



RAPPORT LNR 4860-2004



BIOKLASS -
Klassifisering av økologisk status
i norske vannforekomster

Forslag til aktuelle kriterier og
mulige grenseverdier mellom god
og moderat økologisk status for
utvalgte elementer og påvirkninger



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 - Klassifisering av økologiske status i norske vannforekomster: Forslag til aktuelle kriterier og foreløpige grenseverdier mellom god og moderat økologisk status for utvalgte elementer og påvirkninger	Løpenr. (for bestilling) 4860	Dato 12.10.2004
	Prosjektnr. Undernr. 23359	Sider Pris 63
Forfatter(e) Anne Lyche Solheim (redaktør), Tom Andersen, Pål Brettum, Torleif Bækken, Terje Bongard (NINA), Frithjof Møy, Tone Kroglund, Frode Olsgard, Brage Rygg, Eivind Oug	Fagområde Akvatisk økologi	Distribusjon
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens Forurensingstilsyn, Norges Forskningsråd, NIVA	Oppdragsreferanse Kontrakt nr. 6004072
----------------------------------------------------------------------------	-------------------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Rapporten gir oversikt over aktuelle kriterier for klassifisering av økologisk status i norske elver, innsjøer og kystområder, for utvalgte biologiske elementer og påvirkninger, samt forslag til foreløpige grenseverdier mellom god og moderat status. Resultatene er første bidrag til et nytt system for klassifisering av økologisk status i hht. kravene i EUs Rammedirektiv for Vann. Følgende elementer og påvirkninger er vurdert: Fytoplankton i innsjøer relatert til eutrofiering, bunnfauna i elver relatert til forsurening og organisk belastning, makroalger i kystområder relatert til eutrofiering og bløtbunnsfauna i kystområder relatert til organisk belastning. Arbeidet inngår i det strategiske instituttprogrammet BIOKLASS.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Vannrammedirektivet 2. Økologisk status 3. Klassifiseringskriterier 4. Grenseverdier 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Water Framework Directive 2. Ecological status 3. Classification criteria 4. Boundary values
-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------



Anne Lyche Solheim
Prosjektleder



Kari Nygaard
Kvalitetssikrer (marin del)
ISBN 82-577-4544-8



Nils Roar Sælthun
Forskningsdirektør

BIOKLASS

Klassifisering av økologiske status i norske vannforekomster

Forslag til aktuelle kriterier og foreløpige grenseverdier
mellom god og moderat økologisk status for utvalgte
elementer og påvirkninger

Forord

Denne rapporten er første bidrag til et nytt biologisk basert klassifikasjonssystem for økologisk status, som er utviklet i hht. kravene i EUs Rammedirektiv for Vann. Arbeidet er utført som en del av det strategiske instituttprogrammet BOKLASS, som er finansiert av Norges Forskningsråd. Direktoratsgruppa for implementering av EUs Rammedirektiv for Vann har gitt støtte til dette programmet, og har bedt om at det utvikles forslag til kriterier og foreløpige grenseverdier mellom tilstandsklassene god og moderat økologisk status.

NIVA har vært ansvarlig for arbeidet i samarbeid med NINA, og resultatene har vært på høring hos eksterne eksperter. Forfatterne vil herved takke for konstruktive forslag til forbedringer fra de eksterne ekspertene.

Følgende eksperter har vært brukt:

- Fytoplankton i innsjøer: Øyvind Løvstad, Limnoconsult og Helge Reinertsen, NTNU
- Bunnfauna i elver: Gunnar Raddum, Unifob, Univ. i Bergen og John Brittain, LFI, Naturhistoriske Museer v. Univ. i Oslo
- Makroalger i marine kystområder: Jon Rueness, Biologisk inst., Univ. i Oslo
- Bløtbunnsfauna i marine kystområder: Torleiv Brattegard, UiB, Lene Buhl Mortensen, HI, Børge Holte, Miljøvernadv. Fylkesmannen i Tromsø og John S. Gray, Univ. i Oslo.

Forfattere som har bidratt til forskjellige deler av rapporten:

- Fytoplankton i innsjøer: Tom Andersen og Pål Brettum, NIVA
- Bunnfauna i elver: Torleif Bækken, NIVA og Terje Bongard, NINA
- Makroalger i kystområder: Frithjof Moy og Tone Kroglund, NIVA
- Bløtbunnsfauna i kystområder: Frode Olsgard, Brage Rygg og Eivind Oug, NIVA

Anne Lyche Solheim har vært prosjektleder og redaktør for rapporten. Ansvarlig for kvalitetssikring har vært Nils Roar Sælthun for ferskvann og Kari Nygaard for marine kvalitetskriterier.

Oslo, 12. oktober 2004

Anne Lyche Solheim

Innhold

Sammendrag	6
Summary	9
1. Innledning	11
2. Aktuelle kriterier og mulige grenseverdier	13
2.1 Planteplankton i innsjøer i forhold til eutrofiering	13
2.1.1 Konklusjon	13
2.1.2 Aktuelle kriterier og mulige grenseverdier	13
2.1.3 Usikkerhetsvurderinger	14
2.2 Bunnfauna i elver i forhold til forsuring	14
2.2.1 Konklusjon	14
2.2.2 Aktuelle kriterier og mulige grenseverdier	15
2.2.3 Usikkerhetsvurderinger	15
2.3 Bunnfauna i elver i forhold til organisk belastning	16
2.3.1 Konklusjon	16
2.3.2 Aktuelle kriterier og mulige grenseverdier	16
2.3.3 Usikkerhetsvurderinger	17
2.4 Makroalger marint i forhold til eutrofiering	17
2.4.1 Konklusjon	17
2.4.2 Aktuelle kriterier og mulige grenseverdier for ulike kriterier	18
2.4.3 Usikkerhetsvurderinger	19
2.5 Bunnfauna marin bløtbunn i forhold til organisk belastning	20
2.5.1 Konklusjon	20
2.5.2 Aktuelle kriterier og mulige grenseverdier	20
2.5.3 Usikkerhetsvurderinger	21
3. Litteratur	21
Vedlegg A. Planteplankton	22
Materiale og metoder	22
Potensielle kvalitetskriterier som er vurdert	23
Utfyllende kommentarer til tabellen i avsn. 2.1.2	25
Litteraturreferanser	29
Vedlegg B. Bunnfauna i elver i forhold til forsuring	31
Materiale og metoder	31
Potensielle kvalitetskriterier som er vurdert	31
Utfyllende kommentarer til tabellen i avsn. 2.2.2	33
Litteraturreferanser:	36
Vedlegg C. Bunnfauna i elver i forhold til organiske belastning	37
Materiale og metoder	37
Potensielle kvalitetskriterier som er vurdert	37
Utfyllende kommentarer til tabellen i avsn. 2.3.2	40

Litteratur-referanser:	41
Vedlegg D. Makroalger marint i forhold til eutrofiering	42
Materiale og metoder	42
Potensielle kvalitetskriterier som er vurdert	46
Utfyllende kommentarer til tabellen i avsn. 2.4.2	53
Litteraturreferanser	53
Vedlegg E. Bløtbunnsfauna marint relatert til organisk belastning	54
Materiale og metoder	54
Potensielle kvalitetskriterier som er vurdert	54
Litteratur-referanser	62

Sammendrag

I forbindelse med implementering av EUs Rammedirektiv for Vann kreves fastsettelse av økologisk status i alle vannforekomster i elver, innsjøer og kystområder. I hht. Annex V i Direktivet skal økologisk status primært fastsettes ut fra biologiske kvalitetselementer, dvs. planteplankton, makroalger, vannplanter, begroingsalger, bunndyr og fisk (fisk kun i ferskvann og overgangsvann) med tilhørende fysisk-kjemiske støtte-elementer. For å kunne bruke biologiske forhold til å fastsette økologisk status må det utvikles et nytt klassifikasjonssystem basert på biologisk respons i forhold til ulik grad av påvirkning. Denne responsen skal måles som avvik fra referansetilstand, og forutsetter kunnskap om naturgitte forhold ved tilnærmet upåvirket tilstand, også kalt høy økologisk status. EUs mål er at alle vannforekomster som er i moderat, dårlig eller svært dårlig status skal bringes tilbake til god status innen 2015. I den sammenhengen skal det også vurderes behov for nye tiltak. Grensen mellom klassene god og moderat økologisk status er derfor svært viktig å definere og blir det mest kritiske fordi den bestemmer hvor tiltakskravene må settes inn.

I Annex V er det kun angitt kvalitative beskrivelser, beskrevet som såkalte normative definisjoner, av forskjellene mellom de ulike klassene av økologisk status i forhold til referansetilstanden. Kvantitative kriterier som er tilpasset de normative definisjonene kan brukes til å fastsette grenseverdier mellom de ulike klassene av økologisk status ved ulik grad og type påvirkning. Med kriterier menes et kvantitativt uttrykk for økologisk respons på en påvirkning, som f. eks. en biologisk indikator, indeks eller parameter eller en kombinasjon av flere parametre.

NIVA og NINA vil i samarbeid med andre fagmiljøer i perioden 2003-2006 utvikle det faglige grunnlaget for et nytt klassifikasjonssystem basert på biologiske elementers avvik fra naturtilstanden. Dette arbeidet utføres gjennom et felles strategisk instituttprogram kalt BIODIV, som finansieres av MD gjennom Norges Forskningsråd. Dette arbeidet vil ikke være ferdig før i 2006, men vil inngå i det internasjonale arbeidet med interkalibrering av metoder for fastsettelse av økologisk status, som foregår i samme periode. Arbeidet vil også være en del av i REBECCA-prosjektet, som er et nytt EU-prosjekt finansiert av EUs 6. Rammeprogram. REBECCA skal utvikle kvantitative relasjoner mellom biologiske og fysisk-kjemiske forhold i overflatevann (elver, innsjøer og kystområder).

Norske myndigheter har allerede nå behov for midlertidige grenseverdier mellom god og moderat status i forbindelse med karakteriseringen av norske vannforekomster høsten 2004. Denne karakteriseringen skal dele vannforekomstene i to grupper: De som sannsynligvis vil tilfredsstillende Rammedirektivets miljømål om god status, og de som er i fare for ikke å gjøre det. Resultatet av karakteriseringen skal rapporteres til EFTAs overvåkingsorgan ESA innen mars 2005.

