rød strek og signifikans er angitt i %, dvs. at verdier lavere enn 5% angir signifikant avvik fra forventet verdi. Figur 27 viser histogram, middelverdi og resultat av den statistiske testen for

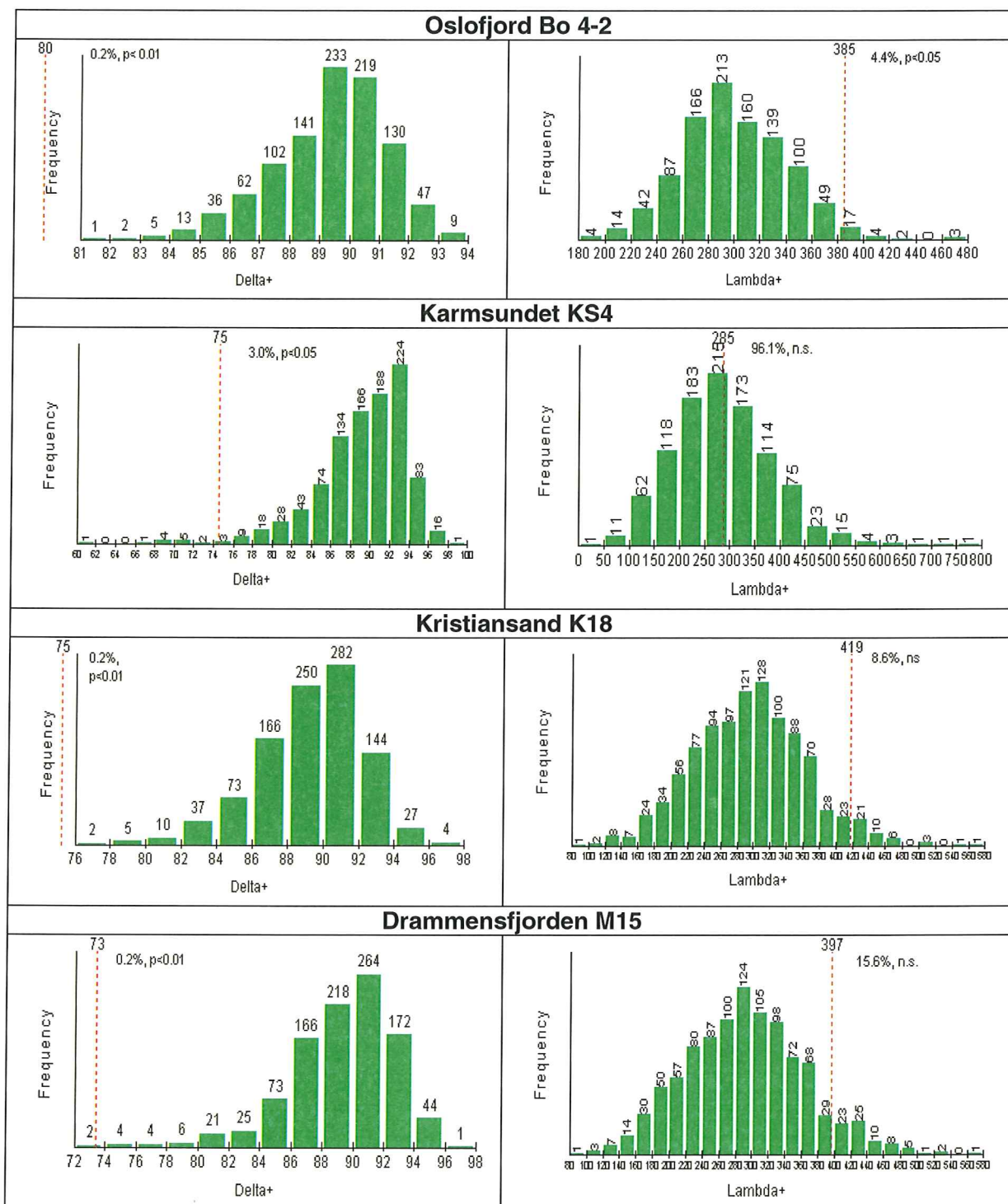


Figur 27. Uforstyrrede lokaliteter. Histogram for Delta+ og Lambda+ for 1000 tilfeldige 'subsamples' med artsantall tilsvarende den angitte lokalitet i hvert område. Vertikal stipletp rød stripe angir den målte verdien på hver stasjon og prosentverdi angir signifikans.

upåvirkede (uforstyrrede) lokaliteter langs norskekysten. **For Delta+ viser lave verdier en forstyrrelse, mens for Lambda+ viser høye verdier en forstyrrelse.** For stasjon C380 i kystovervåkingsprogrammet er verdiene for Delta+ og Lambda+ som forventet for en upåvirket lokalitet, mens for Håsteinfjorden og Sunndalsfjorden tilsier resultatene at lokalitetene er påvirket av forstyrrelse og verdiene er signifikant forskjellige fra normalverdier for uforstyrrede lokaliteter. Dette gjelder også for stasjon YO 18 (Ytre Oslofjord) for Delta+. Figur 28 og 29 viser resultatene for påvirkede (forstyrrede) lokaliteter. Det fremgår av Figur 28 at på st. H2 i Grenlandsfjordene viser både Delta+ og Lambda+ at lokalitetene er forstyrret, mens hverken på st. OF5 i Ytre Oslofjord eller på st. Bn 3-1 i indre Oslofjord viser indeksene forstyrrelse, selv om faunaens artsantall, diversitet og sammensetning tyder på at stasjonene er påvirket av forstyrrelse. På de forstyrrede stasjonene i Oslofjorden, Karmsundet, Kristiansandsfjorden og Drammensfjorden (Figur 29) viser Delta+ at stasjonene er forstyrret, mens Lambda+ tilsier uforstyrrede lokaliteter. De to indeksene viser her motstridende informasjon som vanskeliggjør tolkning. Generelt ser det ut til at Delta+ gir verdier som er best i overenstemmelse med grad av forstyrrelse på lokalitetene, mens Lambda+ ofte gir verdier som har liten grad av overenstemmelse med grad av forstyrrelse.



Figur 28. Forstyrrede lokaliteter. Histogram for Delta+ og Lambda+ for 1000 tilfeldige 'subsamples' med artsantall tilsvarende den angitte lokalitet i hvert område. Vertikal stipletp rød stripe angir den målte verdien på hver stasjon og prosentverdi angir signifikans.



Figur 29. Forstyrrede lokaliteter. Histogram for Delta+ og Lambda+ for 1000 tilfeldige 'subsamples' med artsantall tilsvarende den angitte lokalitet i hvert område. Vertikal stipletp r d stripe angir den målte verdien på hver stasjon og prosentverdi angir signifikans.

Resultatene fra signifikanstestene er angitt i Tabell 5 og 6. Med få unntak viser Delta+ forstyrrede samfunn, mens Lambda+ i de fleste tilfellene viser uforstyrrede samfunn.

Tabell 5. Signifikansverdi (%) for **uforstyrrede stasjoner**. Signifikansverdier <5% angir signifikant avvik fra forventet verdi og er vist med **fete typer**.

Område/program	Lokalitet	Delta+	Lamda+
Kystovervåkingen	C380	51.1%	87.3%
Håsteinfjorden	HB3	1.8%	0.4%
Jøssingfjorden	St. 58-93	0.2%	2.6%
Sundalsfjorden	SU2	0.2%	0.2%
Indre Oslofjord	Gk 2-1	0.2%	18.8%
Ytre Oslofjord	YO 05	14.6%	79.9%
Ytre Oslofjord	YO 18	3.4%	43.2%
Gullfaks B, Nordsjøen	150/2000	8.0%	11.0%
Gullfaks B, Nordsjøen	150/5000	31.0%	33.0%

Tabell 6. Signifikansverdi (%) for **forstyrrede stasjoner**. Signifikansverdier <5% angir signifikant avvik fra forventet verdi og er vist med **fete typer**.

Område/program	Lokalitet	Delta+	Lamda+
Karmsundet	KS4	3.0%	96.1%
Indre Oslofjord	Bm 3-1	2.6%	2.8%
Indre Oslofjord	Bo 2-2	0.2%	0.2%
Indre Oslofjord	Bo 4-2	0.2%	4.4%
Indre Oslofjord	El 1-1	0.6%	11.8%
Indre Oslofjord	Bn 3-1	5.4%	10.8%
Jøssingfjord	St. 3-87	10.4%	24.6%
Jøssingfjord	St. 26-89	0.2%	26.2%
Gullfaks B, Nordsjøen	150/250	0.18%	0.12%
Grenlandsfjorden	H2	0.6%	11.6%
Outer Oslofjord	OF5	38.4%	22.4%
Kristiansandsfjorden	KS4	0.2%	8.6%
Drammensfjorden	M15	0.2%	15.6%

I korrelasjonsplottene for Delta+ og Lambda+ i forhold til antall arter (S) og diversitet (H') (Figur 26) var det størst grad av korrelasjon for Delta+ og disse to variablene. Dette kan forklare noe av årsaken til at Delta+ ser ut til å kunne forklare grad av forstyrrelse noe bedre enn Lambda+.