Målet med denne rapporten har derfor vært å utvikle aktuelle biologiske og fysisk-kjemiske kriterier og mulige grenseverdier for de mest sentrale biologiske elementene i de forskjellige vannkategoriene. I dialog med oppdragsgiver ble følgende elementer og påvirkningstyper utvalgt:

1. Planteplankton i innsjøer i forhold til eutrofiering (Totalfosfor og klorofyll *a*)
2. Bunndyr i elver i forhold til a) forsuring (pH) og b) organisk belastning (TOC)
3. Makroalger marint i forhold til eutrofiering (Totalnitrogen og totalfosfor)
4. Bunndyr marint (bløtbunn) i forhold til organisk belastning (Oksygenforhold og TOC i sediment)

De foreløpige resultatene ble forelagt eksterne eksperter for de forskjellige biologiske elementene (se forord), og revisjon ble foretatt ut fra innkomne kommentarer.

Rapporten representerer første bidrag til utvikling av et nytt biologisk basert klassifikasjonssystem for Norge.

Tabellen nedenfor viser hvilke kriterier som er foreslått for de forskjellige biologiske elementene. Forslag til mulige grenseverdier for de forskjellige kriteriene finnes i kapittel 2 i rapporten, mens vedleggene angir datagrunnlaget, samt nærmere beskrivelse av metoder og analyser som er vurdert som basis for kriteriene og grenseverdiene.

Biologisk element og vannkategori	Påvirkningstype	Kriterier *
Planteplankton i innsjøer	Eutrofiering	Totalbiomasse Klorofyll a % Blågrønnalger (minus <i>Merismopedia</i>) % Gullalger Totalfosfor
Bunndyr i elver	Forsuring	Raddum indeks Bækken og Aanes indeks Bækken og Kjellberg indeks Medins indeks
Bunndyr i elver	Organisk belastning	Average score per taxon (ASPT) Danish Stream Fauna Index (DSI) Biological Monitoring Working Party Index (BMWP) Chandlers indeks
Makroalger marine kystområder	Eutrofiering	Antall arter Shannons diversitetsindeks Margelefs diversitetsindeks Andel tolerante arter Indeks A
Bunndyr (bløtbunn) marine kystområder	Organisk belastning el. Eutrofiering	H₆₃ (Shannon-Wiener indeks) ES100₆₃ (Hurlberts indeks) S04 ₆₃ (ny artsindeks 1) SN ₆₃ (ny artsindeks 2) ISI_{dvp200} (Arts –indikatorindeks)

* de enkelte indeksene er nærmere definert i kapittel 2 og 3. Indekser angitt med fete typer anses som minst usikre på det nåværende tidspunkt.

Det understrekes at resultatene må benyttes med varsomhet, da usikkerheten er stor. Datagrunnlaget er fortsatt mangelfullt for enkelte analyser av responskurver, og det har ikke vært tilstrekkelig ressurser i dette prosjektet til å sikre forsvarlig vitenskapelig kvalitet for alle elementene. Så vel kriterier som mulige grenseverdier vil dessuten bli revidert i hht. resultater som vil komme fra det internasjonale arbeidet med interkalibrering av økologisk status i regi av EU-kommisjonen (Arbeidsgruppe 2A ECOSTAT), og som resultat fra EU-prosjektet REBECCA, samt andre relevante EU-prosjekter (AQEM, STAR, FAME m.fl.).

NIVA har i mange år arbeidet med klassifiseringssystemer for miljøkvalitet. I forbindelse med innføringen av vannrammedirektivet var det tidlig klart at biologiske klassifiseringssystemer kom å bli sentrale i karakteriseringen av miljøtilstand, og at dette utviklingsarbeidet ville måtte gjennomføres med svært stramme tidsrammer. NIVA søkte derfor om et strategisk instituttprogram – BOKLASS – sammen med NINA, første gang i 1999. Programmet startet opp i 2003 og går ut 2006.

Hovedbegrunnelsen for dette programmet er at det gjenstår mye pionerarbeid før alle de biologiske klassifiseringsindeksene er robuste nok til at de kan brukes i implementeringsarbeidet for EUs Rammedirektiv for Vann. Når man leser denne rapporten og ikke minst tester ut klassifiseringsindeksene som er foreslått er det viktig å ha dette i mente. Noen av indeksene, for eksempel noen av bløtbunnsindeksene for sjøvann, er utviklet gjennom mange år. Andre indekser, som hardbunnsfloraindeksen, er i en tidlig utviklingsfase og lite robuste. Det er derfor viktig at alle indeksene brukes med godt faglig skjønn, og at det utvises stor forsiktighet i bruk av disse nye og lite uttestete indeksene. BOKLASS vil gå ut 2006 og vi venter å presentere robuste indekser for alle de biologiske elementene som et sluttprodukt i dette strategiske instituttprogrammet.

Summary

Title:

BIOKLASS – Classification of ecological status in Norwegian water bodies: Relevant criteria and possible boundary values between good and moderate ecological status for selected elements and pressures.

Year: 2004

Authors:

Anne Lyche Solheim (redaktør), Tom Andersen, Pål Brettum, Torleif Bækken, Terje Bongard (NINA), Frithjof Moy, Tone Kroglund, Frode Olsgard, Brage Rygg, Eivind Oug

Source: Norwegian Institute for Water Research, Report no. 4860, ISBN No.: 82-577-4544-8

According to Annex V in the EU Water Framework Directive the ecological status of water bodies must be assessed using biological elements and supporting physico-chemical elements. These assessments require knowledge on reference conditions for the elements in different types of water bodies within all the water categories, rivers, lakes and coastal waters, and on the response of these elements along different pressure gradients. The ecological status is classified in five status classes: high, good, moderate, poor and bad. The main environmental objective in the Directive is that all water bodies in less than good status should be subject to measures to restore them back to good status within 2015. Thus each country implementing the Directive needs to develop a classification system in which the status class is assessed by measuring the degree of deviation from reference conditions for the different biological and physico-chemical elements. The assessment of the class boundary between good and moderate ecological status is of particular importance, since this is the boundary separating water bodies in the need of measures from those not in the need of measures.

To set the good/moderate boundary, the normative definitions describing the qualitative response of the different elements along the relevant pressure gradients (given in Annex V) need to be “translated” or operationalized by means of quantitative criteria describing the relevant response curves or dose-response relationships.

The Norwegian Institute of Water Research and the Norwegian Institute of Nature Research are currently developing the scientific foundation for this new classification system. The work is organised as a strategic institute programme, BIOKLASS, funded by the Ministry of Environment through the Norwegian Research Council from 2003-2006. The results will be used as input to the international intercalibration process comparing assessment systems across different European countries, as well as to the EU research project REBECCA (Relationships between ecological and chemical status of surface waters).

For the risk assessment related to the characterisation of water bodies to be done in 2004, national authorities currently need preliminary criteria and values for the good/moderate boundary for the most sensitive biological elements and most common pressures. This boundary will be used to separate water bodies at risk of not obtaining the objective of good status from those not at risk. The results of this risk assessment is to be reported to ESA in March 2005 (WFD Article 5 report).

The objective of this report has therefore been to develop relevant criteria and possible boundary values for the most central biological elements in the different water categories, which may be used to help in article 5 risk assessment of water bodies. The following elements and pressures were selected:

1. Phytoplankton in lakes: response to eutrophication
2. Benthic fauna in rivers: response to a) acidification and b) organic loading
3. Macroalgae in coastal waters: response to eutrophication
4. Benthic fauna on soft bottom sediments in coastal waters: response to organic loading (secondary impact of eutrophication)

The report represents the first contribution to the development of a new WFD-compatible classification system for Norway, which is based on the deviation from reference conditions for the biological elements and the physico-chemical supporting elements listed in Annex V.

The table below shows the criteria proposed for classifying the different biological elements and some supporting elements. Proposals for boundary values for the different criteria are found in chapter 2 in the report, while the Annexes presents the data material and a further description of methods and analyses which have been evaluated as a basis for the criteria and boundary values.

Biological element and water category	Pressure type	Criteria *
Phytoplankton in lakes	Eutrophication	Totale biomass Chlorophyll a % bluegreens (minus <i>Merismopedia</i>) % chrysophytes Totale phosphorus
Benthic fauna in rivers	Acidification	Raddum index Bækken and Aanes index Bækken and Kjellberg index Medin's index
Benthic fauna in rivers	Organic loading	BMWP ASPT DSI Chandler's index
Macroalgae in coastal waters	Eutrophication	Number of species Shannon's diversity index Margelef's diversity index Proportion of tolerant species Index A
Benthic fauna in soft sediments in coastal waters	Organic loading or Eutrophication secondary impacts	H ₆₃ (Shannon-Wiener) ES100 ₆₃ (Hurlberts) S04 ₆₃ (new species diversity index 1) SN ₆₃ (new species diversity index 2) ISI _{dyp200} (indicator species –index)

* the different criteria or indices are defined and described in chapter 2 and in the Annexes

The authors want to stress that the results should be used with caution, since the uncertainty is large. The data material is still far from satisfactory for some analyses of response curves, and there has not been sufficient resources in this project to ensure good scientific quality for all elements. The boundary values therefore have to a large extent been based on expert judgement for some elements. The proposed criteria and boundary values will be revised according to results expected from the international intercalibration of assessment systems going on at the EU-level within the ECOSTAT-working group, and according to results from the REBECCA-project, as well as other relevant EU-research projects such as AQEM, STAR, FAME etc.

1. Innledning

EUs Rammedirektiv for Vann (EC 2000) krever klassifisering av økologisk status i hht. biologiske elementer, dvs. organismegrupper med tilhørende fysisk-kjemiske støtte-elementer. Direktivet angir ingen kvantitative kriterier for et slikt system, men presenterer normative definisjoner av de forskjellige klassene for de forskjellige elementene (Annex V i Direktivet). For å kunne utvikle et operativt klassifikasjonssystem som er kompatibelt med de normative definisjonene, må det utvikles kvantitative indikatorer som uttrykker responsen langs typiske forurensingsgradienter for de ulike biologiske elementene: planteplankton, vannplanter, bentiske mikro- og makroalger, bunndyr og fisk (sistnevnte kun aktuelt i ferskvann).