I beregningene som er gjort for Delta+ og Lambda+ er alle de taksonomiske gruppene som inngår i datasettene tatt med i utregningene. Det taksonomiske system er på noe forskjellig nivå innen de ulike taksonomiske grupper. Feks. er klasser og ordener forskjellig innen gruppen Annelida enn innen gruppen Crustacea, dvs. at det hierarkiske taksonomiske tre er forskjellig. Dette kan medføre problemer ved beregning av indeksverdiene. Det pågår for tiden forskning på dette ved Universitetet i Oslo og foreløpige undersøkelser viser at man for det samme datasett kan få verdier for Delta+ og Lambda+ som viser motsatte tendenser for de forskjellige taksonomiske gruppene innen samme datasett (Kari Ellingsen 2003, UiO, pers.medd.). Dette kan tyde på at man må splitte opp datasettene i ulike organismegrupper før beregning av disse taksonomiske indeksene. Dette er informasjon som ikke fremkommer i de publiserte arbeidene fra Warwick & Clarke i perioden 1995 til 2001. Ved Universitetet i Oslo

er det også vist at påstanden om at indeksene er uavhengige av variasjon i naturlige miljøvariable mellom stasjoner, feks. dyp og kornstørrelse, heller ikke stemmer (Kari Ellingsen 2003, pers. medd.). Forskningsmiljøer i UK har også hatt problemer med den praktiske anvendelsen av disse indeksene (Alison Miles, Environmental Agency, UK, pers. medd. 2003). Det er derfor behov for videre uttesting og perfektjonering av metodene.

Totalt sett **er erfaringene med 'taxonomic distinctness' indekser på våre datasett ikke spesielt oppløftende**. Vi vil imidlertid teste ut enkeltgrupper (rekker) av organismer separat (f.eks. Polychaeta, Mollusca, Crustacea) for å se om det bedrer treffsikkerheten i klassifiseringen. Inntil det fremkommer ny informasjon som skulle tilsi at dette er gode metoder med en praktisk anvendelse, vil trolig ikke BIOKLASS SIP eller andre NIVA-prosjekter relatert til Vannrammedirektivet benytte disse metodene for klassifisering av økologisk helsetilstand.

3.4.5 Diskusjon

Bløtbunnsamfunn anvendt til økologisk klassifisering har en lang anvendeshistorie. Helt tilbake til tidlig 1900-tallet bløtbunnsfauna benyttet i vurdering av økologisk forstyrrelse. Særlig i forbindelse med effekter av eutrofi (overgjødsling) er det publisert mange arbeider og de fleste indekser er utviklet med bakgrunn i data fra denne type forstyrrelse. Klassiske eutrofi-effekter er redusert antall arter og økt antall individer av noen få forurensningstolerante arter, noe som igjen leder til redusert diversitet.

Innarbeidede metoder som diversitetsindekser og biologiske indikatorer er velegnet til å beskrive økologisk tilstand, men de tar bare hensyn til endel av informasjonen i dataene. Dette fører til at den økologiske klassifiseringen varierer i forhold til bunn-dyp og bunnsedimentenes sammensetning og organisk innhold. De senere årene er det lansert nye univariate indekser som er basert på grad av taksonomisk slektskap mellom artene innen en stasjon. Indeksene har fellesbetegnelse taksonomisk 'distinctness' indekser. . Avvik fra normalverdiene for disse indeksene skal angi grad av forstyrrelse. Vi har benyttet de mest anbefalte av disse indeksene på data fra ulike kystområder hvor vi kjenner grad av forstyrrelse i bløtbunnsamfunnene rimelig godt. De taksonomiske indeksene ga ofte resultater som var motstridende seg imellom og motstridende i forhold til den forstyrrelsen (eller mangel på forstyrrelse) som vi vet finnes på stasjonene. Dette fører til at vi vil gi mindre prioritet til disse taksonomiske indeksene fremover og avvente videre internasjonal forskning som kan raffinere metodene.

Utifra en vurdering av ulike univariate indekser, utført med grunnlag i et meget stort datasett fra norske kystområder, vil vi for **bløtbunnsfauna foreløpig anbefale indeksene Shannon-Wieners indeks (H') og Margelefs indeks (d)** i forbindelse med klassifisering av økologisk helsetilstand. Antall individer (N) viste liten samvariasjon med de øvrige indekser (Tabell 4) og kunne således være en god kandidat. Imidlertid er antall individer vist å variere endel gjennom året og mellom år innen samme stasjon og vil derfor være mindre egnet i et klassifikasjonssystem. Andre kjente indekser som Hurlberts indeks (ES_{100}), Pielous evenness (J') og Simpson's indeks ($1-\lambda$) viste stor grad av overlapp (redundans) med de valgte indeksene og ble derfor valgt bort. Biologiske indikatorer, til forskjell fra standard diversitetsindekser, tar hensyn til artenes identitet og deres sensitivitet eller toleranse for forstyrrelse. Vi har testet en biologisk indikator indeks, ISI (Rygg 2002), som ser ut til å fungere godt på bløtbunnsdata fra våre kystområder og gir ofte en mer korrekt og nyansert klassifikasjon en diversitetsindeksene nevnt over. ISI-indeksen er vist å være kompatibel med tilsvarende indekser som nå utvikles i Europa (Rygg, pers. medd.). **Vi anbefaler derfor også bruk av ISI-indeksen**. Videre arbeid for å studere ulike indeksenes egenskaper fortsetter.