For å imøtekomme forvaltningens behov for et nytt biologisk basert klassifikasjonssystem for økologisk status, etablerte NIVA og NINA i 2003 et nytt strategisk instituttprogram, BIOKLASS, som finansieres av Norges Forskningsråd og som varer fra 2003-2006. Programmet har som mål å utvikle det faglige grunnlaget for et nytt klassifikasjonssystem for Norge. Direktorsgruppen for implementering av EUs Rammedirektiv for Vann bidrar med tilleggsfinansiering til programmet, og har bedt om at det utarbeides forslag til foreløpige grenseverdier mellom klassene god og moderat økologisk status allerede i første halvår 2004 med tanke på bruk i karakteriseringen av vannforekomster høsten 2004.

Målet med denne rapporten har derfor vært å utvikle forslag til grenseverdier for følgende utvalgte elementer og påvirkninger:

1. Planteplankton i innsjøer i forhold til eutrofiering (Totalfosfor og klorofyll *a*)
2. Bunndyr i elver i forhold til a) forsuring (pH) og b) organisk belastning (TOC)
3. Makroalger marint i forhold til eutrofiering (Totalnitrogen og totalfosfor)
4. Bunndyr marint (bløtbunn) i forhold til organisk belastning (Oksygenforhold og TOC i sediment)

Rapporten representerer første bidrag til utvikling av et nytt biologisk basert klassifikasjonssystem for Norge.

Grenseverdiene angis som EQR (dvs. økologisk kvalitetsratio) for de kriteriene som anses mest velegnet til å beskrive det aktuelle elementets respons langs den aktuelle påvirkningsgradienten. Verdiene er basert på avvik fra referansetilstanden eller naturtilstanden, og er beregnet ut fra forholdet mellom det aktuelle kriteriets verdi i naturtilstand og dets verdi ved grensen mellom god og moderat status. Denne grensen er vurdert ut fra de normative definisjonene i Annex V i Direktivet, som tilsier at man ved god status kun skal ha små avvik, mens man ved moderat status har signifikante avvik fra naturtilstanden enten mht. mengdemessig forekomst eller mht. artssammensetning og diversitet. Skjønnsmessige økologiske vurderinger av responsen langs den aktuelle påvirkningsgradienten er brukt til å antyde/anbefale hvor det kan være aktuelt å sette grenselinjene. For planteplankton i innsjøer er også responskurvens form (knekkpunkter) brukt til å anslå mulige grenseverdier.

Det understrekes at forslagene er foreløpige og at disse vil bli betydelig videreutviklet og trolig revidert i løpet av 2005, som ledd i det videre BIOKLASS-arbeidet. Det er også viktig å ta hensyn til at de forskjellige indeksene som foreslås her har svært forskjellig historie, f.eks. så er den marine bløtbunnsindeksen utviklet gjennom mange år, mens makroalgeindeksen er ny og i liten grad testet. Kriteriene og forslagene til grenseverdier vil også bli testet internasjonalt i forbindelse med EU-prosjektet REBECCA, og ved interkalibrering av metoder for fastsettelse av økologisk status som

foregår i EU-kommisjonens regi i perioden 2004-2006 (Common Implementation Strategy –Working Group 2A ECOSTAT).

Kapittel 2 gir en oversikt over kriteriene og deres foreslåtte grenseverdier. Metoder og analyser er nærmere beskrevet i vedleggene, samt i Olsgard et al. 2003.

2. Aktuelle kriterier og mulige grenseverdier

2.1 Planteplankton i innsjøer i forhold til eutrofiering

Tom Andersen og Pål Brettum, NIVA

2.1.1 Konklusjon

For eutrofieringsbelastning i innsjøer vurderer vi indekser basert på totalt planteplanktonvolum og fordeling mellom taksonomiske hovedgrupper (særlig andel blågrønnalger og gullalger) som meget velegnet. De fire vanntypene som er funnet å ha signifikant forskjellige referansesamfunn av planteplankton, ser også ut til å ha forskjellig sensitivitet for utvikling av masseoppblomstring av blågrønnalger. Kalkfattige klarvannssjøer er en karakteristisk og dominerende vanntype i Norge, og viser seg å være den mest sensitive vanntypen. Overgangen mellom god og moderat økologisk status ser ut til å ligge på en total planteplanktonmengde i denne vanntypen som er lavere enn i kalkrike og/eller humøse innsjøer.

Konkrete erfaringer med for eksempel eutrofieringsutviklingen i Mjøsa indikerer at store, dype kalkfattige klarvannssjøer kan være spesielt sensitive, og at slike lokaliteter bør vurderes individuelt. Vi gjør også oppmerksom på at grunnlagsmaterialet bare omfatter overflateprøver slik at det er liten mulighet til å vurdere betydningen av sprangsjiktpopulasjoner av blågrønnalger. Fra litteraturen er imidlertid slike forekomster kjent også i ganske næringsfattige innsjøer.

2.1.2 Aktuelle kriterier og mulige grenseverdier

Vanntyper Tall i parentes angir antall referanse- lokaliteter	Kriterier	Referansetilstand	Grenseverdi god/ moderat status (NB: Kun foreløpige verdier)	EQR-verdi god/moderat status
Kalkfattig ikke-humøs N = 189 (132)	Σ algevolum %Cyano* %Chryso* Klorofyll <i>a</i> Total P	0.12 ± 0.05 mg /L 0.3 % ± 1.0 % 62 % ± 13 % 1.7 ± 0.6 µg /L 4 ± 2µg /L	0.6 mg /L 10 % 33 % 6 µg /L 14 µg /L	0,20 0,03 0,53 0,28 0,29
Kalkfattig humøs N = 59 (28)	Σ algevolum %Cyano* %Chryso* Klorofyll <i>a</i> Total P	0.14 ± 0.06 mg WW / L 0.2 % ± 0.4 % 63 % ± 11 % 1.9 ± 0.7 µg kla / L 6 ± 2µg P / L	1.2 mg WW / L 10 % 33% 10 µg kla / L 25 µg P / L	0,12 0,02 0,52 0,19 0,24
Kalkrik ikke-humøs N = 93 (28)	Σ algevolum %Cyano* %Chryso* Klorofyll <i>a</i> Total P	0.15 ± 0.08 mg WW / L 0.8 % ± 2.0 % 50 % ± 16 % 1.5 ± 0.6 µg kla / L 8 ± 2µg P / L	1.5 mg WW / L 10 % 33% 12 µg kla / L 30 µg P / L	0,10 0,08 0,66 0,13 0,27
Kalkrik Humøs N = 49 (4)	Σ algevolum %Cyano* %Chryso* Klorofyll <i>a</i> Total P	0.27 ± 0.15 mg WW / L 5.0 % ± 9.1 % 37 % ± 17 % 2.9 ± 0.7 µg kla / L 10 ± 2µg P / L	1.8 mg WW / L 10 % 33% 15 µg kla / L 35 µg / L	0,15 0,50 0,89 0,19 0,29

* % Cyano = andel Cyanobakterier, dvs. blågrønnalger i % av total algebiomasse. Blågrønnalgearten *Merismopedia tenuissima* er trukket fra blågrønnalgebiomassen før beregning av % Cyano, da denne primært finnes i næringsfattige innsjøer.

* % Chryso = andel Chrysophyceer, dvs. gullalger, følsom algegruppe som avtar langs trofigradienten.

2.1.3 Usikkerhetsvurderinger

Vanntype	Usikkerhet i grensesetting	Datakvalitet	Datakvantitet
Kalkfattig ikke-humøs	3	3	3
Kalkfattig humøs	5	3	5
Kalkrik ikke-humøs	4	3	4
Kalkrik humøs	5	3	5

På en 1-10-skala hvor 10 er mest usikkert, vil vi vurdere datakvaliteten til være gjennomgående god (3). Analysen er basert på et landsdekkende materiale som er innsamlet og bearbeidet med standardisert metodikk av landets fremste ekspertise. Alle planteplanktonprøver er ledsaget av kjemiske analyseparametere, noe som gir godt grunnlag for å vurdere sammenhenger mellom kjemisk og økologisk status. Grunnlagsmaterialet har størst dekning på kalkfattige klarvannssjøer (> 50 %) slik at datakvantiteten blir tilsvarende bedre for denne enn de andre vanntypene. På samme 1-10-skala vil vi vurdere omfanget av grunnlagsdata til (datakvantitet) i kalkfattige klarvannssjøer til 3, mens den er 4 for kalkrike klarvannssjøer og 5 for humøse sjøer (både kalkrike og -fattige). Kombinasjonen av homogen kvalitet og varierende kvantitet gjør vi får samme rangering i anslag av usikkerheter i grenseverdiene: 3 for kalkfattige klarvannssjøer, 4 for kalkrike klarvannssjøer og 5 for humøse sjøer.

Grenseverdiene for fosfor og klorofyll for de forskjellige vanntypene må ses som høyst foreløpige, og flere analyser av typespesifikke responskurver er nødvendig før disse kan anses som noenlunde sikre. Dette vil bli gjort i neste fase av BIOKLASS.

2.2 Bunnfauna i elver i forhold til forsuring

Torleif Bækken, NIVA

2.2.1 Konklusjon

For vannkvaliteter med lite humusinnhold vil en kombinasjon av Raddums indekser 1 og 2 være egnet til å vurdere forsuring. I utgangspunktet angis 4 klasser mellom indeksverdi 1 og 0. Grensen mellom god og moderat status mener vi ligger omkring indeksverdi 0,5. På dette nivået har det skjedd klare forandringer i bunndyrsamfunnet. For Indeks 1 er alt over 0,5 samme klasse (god og meget god), men ved hjelp av indeks 2 kan det beregnes en glidende verdi mellom 0,5 og 1. Indeks 2 med verdi 1 indikerer meget gode forhold, mens lavere verdi indikerer gode forhold som kan graderes nedover mot moderat status. Indeksene er godt fundert på surhetstoleranse fra et stort bunndyrmateriale. Grenseområdet for god og moderat status bør likevel testes ytterligere. Grensen mellom god og høy status må etableres.

For humusrike elver, spesielt på Østlandet, vil Bækken og Kjellbergs indeks (Bækken et al. 2000) trolig være bedre fordi den angir bunndyrenes toleranse ved høyt humusinnhold. Dette er også angitt som alternativ av Bækken og Aanes (1990). Denne indeksen har 4 klasser og er fundert på et stort datamateriale. Grensen mellom god og moderat status må likevel testes ytterligere og grensen mellom god og høy status må etableres. Alternativt kan også Medins indeks for Sverige anvendes for humusrike elver. Indeksen har 5 klasser og bygger på et stort svensk datamateriale. Referansetilstanden er her anslått til en indeksverdi på 6, mens grensen mellom god og moderat status er satt til EQR på 0,8, (tabell 42 i Naturvårdsverket 2000), noe som tilsvarer en grenseverdi på ca. 5.

2.2.2 Aktuelle kriterier og mulige grenseverdier

Vanntyper	Kriterier	Referanse tilstand	Grenseverdi god/moderat status (NB: Kun foreløpige verdier)	EQR-verdi god/moderat status
Kalkfattige, klarvannselver	Raddum indeks (0-1, avtar ved økende forsuring)	1	0,50	0,5
	Bækken og Aanes indeks (1-4, øker ved økende forsuring)	1	2	0,5
	pH	6.5**	5.5	0,85
Kalkfattige humøse elver	Bækken og Kjellbergs indeks (1-4, øker ved økende forsuring)	1	2	0,5
	Medins indeks (0-14, avtar ved økende forsuring)	6	5	0,8
	pH	6.0**	5.5	0,92

** Foreløpige verdier basert på middelverdien for tilsvarende innsjøtype, som vist på faktaark (Lyche-Solheim et al. 2004 – kommer i oktober)

2.2.3 Usikkerhetsvurderinger

System	Usikkerhet i grensesetting	Datakvalitet	Datakvantitet
Raddum & Fjellheim 1984	7	3	4
Bækken & Aanes 1990	7	3	4
Bækken & Kjellberg 1999	6	3	4
Henriksson & Medin 1986 (Wiederholm 1999)	8	3	4

Usikkerheten er satt subjektivt på en skala fra 1 til 10, der 10 angir størst usikkerhet. Bakgrunnen for vurderingene er følgende:

Datakvantiteten: Alle indeksene er basert på et forholdsvis stort datamateriale fra store deler av landet. Det er imidlertid fremdeles behov for et større materiale fra deler av landet og for enkelte vanntyper og bunndyrarter. Datakvantiteten er derfor vurdert til 4.

Datakvaliteten: Prøvene er tatt med henblikk på vurdering av biologisk status i elver. Det biologiske materialet er derfor av forholdsvis god kvalitet. Det biologiske materialet følges av kjemiske parametere. I noen tilfeller er dette en omfattende ”forsuringspakke”, i andre tilfeller bare enkelte pH målinger. En samlet vurdering av usikkerheten i datakvaliteten er satt til 3.

Grenseverdi: For noen vanntyper/regioner/arter er relasjonene mellom kjemisk påvirkning og biologisk virkning mangefulle. For øvrig er grensen mellom god og moderat for de norske indeksene satt mellom de to øverste klassene. Systemene har bare fire klasser, mens VRD krever fem. Den øvre delen av klassifiseringssystemene må derfor revurderes. Videre er det ikke eksplisitt definert en

referansetilstand. Medins definisjon av referansesituasjonen innebærer at ingen lokalitet naturlig skal ha indeksverdi lavere enn 6. Den er altså satt lavt, den dekker hele Sverige og er først og fremst tilpasset svensk fauna og miljøforhold. Da grensesettingen er gjort ut fra litteraturverdier og ekspertskjønn, og det ikke har vært mulig å gjøre statistiske analyser av hvordan disse indeksene fungerer for et større norsk bunnfaunamateriale i dette prosjektet, har vi ikke kunnet utarbeide responskurver for forskjellige vanntyper. På denne bakgrunn er usikkerheten i grensesettingen stor, og anslås til til 6-7 for de norske indeksene og 8 for Medins indeks.

2.3 Bunnfauna i elver i forhold til organisk belastning

Terje Bongard, NINA

2.3.1 Konklusjon

Det er ingen publisert indeks som med et akseptabelt krav til kvalitet egner seg for å vurdere grenseverdier mellom god og moderat økologisk tilstand i norske elver. Dette gjelder uansett vanntype. Å tallfeste usikkerheten i grenseverdien for de ulike indekser har derfor liten verdi. Vi har allikevel vurdert de mest aktuelle, og forsøksvis angitt en score. De viktigste indeksene er Biological Monitoring Working Party (BMWP), og avledet av den er Average Score Per Taxon (ASPT), Danish Stream Fauna Index (DSI) og Chandlers score. Det bør utvikles en norsk indeks som forbedrer disse engelske og danske indeksenes anvendelighet for norske forhold. Norges geografi gjør at en må ha indekser tilpasset både hurtigrennende elver på Vestlandet og i Nord-Norge, og stilleflytende elver i flater landsdeler. De europeiske indeksene må forbedres i forhold til norske elver som generelt har lavere organisk belastning og kalkinnhold.

2.3.2 Aktuelle kriterier og mulige grenseverdier

Når det gjelder eutrofiering og organisk belastning er det først og fremst ASPT, Danish Stream fauna Index, BMWP og Chandler som er aktuelle. Disse fire indeksene har sterke og svake sider, og bør ses i sammenheng når det skal utarbeides en indeks for norske forhold. Vi har forsøksvis evaluert hvor gode disse indeksene er i å avgjøre skillet mellom god og moderat økologisk status for norske forhold. Det svenske Naturvårdsverket har oppsummert indekser og metoder i to rapporter (Wiederholm 1999, 2000).

Vanntyper:	Kriterier:	Ref.tilstand:	Grenseverdi god/moderat status: (NB: Kun foreløpige verdier)	EQR-verdi god/moderat status:
Alle elvetyper	DSI	I (7)	II (5-6)	~0,9
	ASPT	> 7-9	>6	~0,7
	BMWP	>150	~100	~0,7
	Chandler	> 1300	>1100-1200	~0,9

De mest brukte europeiske og skandinaviske indeksene passer dårlig for norske forhold. Krav til kvalitet og grad av nøyaktighet gjør at det på det nåværende stadium er svært usikkert å adoptere indeksene direkte. En foreløpig tilnærming for å avgjøre grensen mellom god og moderat økologisk status i rennende vann kan allikevel være å bruke de mest brukte europeiske forurensningsindeksene og gjøre en vurdering av hvilken indeksverdi som best representerer denne grensen. Det bør satses på å utvikle norske indekser som tar hensyn til norsk topografi, kalkinnhold

og avrenningsforhold. Det er bl.a. nødvendig med en finere inndeling av klassene som i Europa karakteriseres som gode økologiske forhold.

2.3.3 Usikkerhetsvurderinger

Usikkerhet i grensesetting	Datakvalitet	Datakvantitet
7 (10 høyest usikkerhet)	6	6

Pr. idag finnes det som nevnt ingen gode indekser som anvendt på norske forhold kan brukes direkte for å avgjøre grensen mellom god og moderat økologisk status, da de fleste indekser er basert på diversitet og på antagelsen om at denne avtar med økende organisk belastning. I næringsfattige vassdrag i Norge (særlig fra Vestlandet og nordover) gjelder ikke denne antagelsen. Tvert imot øker diversiteten med økende organisk belastning opp til middels næringsrike forhold, for deretter å avta. Slike indekser kan derfor ikke brukes til å måle endringen fra næringsfattige til middels næringsrike forhold (i så fall ville EQR bli > 1 i mesotrofe lokaliteter). Det er gjort svært lite forskning på en eventuell korrelasjon mellom Biological Oxygen Demand (BOD) og artsmangfold på bunndyr som kan brukes til klassifisering av lokaliteter. Det er først når den organiske belastningen blir stor at de foreliggende bunndyrbaserte indeksene kan brukes til å si noe om økologisk status i norske vassdrag. Usikkerheten i grensesettingen blir dermed høy. Usikkerheten i datamaterialet skyldes bl.a. variasjoner i prøvetakingsmetode, samt aggregert taksonomisk nivå på andre grupper enn døgn- og steinfluer. En del materiale av andre grupper, som vårfluer, er bestemt, og for noen vassdrag finnes det også artsbestemt *Chironomidae*-materiale. Forekomst av *Gammarus* karakteriserer en bestemt grad av organisk forurensning i flere indekser. Dette er basert på *Gammarus pulex* som ikke finnes i Norge og har sin nordgrense i Sør-Sverige. *Gammarus lacustris*, som er en vanlig art i norske innsjøer, kan muligens brukes til vurdering av grad av organisk belastning i stilleflytende elver og i strandsonen i innsjøer i Norge. Dette må vurderes nærmere i neste fase av prosjektet.

Prøvetaking er beheftet med store metodiske problemer (Mackey et al. 1984). Det er mye som tyder på at en direkte inventering av artsmangfoldet og en ekspertvurdering på grunnlag av et antall sparkeprøver gjennom sesongen kan vise seg å være den beste og mest nøyaktige metoden. Vi har revidert prøvetakingsmetodene i Program for overvåking av biologisk mangfold i Atna nettopp på denne bakgrunnen (Aagaard et al. 2004). Utbredelser og forekomster på generelt grunnlag er relativt godt kjent i det meste av landet, og dermed er også forventet artsantall og –forekomst innen en lokalitet størrelser som kan predikteres. Uansett bør bestemmelse til art ligge til grunn for en indeks.