I Norge har vi i flere år benyttet SFTs klassifiseringssystem for bløtbunnsfauna (SFT 1997b), hvor Shannon-Wieners diversitetsindeks, Hurlberts indeks (ES_{100}) og bunnsedimentets innhold

av organisk stoff har inngått som parametre. Dette systemet har i mange sammenhenger vist seg å være for rigid og tar ikke hensyn til viktige miljøvariable som sedimentets kornstørrelse og bunndyp. Systemet er derfor modent for revisjon, og oppfølgende arbeider innen BIOKLASS SIP vil kunne bidra til å forbedre og nyansere dette klassifiseringssystemet.

Videre arbeid

I arbeidet på bløtbunn innen BIOKLASS har vi sett nærmere på anvendelse av univariate indekser og indikatorindeksen ISI. Vi har ikke benyttet multivariate metoder eller gjort sammenlikninger mellom univariate og multivariate metoder. Multivariate metoder har en spesielt stort potensiale i denne sammenheng fordi metodene tar hensyn til artenes identitet og er vist å være velegnet til å kunne påvise selv små endringer i biologiske samfunn, noe som kan gi et tidlig varsel om at en endring er på gang. Et hovedproblem er imidlertid at det ikke er utviklet noen gode multivariate indekser (feks. multivariate diversitetsindekser) som kan anvendes direkte i et klassifiseringssystem. Dette vil bli viet mer tid i BIOKLASS SIP i 2003 og fremover. For utvikling av et godt klassifiseringssystem for økologisk helsetilstand har vi spesielt tro på at et system som bygger på en kombinasjon av univariate og multivariate metoder vil være godt egnet for dette formålet. Dette vil bli en prioritert oppgave framover.

Et mål for økologisk klassifisering i forhold til Vannrammedirektivet er at vi skal kunne angi grad av avvik i forhold til referanse- eller naturtilstand. Dette forutsetter at vi kjenner grad av naturlig variasjon for viktige biologiske parametre som antall arter, individer, diversitet, biologiske indikatorer og liknende. For å studere dette er vi avhengige av lange biologiske tidsserier fra de samme stasjonene. Vi har tilgang på flere datasett og vil gå nærmere inn i disse for å vurdere varians for de nevnte parametre innen år, og mellom år dersom slike data er tilgjengelige. Vi vil også ta kontakt med andre institusjoner i Norge for å få tilgang på mere data.

Naturlige variasjoner innen ulike (bio)geografiske områder vil være viktig å sammenlikne. Likeledes vil det være viktig å sammenlikne naturtilstand innerst i en fjord med naturtilstanden lenger ute, da det er en tendens til at feks. diversiteten avtar innover i en fjord (Buhl-Mortensen 1993; 1996). Det vil bli enklere å definere konkrete områder for videre testing av bunnfaunadata nå når typologiprojektet (Moy et al. 2003) er avsluttet og det foreligger forslag til 23 ulike vannforekomster. Vi vil nå også kunne vurdere behovet for innsamling av nye data.