2.4 Makroalger marint i forhold til eutrofiering

Frithjof Moy og Tone Kroglund, NIVA

2.4.1 Konklusjon

Vanlige indekser som artsantall, artsrikhet og flere typer av funksjonsindekser, har vært vurdert på et datasett av makroalger i strandsonen i økoregion Skagerrak. En foreslått indeks basert på følsomme og tolerante arter synes lovende for klassifisering av økologisk tilstand med hensyn til næringssalter, men har foreløpig høy usikkerhet og høy brukerterskel. Antall makroalger foreslås som en enkel parameter som gjenspeiler økologisk kvalitet. Indekser er beregnet for fire vanntyper i Skagerrak: åpen eksponert kyst, moderat eksponert skjærgård/fjord, beskyttet fjord og svært beskyttet fjord. Indeksene kan anvendes for andre deler av kysten med justering av artslistene for følsomme og tolerante arter. Det er store kunnskapshull mht makroalgers økologi og spesielt med hensyn til arters respons på ulike menneskeskapte endringer. Det foreligger pt. ingen systemer i Europa som tilfredstiller de normative

definisjoner i vannrammedirektivet, men det pågår et intenst utviklingsarbeid blant medlemslandene hvor Norge også deltar. Forslag til et anvendbart system for økologisk kvalitet krever fullføring av utviklingsarbeidet som pågår i regi av BIOKLASS-prosjektet og i de internasjonale arbeidsgruppene som arbeider med utvikling av indekser i ECOSTAT WG2A som er endel av arbeidet med implementering av Vanddirektivet.

2.4.2 Aktuelle kriterier og mulige grenseverdier for ulike kriterier

Datamaterialet som er brukt i dette prosjektet er hentet fra Skagerrak-regionen. Følgende fem vanntyper er definert for denne regionen iht. Kystvannveilederen:

CSk1	CSk2	CSk3	CSk5	CSk6
Åpen eksponert kyst	Moderat eksponert kyst/skjærgård	Beskyttet kyst/fjord	Sterkt ferskvannspåvirket fjord	Oksygenfattig fjord

Vanntype CSk6 'Oksygenfattig fjord' påvirker ikke makroalger i strandsonen og er derfor ikke vurdert. Datamaterialet inkluderer ikke stasjoner fra 'Sterkt ferskvannspåvirkede fjorder' (vanntype CSk5) slik at denne vanntypen heller ikke er analysert. I tillegg foreslås Skagerrak-vanntype 'Svært beskyttet', på grunnlag av at mange stasjoner i datamaterialet var åpenbart mer beskyttet enn 'Beskyttet kyst/fjord'.

Vanntyper	Kriterier*	Ref.tilstand	Grenseverdi god/moderat status (NB: Kun foreløpige verdier)	EQR-verdi god/moderat status
Åpen eksponert kyst	Antall arter	>30	15	0,5
	Margalef	d' >5	3	0,6
	Shannon-Wiener	H' >4,5	-	-
	Indeks A	>1,5	1	0,6
Moderat eksponert kyst/fjord	Antall arter	>50	30	0,6
	Margalef	d' >6	3,6	0,6
	Shannon-Wiener	H' >5	-	-
	Indeks A	>2	1	0,5
Beskyttet kyst/fjord	Antall arter	>30	15	0,5
	Margalef	d' >5	3	0,6
	Shannon-Wiener	H' >4,5	-	-
	Indeks A	>1,5	1	0,6
Svært beskyttet	Antall arter	>20	10	0,5
	Margalef	d' >4	2	0,5
	Shannon-Wiener	H' >4	-	-
	Indeks A	>1,5	1	0,6

* **Kriterier** benyttet for fastsetting av kvalitet:

Antall arter: antall fastsittende makroalger på hver stasjon er brukt som et mål for artsrikhet. Artene er vist i tabell 2 og 3 i vedlegg D.

Diversitet: Artsrikhet er uttrykt ved 2 vanlige indekser Margalef's artsrikhet $d = (S-1)/\text{Log}(N)$ hvor S er antall arter og N er forekomst, og Shannon's diversitet ($H' = -\sum (P_i * \text{Log}_2(P_i))$).

Indeks A: $\text{Log}_{10} S + ((\text{Følsomme-Tolerante})/(\text{Følsomme}+\text{Tolerante}))$ hvor S er antall arter. Denne indeksen er konstruert for å uttrykke direktivets normative definisjon matematisk. Indeks A baserer seg på logaritmen til antall arter med 10 som base, dvs. at 10 arter gir verdi = 1. Mindre enn 10 arter på

stasjonen gir en verdi < 1 . Til denne verdien adderes forholdet mellom følsomme og tolerante arter hvor forholdstallet bli negativt om mengden av tolerate arter overgår mengden av følsomme arter. Stor andel tolerante arter gir altså et fratrekk i indeksverdien. Følsomme og tolerante arter definert for Skagerrak-regionen er gitt i Tabell 3 i Vedlegg D.

2.4.3 Usikkerhetsvurderinger

Usikkerhet i grensesetting	Usikkerhet i datakvalitet	Usikkerhet i datakvantitet
8	Makroalger: 2 Miljøfaktorer: 8	Makroalger: 2 Miljøfaktorer: 8

Usikkerhet i grensesetning er høy (8) og skyldes to forhold:

1) Det er innvendt fra ekspertpanelet at kunnskapen om arters sensitivitet overfor ulike belastninger eller endringer i miljøet ikke er god nok. Kunnskap om marine alger står langt tilbake i.f.t. for eksempel terrestrisk botanikk.

2) Datakvaliteten på miljøfaktorer i det analyserte materialet var dessverre meget lav. Det vil si at det bare i ytterst få tilfeller finnes målinger av næringsalter, vannutskiftning eller annen tallfesting av påvirkningsfaktorer som understøtter makroalgeobservasjonene. Derfor er det også svært vanskelig å beregne usikkerhet i grensesettingen, da benyttet grensesetting først og fremst måtte baseres på ekspertvurderinger.

Datakvaliteten på makroalgeobservasjonene som er lagt til grunn for analysene, er høy. Men det er lagt inn et minus for estimering av biomasse (dekningsgrad etter en firedelt skala) og for mangelfull landsdekning. Kvalitet og kvantitet er satt til 8 på en skala fra 1 - 10 hvor 10 er dårligst. I dette arbeidet er kun økoregion Skagerrak undersøkt og kun strandsonen. Siden metodene for å beregne økologisk status i prinsippet er lik for alle økoregioner, vurderes ikke begrenset geografisk utstrekning som noen stor mangel.

Det er knyttet usikkerhet til beregning av Indeks A og beregninger og grenseverdier er høyst preliminare. I analyseresultatene er det stasjoner av subjektivt dårlig kvalitet som likevel får en indeksverdi bedre enn grenseverdien for god/moderat. Samtidig er det stasjoner av subjektivt god kvalitet som klassifiseres som dårlig om grenseverdien justeres etter de 'dårlige' stasjonene. Indeksen har svakheter og utviklingsarbeidet er på langt nær avsluttet, men vil bli ført videre i sammenheng med europeisk interkalibrering.

Indeksen er svært følsom for kategoriseringen i følsomme og tolerante arter. Det er ingen fasit eller tilstrekkelig faglig kunnskapsgrunnlag for å fastsette arters følsomhet. Styrken ved en slik type indeks er at indeksen kan brukes med samme grenseverdi for alle vanntyper basert på vanntypespesifikke artslistene. Ut fra preliminare tester synes økoregionspesifikke artslistene å være tilstrekkelig.

2.5 Bunnfauna marin bløtbunn i forhold til organisk belastning

Frode Olsgard, Brage Rygg og Eivind Oug, NIVA

2.5.1 Konklusjon

For forurensningsbelastning på bløtbunnsfauna og vurdering av helsetilstanden innen en gitt lokalitet er det vanlig å benytte univariate indekser som antall arter, antall individer, diversitet og andel sensitive og tolerante arter. Vi har gjort en vurdering av en rekke internasjonalt anerkjente indekser, utviklet tre nye indekser og gir en anbefaling av de indeksene vi finner mest nyttige til formålet. Det foreslåtte systemet er imidlertid under utvikling og behøver ytterligere justering før det kan anbefales i praktisk bruk. I tillegg har vi utarbeidet en metode for utvikling av en multimetrisk indeks, som er en kombinasjon av de anbefalte indeksene. Vi avventer tilgang på mer data fra Vestlandet og Nord-Norge før vi kan presentere en ferdig multimetrisk indeks.

For bløtbunnsfauna i Norge mener vi det ikke er grunnlag for å dele kysten inn i vanntyper etter de kriterier som er foreslått i typologi-arbeidet for marine områder (Moy et al. 2003). Der er hovedgrunnlaget for inndeling faktorer som salinitet, bølgeeksponering og tidevann, mens på bløtbunnsområder dypere enn 30-40m (hvor denne typen prøver vanligvis samles inn) er innflytelsen av slike faktorer oftest liten. For bløtbunn mener vi imidlertid at faktorer som sedimenttype, dyp, oksygen og sedimentets innhold av organisk stoff har større innflytelse på variasjon i de univariate indeksene. Foreløpig testing viser at ved å normalisere for variasjoner i sedimenttype innen lokalitetene som prøvetas, vil vi kunne bruke et felles klassifikasjonssystem for hele Norge. Forslag til et slikt system presenteres.

Til slutt har vi gjort en vurdering av sammenheng mellom helsetilstand i bløtbunnsamfunn målt med de anbefalte indeksene og miljøvariabelen (påvirkningsfaktoren) totalt innhold av organisk stoff i bunnsedimentet (TOC). Resultatene viser at det ikke er noen entydig sammenheng mellom sedimentets TOC-innhold og de univariate indeksene. Det viser at også andre faktorer enn TOC er viktige for helsetilstand på en gitt lokalitet. For å gjøre en vurdering av grad av organisk påvirkning på bløtbunnsfauna anbefaler vi at man i tillegg til TOC måler bunnvannets innhold av oksygen, sedimentets redokspotensiale, sedimentets C/N-forhold og bunnfaunaens biomasse. Det vil gi adskillig større mulighet til å vurdere en eventuell sammenheng mellom organisk belastning og effekter på bløtbunnsfauna. Et hovedproblem er at pr. i dag har vi lite av denne type tilleggsdata tilgjengelig.

2.5.2 Aktuelle kriterier og mulige grenseverdier

Som angitt over vurderer vi det pr. i dag som mest relevant å benytte en vanntype for hele Norge for bløtbunn på dyp >30-40m. De angitte grenseverdiene for de anbefalte univariate indeksene i tabellen under skulle derfor ha gyldighet i hele Norge, men det er foreløpig ikke gjort annen uttesting av systemet enn på begrensede datasett fra Sør-Norge. Verdiene er normaliserte i forhold til sedimenttype (målt som %-andel korn < 63µm, unntatt ISI, som er normalisert til dyp). Indeksverdiene skulle derfor være uavhengig av hva slags sedimenttype (habitat) og dyp prøvene tas på. Klassifiseringen under gjelder for 'forstyrrelse' (for eksempel forurensing) og kan foreløpig ikke utledes i forhold til en spesiell type forstyrrelse, som organisk belastning eller påvirkning av tungmetaller eller organiske miljøgifter.

Vanntype	Kriterier	Ref. tilstand	Grenseverdi god/moderat status (NB: Kun foreløpige verdier)	EQR-verdi god/moderat status
Hele Norge, dyp > 40m	H ₆₃ (Shannon-Wiener)	>3.7	2.9	0.73
	ES100 ₆₃ (Hurlberts)	>23	16	0.62
	S04 ₆₃ (ny artsindeks 1)	>50	35	0.60
	SN ₆₃ (ny artsindeks 2)	>2.1	1.9	0.86
	ISI _{dyp200} (Artsindikatorindeks)	>9.4	8.3	0.84

2.5.3 Usikkerhetsvurderinger

I tabellen nedenfor har vi skjønsmessig angitt usikkerheten i angivelse av grenseverdiene mellom god og moderat status, samt kvalitet og kvantitet på dataene som inngår i grunnlagsanalysene. Skala er fra 0-10, hvor 10 angir størst usikkerhet. Det foreslåtte systemet er som nevnt under utarbeidelse. Datagrunnlaget er i det vesentlige begrenset til Sør-Norge. Foreslåtte grenseverdier må betraktes som foreløpige. Usikkerhet i grensesetting og datakvantitet blir derfor høy (satt til 6), mens kvaliteten for de data vi har tilgang til jevnt over er god (satt til 3). Det foreløpige systemet bør kunne brukes på de fleste vanntyper i Norge. Ved senere utprøving kan det vise seg å være for optimistisk og at det må foreslås separate systemer for mer begrensede geografiske regioner. Dette vil testes når data fra større deler av Norge kan gjøres tilgjengelig.

Vanntype	Usikkerhet i grensesetting	Datakvalitet	Datakvantitet
Hele Norge, >40m dyp	6	3	6

3. Litteratur

European Communities, 2000: Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. O.J. L327 vol.43.22/12/2000.

Olsgard, F., Andersen, T., Bækken, T., Brettum, P., Johnsen, T., Lømsland, E., Moy, F., Mjelde, M. og Rygg, B. 2003. BOKLASS-forprosjekt. Vurdering og utprøving av metoder for biologisk klassifisering av økologisk status i limnisk og marint miljø. NIVA-rapport 4723-2003. 76 s.

Øvrige referanser finnes i de respektive vedleggene.

Vedlegg A. Planteplankton

Tom Andersen og Pål Brettum, NIVA

Materiale og metoder

Vi har tatt utgangspunkt i et planteplanktonmateriale fra den nasjonale eutrofieringsundersøkelsen (1988-2000). Datasettet omfatter kvantitative analyser av ca 2550 prøver fra mer enn 400 innsjøer. Lokalitetene er valgt ut for å dekke en bredest mulig gradient av menneskelig påvirkning - et hensyn som gjør at utvalget ikke er fullstendig geografisk representativt. Alle innsjøer i utvalget er prøvetatt minst 4 ganger, mens et mindre antall er besøkt mer enn 20 ganger. Alle analyser gjort her er basert på middelveier for hver enkelt lokalitet. I alt er det registrert mer enn 650 taksonomiske enheter innen planteplankton. Omtrent 2/3 av disse er å regne som sjeldne i den forstand at de forekommer i <1% av lokalitetene. Hvis vi konsentrerer oss om gode arter som også er vanlig forekommende sitter vi igjen med et utvalg på ca 200 arter.

I tidligere analyser (Solheim et al. 2003) har vi vist at det er statistisk signifikante forskjeller mellom planteplanktonsamfunnene i kalkrike/kalkfattige og humøse/ikke-humøse referanse-innsjøer. Det kunne derimot ikke påvises noen signifikant effekt av innsjødyb, innsjøareal, høyde over havet eller økoregion. Kalsium og farge varierer med mer enn to tierpotenser innen utvalget, men alle kombinasjoner av de to typologiske faktorene er ikke like hyppig forekommende. Nesten $\frac{3}{4}$ av lokalitetene er klassifisert som klarvannssjøer, hvor den kalkfattige typen utgjør nesten halvparten (48%) og den kalkrike 24% av total materialet. De humøse innsjøene i materialet er tilnærmet likt fordelt mellom kalkfattige (15%) og kalkrike (13%).

Innsjøutvalget representerer en betydelig gradient i menneskelig påvirkning, med et spenn på mer enn to tierpotenser for typiske eutrofieringsparametre som klorofyll *a* og totalt fosfor. Datamaterialet inneholder flere oligotrofe enn eutrofe innsjøer, men har antagelig likevel en overrepresentasjon av eutrofe innsjøer i forhold til et arealrepresentativt statistisk utvalg. Denne skjevheten er imidlertid svært gunstig når en skal vurdere grenseovergangen mellom god og moderat økologisk status. Et statistisk rettferdig utvalg av norske innsjøer ville ha inneholdt langt færre lokaliteter med moderat eller dårligere status.

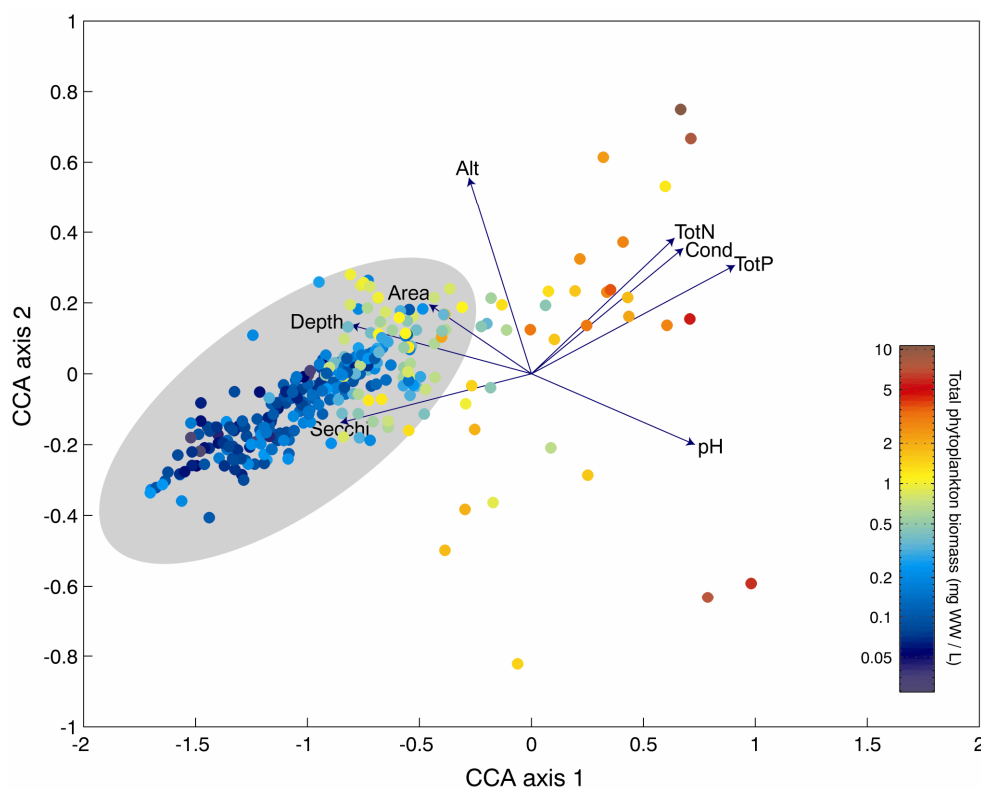
For å se på likhet mellom planteplanktonsamfunn i innsjøer har vi brukt en ordinasjonsteknikk som kalles kanonisk korrespondansanalyse (CCA – ter Braak 1986). Som i andre multivariate metoder søker en å dekomponere variasjonen i gjensidig uavhengige (ortogonale) variable, også kalt kanoniske aksevariable. De kanoniske variablene framkommer som veide middelveier av artsforekomstene i hver enkelt lokalitet, hvor vektene er valgt slik at de maksimerer andel av totalvariasjonen i den første aksevariabelen, deretter den andre, osv. CCA-metoden bruker også uavhengige miljøvariable for å hindre at aksevariablene blir systematisk samvarierende som et artefakt av den såkalte bue-effekten ("arch effect"). Ved å framstille lokalitetskoordinater og miljøvektorer i et biplott, kan en ofte direkte tolke sammenhengen mellom ordinasjonsakser og miljøgradienter. CCA-metoden kalles av denne grunn iblant en direkte gradientanalysemetode.

For å se på sammenhenger mellom to variable har vi brukt lokalt veiet regresjon (LOWESS, Cleveland 1979). For å lage konfidensbelter rundt LOWESS-regresjoner har vi brukt en resamplingsteknikk kalt bootstrapping (Efron 1979), hvor en gjør den samme regresjonen et stort antall ganger med tilfeldige utvalg (med tilbakelegging) fra det samme data settet. På den måten framkommer en populasjon av regresjonslinjer som en kan beregne empiriske prosentiler fra.

Potensielle kvalitetskriterier som er vurdert

Som hurtigvoksende primærprodusenter har planteplankton større sensitivitet for plantenæringsstoffer enn for stoffer med akutt eller kronisk giftvirkning (feks knyttet til forurening eller tungmetallforurening). Planteplankton er derfor mest anvendelig som indikator på eutrofiering, mens en har innarbeidet tradisjon for å bruke andre organismegrupper som indikatorer for andre typer belastning.