4. Referanser

- Almquist, E. 1929. Upplands vegetation och flora. Acta phytogeographica Suec. I: 1-624.
- Andersen, J. R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O. & Aanes, K.J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. - SFT-veiledning. Nr. 97:04. TA-1468/1997. 31 s.
- Andersson, B. 1999. Vattenvegetation. I: Wiederholm, T. (red.) Bedømningsgrunder for miljøkvalitet. Sjøar og vattendrag. Bakgrundsrapport 2. Biologiska parametrar. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. & Furse, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. - Wat.Res. 17: 333-347.
- Battarbee, R.W., Flower, R.J., Juggins, S., Patrick, S.T. og Stevenson, A.C. 1997. The relationship between diatoms and surface water quality in the Høylandet area of Nord-Trøndelag, Norway. Hydrobiologia 350: 69-80.
- Bethoux, J.P., P. Morin & D.P. Ruiz-Pino. 2002. Temporal trends in nutrient ratios: chemical evidence of Mediterranean ecosystem changes driven by human activity. Deep-Sea Res. 49: 2007-2016.
- BMWP 1978. Final report of the biological monitoring working party. Assessment and presentation of the biological quality of rivers in Great Britain. - Unpublished report Department of the environment. *Water data Unit*. 37 s.
- Bokn, T. & Lein, T.E. 1978. Long-term changes in Fucoid association of inner Oslofjord, Norway. Norw. J. Bot. 25: 9-14.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton. NIVA-rapport nr.2344. O-86116. 111 s.
- Bryantsev, V.A., & Yu.V. Bryantseva. 1999. Long-term changes in phytoplankton of the Black Sea as related to natural and anthropogenic factors. *Ehkol. Morya* 49: 24-28.
- Buhl-Mortensen, L. & Høisæter, T. 1993. Mollusk fauna along an offshore fjord gradient. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 97: 209-224.
- Buhl-Mortensen, L. 1996. Amphipod fauna along an offshore-fjord gradient. *J. Nat. Hist.* 30: 23-49.
- Bækken, T. & Aanes, K-J. 1990. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Nr2A. Forsuring. - NIVA Rapport 2491.
- Bækken, T., Kjellberg, G. & Linløkken, A. 1999. Overvåkning av bunndyr i grensekryssende vassdrag i østlandsområdet i forbindelse med vassdragskalking. Samlerapport for undersøkelsene i 1995, 1996 og 1997. - DN-notat 1999-2.
- Bækken T. & Kjellberg, G. 1999. Klassifisering av surhetsgrad og vurdering av forsuring i rennende vann basert på forekomst av bunndyr. Klassifiseringssystem tilpasset humusrike elver og bekker i østlandsområdet. - NIVA Internettside: www.niva.no

- Cedercreutz, C. 1947. Die Gefässerpflanzenvegetation der Seen auf Åland. Acta Bot. Fenn. 38: 1-77.
- Chandler, J.R. 1970. A biological approach to water quality management. Wat. Poll. Contr. 69: 415-422.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory. National Environmental Research Council. 144 s.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. J. Appl. Ecol. 35: 523-531.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. Mar. Ecol. Prog. Ser. 216: 265-278.
- Danilov, R.A., & N.G.A. Eklund. 2001. Comparative studies on the usefulness of seven ecological indices for the marine coastal monitoring close to the shore on the Swedish east coast. Environ. Monit. Assess. 66: 265-279.
- de Lange, L. & van Zon, J.C. 1983. A system for the evaluation of aquatic biotopes based on the composition of macrophytic vegetation. Biol. Conserv. 25: 273-284.
- Direktoratet for naturforvaltning 2001. *Biologisk mangfold - Kartlegging av ferskvannsforkomster*. DN-håndbok nr. 15.
- Duarte, C.M. & Kalff, J. 1987. Latitudinal influences on the depth of maximum colonization and maximum biomass of submerged angiosperms in lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 1759-1764.
- Ellenberg, H. 1988. *Vegetation ecology of Central Europe*. Cambridge University Press, Cambridge. 731 s.
- EU2000. Directive of the European Parliament and of the Council 2000/60/EC. Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy.
http://www.vanndirektivet.no/Vanndirektivet_engelsk.pdf
- Faafeng, B., Brettum, P. og Hessen, D.O. 1990. Landsomfattende trofiundersøkelse av trofitilstanden i 355 innsjøer i Norge. Statlig program for forurensningsovervåking. SFT-Rapport 389/90, NIVA-rapport 2355/90: 57 s.
- Faafeng, B. og Oredalen, T.J. 1999. Landsomfattende trofiundersøkelse av norske innsjøer. Oppsummering av første fase av undersøkelsen 1988-1998. NIVA-rapport 4120/99: 82 s.
- Ferreira, J.G., Simas, T., Schifferegger, K., Lencart-Silva, J. 2002. Identification of sensitive areas and vulnerable zones in four estuaries. INAG. ISBN 972-9412-60-X.
- Fjellheim, A. & G.G. Raddum. 1990. Acid precipitation: monitoring of streams and lakes. Sci. Tot. Envir. 57-66.
- Fremstad, E. 1997. *Vegetasjonstyper i Norge*. NINA Temahefte 12: 1-279.
- Gacia, E., Ballesteros, E., Camarero, L., Dellgado, O., Palau, A., Riera, J.L. & Catalan, J. 1994. Macrophytes from lakes in the eastern Pyrenees: community composition and ordination in relation to environmental factors. Freshwater Biology 32: 73-81.

- Gray, J.S. & Saanum, I.D. 1989. Eutrofisisituasjonen i ytre Oslofjord. Delprosjekt 3.11. Bløtbunnsfaunaobservasjoner. Avd. marin zoologi og marin kjemi, Biologisk institutt, Univ. i Oslo. Statlig program for forurensingsovervåking. Notat. 26 s.
- Gray, J.S. 1993. Eutrophication in the sea. I: *Marine Eutrophication and Population Dynamics*. Proceedings of the 25th EMBS. G. Columbo et al. (red.), Olsen & Olsen, Denmark s. 3-11.
- Hart, C.W. Jr. & Fuller, S.L.H. 1974. *Pollution ecology of freshwater invertebrates*. Academic Press, N.Y. Haury, J. & Peltre M-C. 1993. Intérêts et limites des "indices macrophytes" pour qualifier la mésologie et la physico-chimie des cours d'eau: exemples armoricains, icards et lorrains. *Annals. Limnol.* 29: 239-253.
- Haury, J., Peltre, M-C., Muller, S., Thiebaut, G., Tremolieres, M., Demars, B., Barbe, J., Dutartre, A., Daniel, H., Bernez, I., Guerlesquin, M., Lambert, E. 2000. Les macrophytes aquatiques bioindicateurs des systèmes lotiques - Intérêts et limites des indices macrophytiques. Synthèse bibliographique des principales approches européennes pour le diagnostic biologique des cours d'eau. UMR INRA-ENSA EQHC Rennes & CREUM-Phytoécologie Univ. Metz. Agence de l'Eau Artois-Picardie: 101 s. + Annex.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. *Publ. Water Res. Inst.* 37: 1-91.
- Heitto, L. 1990. Macrophytes in Finnish forest lakes and possible effects of airborne acidification. In: Kauppi m.fl. (red.): *Acidification in Finland*. Springer, Berlin.
- Hellawell, J. 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier, London.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended corresponded analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.
- Hodgekiss, I.J., & K.C. Ho. 1997. Are changes in N:P ratios in coastal waters the key to increased red tide blooms? *Hydrobiologia* 352: 141-147.
- Hurlbert S N, 1971. The non-concept of species diversity. *Ecology* 53: 577-586.
- Hutchinson, G.E. 1975. *A treatise on limnology*. Vol. III. Limnological botany. John Wiley & Sons, Inc.
- Hynes, H.B.N. 1960. *The biology of polluted waters*. Liverpool University Press, Liverpool. 202 s.
- Järnefeldt, H. 1952. Plankton als Indikator der Trophiegruppen der Seen. *Ann. Acad. Scient. Fennicae. Ser. A IV. Biologica* 18: 1-27.
- Jensen, J.P. et al. 1996. Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Danmarks miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 176.
- Jensen, J.P. og Søndergaard, M. 1998. Indikatorer for naturkvalitet i søer. Danmarks Miljøundersøgelser, Faglig rapport fra DMU, nr. 238.
- Jensen, S. 1979. Classification of lakes in southern Sweden og the basis of their macrophyte composition by means of multivariate methods. *Vegetation* 39: 129-146.

- Karydis, M., & G. Tsirtsis. 1996. Ecological indices: a biometric approach for assessing eutrophication levels in the marine environment. *Sci.Total Environ.* 186: 209-219.
- Kitsiou, D., & M. Karydis. 2000. Categorical mapping of marine eutrophication based on ecological indices. *Sci. Total Environ.* 225: 113-127.
- Kolkwitz, R. and M. Marsson. 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien, *Berichte Deutsch. Bot. Gess.* 26a: 505-519.
- Lepistö, L. 1999. Phytoplankton assemblages reflecting the ecological status of lakes in Finland. *Monographs of the Boreal Environment Research. Monograph, No.16.*
- Liebmann, H. 1962. *Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie.* Vol.1 2.ed. R. Oldenburg Munchen.
- Lim, D.S.S., Douglas, M.S.V. og Smol, J.P. 2001. Diatoms and their relationship to environmental variables from lakes and ponds on Bathurst Island, Nunavut, Canadian High Arctic. *Hydrobiologia*, 450: 215-230.
- Little, J.L., Hall, R.I., Quinlan, R. og Smol, J.P. 2000. Past trophic status and hypolimnetic anoxia during eutrophication and remediation of Gravenhurst Bay, Ontario: comparison of diatoms, chironomids, and historical records. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 333-341.
- Lohammar, G. 1938. *Wasserchemie und höhere Vegetation scwedisher Seen.* Symb. Bot. Ups. III: 1. Uppsala.
- Lundh, A. 1951. Studies on the vegetation and hydrochemistry of Scanian lakes. I. Higher aquatic vegetation. *Bot. Notiser Suppl.* 2: 1-41.
- Lyche-Solheim, A., Erikstad, L., Andersen, T., Saloranta, T., Raddum, G.G., Fjellheim, A., Schartau, A.K.L., Brettum, P., Lindstrøm, E.A., Mjelde, M., Walseng, B. og Hesthagen T. 2003. Forslag til typologi, referansetilstand og referansenettverk for norske innsjøer og elver. NIVA-rapport 4634: 93 s.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement. 1. Ecological communities. Diversity. Mathematical models.* Croom Helm, Sydney, Australia, 175 s.
- Maristo, L. 1941. Die Seentypen Finnlands auf floristischer und vegetationsfysionomischer Grundlage. *Ann. Bot. Soc. Zool.-Bot. Fenn. Vanamo* 15, 5, Helsinki 314 s.
- Mathisen, H. 1980. Sjøernes planter. s. 237-280 i: Nørvang & Lindø (eds): *Danmarks natur*, bind 5, 3.utg. Politikens forlag.
- Melzer, A. 1988. *Der makrophytenindex - eine biologische methode zur ermittlung der nährstoffbelastung von seen.* Habilitationsschrift TU münchen. 249 s.
- Mjelde, M. 1997. Virkninger av forurensning på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Vannvegetasjon i innsjøer - effekter av eutrofiering. En kunnskapsstatus. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport 3755-97.
- Mjelde, M., Rørslett, B. og Wang, P. 2000. Norsk vannflora. Forprosjekt: Eksempler på faktaark. NIVA-rapport 4180-2000.
- Moen, A. 1998. *Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon.* Statens kartverk. Hønefoss.