Vi søker først å etablere et uttrykk for kvalitativ endring i planteplanktonsamfunnet som har relevans for Vannrammedirektivets økologisk status-begrep. Vi baserer dette på en CCA-analyse av gjennomsnittlig biomasse i hver innsjø av de 203 vanlig forekommende, gode planteplanktonartene i materialet. På grunn av manglende data var det bare 326 innsjøer hvor det fantes et fullstendig sett av uavhengige miljøvariable. Disse omfatter morfometriske (maksimumsdyp og overflateareal), klimatiske (høyde over havet), fysiske (siktedyb) og kjemiske variable. De kjemiske variablene reflekterer dels naturgrunnet (konduktivitet og pH) og dels menneskelig påvirkning (total-nitrogen og total-fosfor). Flere av miljøvariablene er innbyrdes korrelert, slik at en bør være forsiktig med direkte tolkninger. For eksempel er både siktedyb og konduktivitet korrelert med total-nitrogen og total-fosfor, som igjen er innbyrdes korrelert. I og med at det er få forurede innsjøer i materialet, blir pH i liten grad en indikator for menneskelig påvirkning i form av sur nedbør.

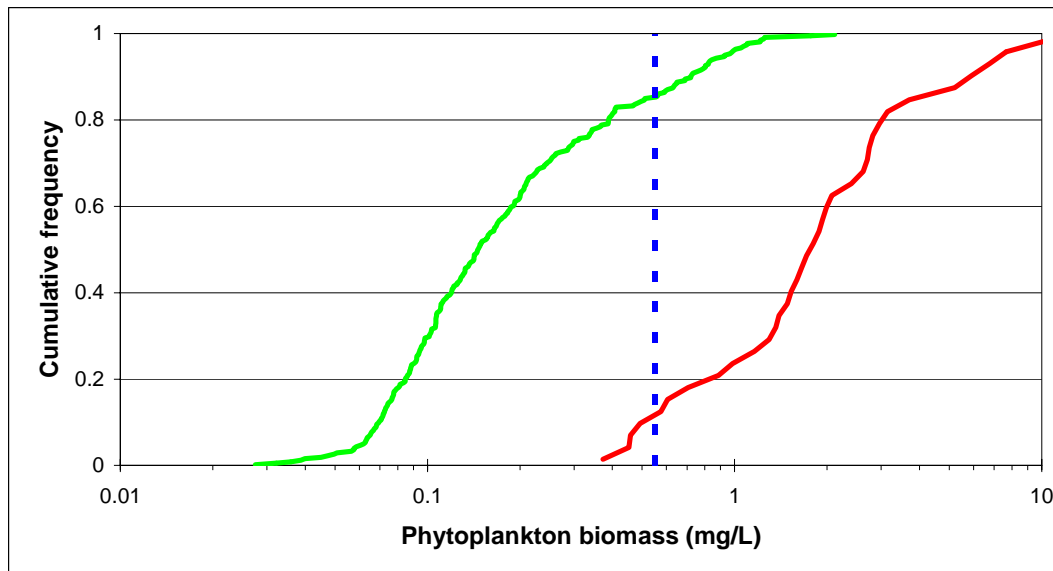


Figur 1. Biplott av de to første ordinasjonsaksene i en CCA-analyse av planteplankton i 326 norske innsjøer, basert på kvadratrottransformerte biomassedata av 203 vanlig forekommende, gode arter. Piler viser gradientvektorer for 8 fysisk/kjemiske og morfo-edafiske miljøvariable. Prikker viser innbyrdes plassering av lokaliteter, fargekodet med hensyn på totalt algevolum. Skravert områder er en omslutningsellipse for lokaliteter med antatt god økologisk status.

Hvis en plotter verdiene av de to første aksevariablene fra CCA-analysen mot hverandre i et ordinasjonsdiagram, vil punkter som ligger nær hverandre representere innsjøer som har planteplanktonsamfunn som likner hverandre. Figur 1 viser at den første ordinasjonsaksen er sterkt relatert til men-

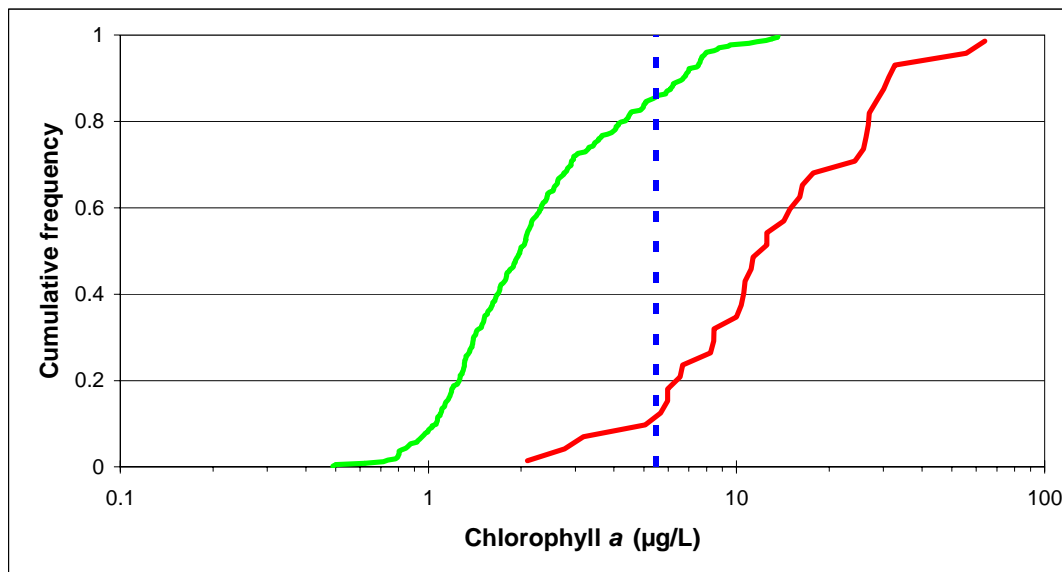
neskelig påvirkning, slik at de mest påvirkede innsjøene med høye næringssaltkonsentrasjoner og lavt siktedyp blir liggende mot høyre i diagrammet. Den andre akse reflekterer i større grad naturgrunnlaget: store, dype, nøytrale innsjøer i høyereliggende strøk blir plassert øverst i diagrammet, mens små, grunne lavlandssjøer med til dels høy pH blir liggende nederst.

Ordinasjonsdiagrammet (figur 1) viser et påfallende mønster med en tett samling av lokaliteter med stor innbyrdes likhet i planteplanktonsamfunnet til venstre i diagrammet, og tilsvarende stor innbyrdes ulikhet mellom de mest påvirkede innsjøene til høyre i diagrammet. Dette samsvarer med en generell forventning om at eutrofiering fører til redusert forutsigbarhet og økt divergens mellom planteplanktonsamfunn, både i tid (sesongsuksisjon) og rom (mellom nærliggende innsjøer). Innsjøgruppen til venstre i diagrammet spenner fra det ultra-oligotrofe til det mesotrofe området av trofiskalaen, men de ser likevel ut til å utgjøre et kontinuum med store kvalitative likhetstrekk. Slik sett er det rimelig å anta at innsjøene til venstre utgjør en kvalitativt homogen gruppe, overlagret med en mild eutrofieringsgradient. Det er derfor rimelig å anta at disse innsjøene har samme økologiske status, vurdert ut fra sammensetningen av planteplanktonsamfunnet. Vi har valgt å illustrere dette ved å konstruere en omhyllingsellipse rundt de innsjøene som har størst kvalitativ likhet, og definere dette som en avgrensning av innsjøer med god økologisk status. Lokaliteter som ligger utenfor ellipsen får dermed en økologisk status som er moderat eller dårligere.

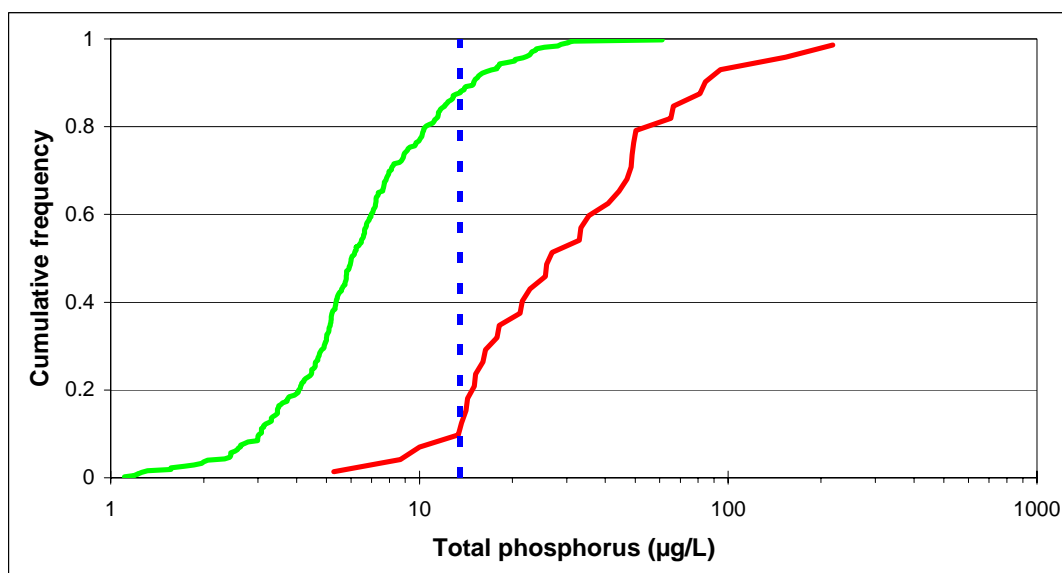


Figur 2. Kumulative frekvensfordelinger av total planteplanktonbiomasse innenfor (grønn kurve) og utenfor (rød kurve) omhyllingsellipsen i figur 1. Vertikal stiplet linje: foreslått grense mellom god og moderat økologisk status.