- Moy F, Walday M. 1992. Marine vannkvalitetskriterier - hardbunn. Vurdering av utvalgte indekseres egnethet som grunnlag for fastsetting av vannkvalitet. Høringsutkast. NIVA-rapport O-8612602. 64 s.
- Moy, F., Aure, J., Dahl, E., Green, N, Johnsen, T., Lømsland, E. Magnusson, J., Omli, L., Oug, E., Pedersen, A., Rygg, B., Walday, M. 2002. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. 10-årsrapport 1990-1999. SFT-rapport 848/02. NIVA-rapport 4543-2002. 136 s.
- Moy, F., Bekkby, T., Cochrane, S., Rinde, E., Voegelé, B. 2003. Marin karakterisering. Typologi, system for å beskrive økologisk naturtilstand og forslag til referansenettverk. FoU-oppgave tilknyttet EUs rammedirektiv for vann.. NIVA-rapport 4731-2003. 90 s.
- Nixon et al. 1996. The harmonised monitoring and classification of ecological quality of surface waters in the European Union. Draft final report No CO 4096.
- Nordiska Minsisterrådet 1984. Naturgeografisk regioninndeling av Norden.
- Nygaard, B. et al. 1999. Naturkvalitet - kriterier og metodeudvikling. Danmarks miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 285.
- Nygaard, G. 1949. Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes. K. Danske Vidensk. Selsk., Biol.skr.VII (1), 293 s.
- Olsgard, F. 1995. Overvåking av forurensingssituasjonen i indre Oslofjord. Undersøkelser av bløtbunnsfauna. Biologisk institutt, Universitetet i Oslo. SFT-rapport 622/95. 106 s.
- Olsgard, F. & Hasle, J.R. 1993. Impact of waste from titanium mining on benthic fauna. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 172: 185-213.
- Olsgard, F. & Gray, J.S. 1995. A comprehensive analysis of effects of offshore oil and gas exploration and production on the benthic communities of the Norwegian continental shelf. Mar. Ecol. Prog. Ser. 122: 277-306.
- Olrik, K. 1994. Phytoplankton - ecology. Miljøprosjekt 251. Ministry of the Environment. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen.
- Olrik, K., Blomqvist, P., Brettum, P., Cronberg, G. and Eloranta, P. 1998. Methods for quantitative assessment of phytoplankton in freshwaters, part I. Naturvårdsverkets rapport, nr. 4860.
- Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N. 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: A marine benthic macrophytes-based model. Mediterranean Marine Science 2/2:45-65.
- Palmer, M.A., Bell, S.L. & Butterfield, I. 1992. A botanical classification of standing waters in Britain: applications for conservation and monitoring. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 2: 125-143.
- Pearson TH, Rosenberg R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 16: 229-311.
- Pålsson, L. (red.) 1998. *Vegetationstyper i Norden*. TemaNord 1998: 510. Nordisk Ministerråd. København.

- Raddum, G.G. and A. Fjellheim. 1984. Acidification and early warning organisms in freshwater in western Norway. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22??
- Rosén, G. 1981. Phytoplankton indicators and their relations to certain chemical and physical factors. Limnologica (Berlin), 13: 263-290.
- Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (red.) 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York & London.
- Rott, E. 1981. Some results from phytoplankton counting intercalibrations. Schweiz. Z. Hydrol. 43: 34-62.
- Rott, E. 1984. Phytoplankton as biological parameters for the trophic characterization of lakes. Verh.Int.Verein.Limnol. 22: 1078-1085.
- Rygg B. 1995. Indikatorarter for miljøtilstand på marin bløtbunn. Klassifisering av 73 arter/taksa. En ny indeks for miljøtilstand, basert på innslag av tolerante og ømfintlige arter på lokaliteten. NIVA-rapport 3347-95. 68 s.
- Rygg, B. 2002. Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway. NIVA-rapport 4548-2002. 32 s.
- Rørslett, B. 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. Aquatic Botany 39: 173-193.
- Samuelsson, G. 1925. Untersuchungen über die höhere Wasserflora von Dalarna. Svenska växtecologiska sällskapets handlingar IX.
- SFT, 1987. 1000-sjøers undersøkelsen 1986. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 282/87, TA 624/1987: 31 s.
- SFT, 1989. Vannkvalitetskriterier for ferskvann. Statens forurensningstilsyn TA 630/89.
- SFT, 1992. Miljøkvalitetskriterier for fjorder og kystvann. Statens forurensningstilsyn.
- SFT, 1997a. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning nr. 97:04, TA-1468/1997. 31 s.
- SFT 1997b. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. Av: Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J., Sørensen, J. SFT-veiledning nr. 97:03, TA-1467/1997. 36 s.
- Shannon, C.E. 1948. A mathematical theory of communication. Bell. Syst. Tech. J. 27: 379-423, 623-656.
- Shannon, C.E. og Weaver, W. 1963. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana., 117 s.
- Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T.S., Lien, L., Lydersen, E. og Buan, A.K. 1996. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 677/96: 73 s.
- Sladeczek, V. 1973. System of water quality from the biological point of view. Arch. Hydrobiol. Beih. 7: 1-218.

- Smayda, T.J. 1990. Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: Evidence for a global epidemic. s. 29-40 i: Granéli, E., Sundström, B., Edler, L., Anderson D.M. (red). *Toxic Marine Phytoplankton*. Elsevier. New York.
- Somerfield, P.J., Olsford, F. & Carr, M.R. 1997. A further examination of two new taxonomic distinctness measures. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 154: 303-306.
- Srivastava, D.S., Staicer, C.A., Freedman, B. 1995. Aquatic vegetation of Nova Scotian lakes differing in acidity and trophic status. *Aquat. Bot.* 51: 181-196.
- Sørensen, G. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant society based on similarity of species content. *K. Danske Vidensk. Selsk.* 5: 1-34.
- ter Braak, C.J.F. & I. C. Prentice. 1988. A theory of gradient analysis. *Adv. Ecol. Res.* 18: 271-317.
- Trifanova, I.S. 1989. Changes in community structure and productivity of phytoplankton as indicators of lake and reservoir eutrophication. *Arch. Hydrobiol., Beih., Ergebnisse der Limnologie* 33: 363-371.
- Tsirtsis, G., & M. Karydis. 1998. Evaluation of phytoplankton community indices for detecting eutrophic trends in the marine environment. *Environ. Monit. Assess.* 50: 255-269.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. *Mitt. Int. Verein. Limnol.* 9: 1-38.
- van Buuren, J., Smit, T., Poot, G., van Elteren, A., Kamp, O. 2002. Testing of indicators for the marine and coastal environment in Europe. Part 1: Eutrophication and integrated coastal zone management. EEA Technical Report No. 84. ISBN 92-9167-502-4. 50 s.
- van Groenendael, J.M., van Mansfeld, M.J.M., Roozen, A.J.M. & Westhoff, V. 1993. Vegetation succession in lakes in the coastal fringe of West Connemara, Ireland. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 3: 25-41.
- Warwick, R.M. & Clarke, K.R. 1995. New biodiversity measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 129: 301-305.
- Warwick, R.M. & Clarke, K.R. 1998. Taxonomic distinctness and environmental assessment. *J. Appl. Ecol.* 35: 532-543.
- Washington, G.H. 1984. Diversity, biotic and similarity index. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Wat. Res.* 18: 653-694.
- Wass, M.L. 1967. Biological and physiological basis of indicator organisms and communities. I: Olson, T.A. and Burgess, F.J. (red.). *Pollution and marine ecology*. Interscience Publishers, New York., s. 271-283.
- Willén, E. 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Biologiska parametrar. Naturvårdsverket rapport, nr. 4921.
- Woodiwiss, F. 1960. Trent biological index of pollution. 2nd Quinquennial Abstract of Statistics relating to the Trent Watershed. Trent River Authority.
- Wright J.F., Sutcliffe, D.W. & Furtse M.T. 2000 (red). *Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques*. Proceedings. - Freshwater Biological Association 2000.

Ærtebjerg, G., Andersen, J.H., Hansen, O.S. 2003. (red.). Nutrients and eutrophication in Danish Marine Waters. A challenge for science and management. National Environmental Research Institute, NERI. 126 s.

Økland, J. 1983. *Ferskvannets verden 3. Regional økologi og miljøproblemer*. Universitetsforlaget.

Aanes, K.J., og Bækken, T. 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Nr.1 Generelle del., NIVA-rapport 2278. 62 s.