Det er en åpenbar forskjell på total planteplanktonbiomasse innenfor og utenfor omhyllingsellipsen i figur 1. Dette framgår enda tydeligere hvis en ser på kumulative frekvensfordelinger for de to gruppene (figur 2). Medianen for innsjøgruppen med god økologisk status (innenfor ellipsen) er 0.15 mg WW / L, mens den er >10 ganger høyere utenfor ellipsen (1.8 mg WW / L). Fordelingene er imidlertid overlappende, slik at ca 20% av innsjøene innenfor ellipsen har høyere planteplanktonbiomasse enn den minste verdien blant innsjøene utenfor (0.4 mg WW / L). Hvis en skal sette en grenseverdi for overgangen mellom god og moderat økologisk status er det viktig å ta hensyn til både risikoen for falsk positiv og falsk negativ klassifisering. Det vil si sjansen for at en innsjø med god økologisk status kan ha planteplanktonbiomasse høyere enn grenseverdien, eller at en med moderat økologisk status kan være lavere enn grenseverdien. Hvis en søker å balansere risikoen for de to feiltypene, finner vi at en grenseverdi på 0.6 mg WW / L gir ca 13% sjanse for både falsk positiv og falsk negativ klassifisering.



Figur 3. Kumulative frekvensfordelinger av klorofyll a innenfor (grønn kurve) og utenfor (rød kurve) omhyllingsellipsen i figur 1. Vertikal stiplest linje: foreslått grense mellom god og moderat økologisk status.



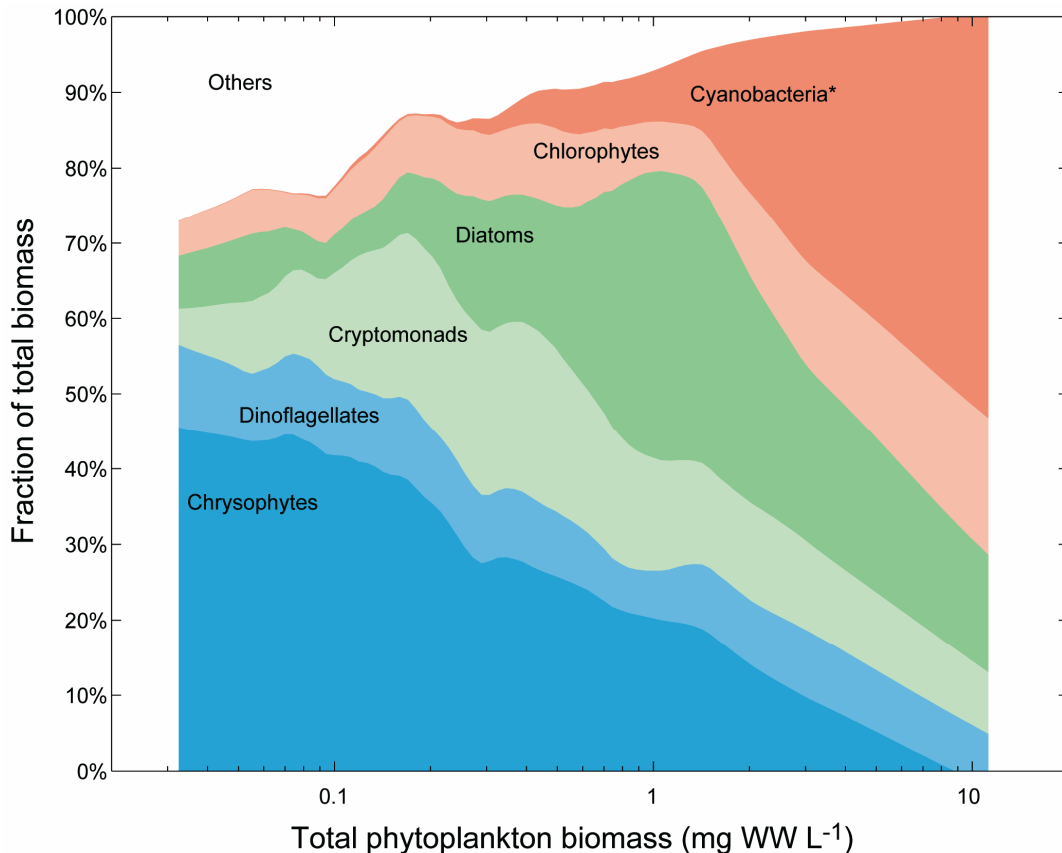
Figur 4. Kumulative frekvensfordelinger av total fosfor innenfor (grønn kurve) og utenfor (rød kurve) omhyllingsellipsen i figur 1. Vertikal stiplest linje: foreslått grense mellom god og moderat økologisk status.

Hvis vi brukes tilsvarende resonnerment for kan vi også anslå grenseverdier mellom god og moderat økologisk status også for klorofyll a (figur 3) og total fosfor (figur 4). Grenseverdien for klorofyll a blir ca 6 µg/L med ca 13 % sjans for henholdsvis falsk positiv og falsk negativ klassifikasjon. Tilsvarende for totalfosfor blir 14 µg/L med ca 11 % sannsynlighet for feilklassifikasjon.

Utfyllende kommentarer til tabellen i avsn. 2.1.2

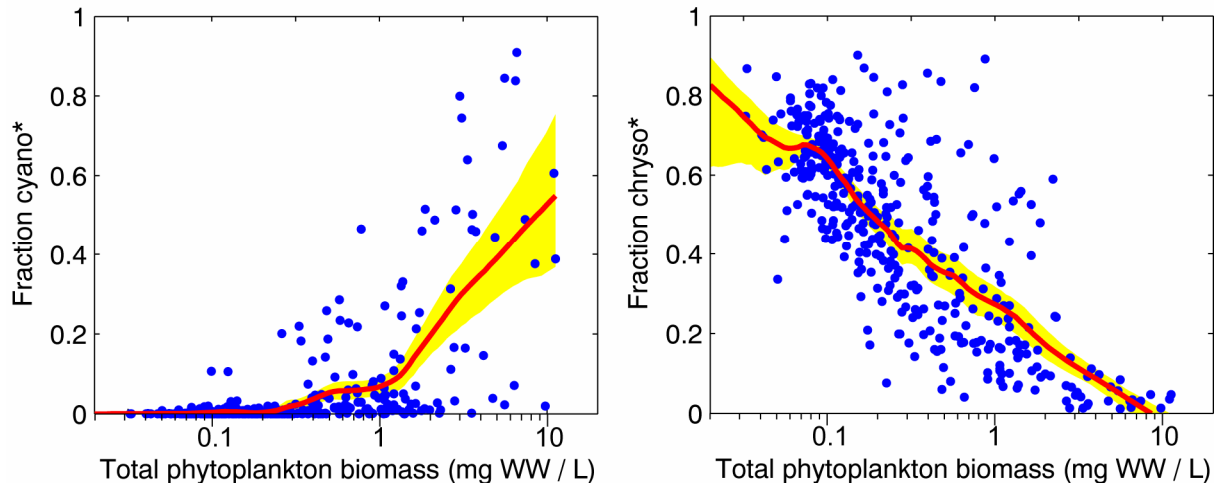
Vi har også vurdert flere typer indikatorer som er basert på den kvalitative sammensetningen i tillegg til den totale mengden av planteplankton. Noen av disse indeksene er kun basert på fravær/nærvær av arter mens andre er basert på kvantitative bidrag fra bestemte arter eller artsgrupper til totalbiomassen. Som hovedkonklusjon kan vi si at det virker som indekser basert på kvantitative bidrag fra selv ganske grove taksonomiske kategorier har bedre prediksjonskraft enn indekser basert på nærvær/fravær av

arter, selv når artene er spesifisert med høy taksonomisk presisjon. Vi vil derfor i det følgende konsentrere oss om indikatorer basert på kvantitative biomassebidrag.



Figur 5. Fordeling av taksonomiske hovedgrupper av planteplankton i norske innsjøer, basert på middelverdier fra 399 innsjøer. Grenselinjene er konstruert ved LOWESS-glatting av suksessive summer av hovedgrupper. Cyanobacteria* består av alle blågrønnalger minus *Merismopedia tenuissima*, som er inkludert i gruppen "andre".

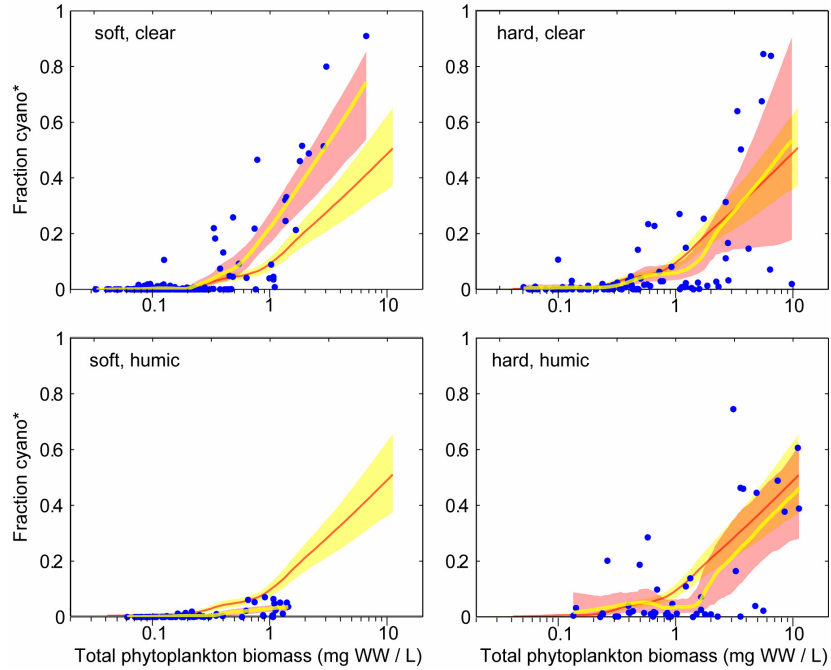
Vi kan først se på den kvantitative sammensetningen av planteplanktonet langs en trofigradient av norske innsjøer (figur 5). Gullalger (Chrysophyceae) er den klart dominerende gruppen i de mest oligotrofe innsjøene. Når algemengden øker, øker først andelen svelgflagellater (Cryptomonader) og deretter andelen kiselalger (Diatoméer). Fureflagellatene (Dinophyceae) og grønnalgene (Chlorophyceae) har som gruppe omtrent samme forekomst langs hele gradienten. Når algemengden blir tilstrekkelig stor øker andelen blågrønnalger (Cyanobakterier) mens alle andre grupper avtar. Det er viktig å merke seg at vi her taler om en subgruppe Cyanobacteria* som omfatter alle arter av blågrønnalger utenom *Merismopedia tenuissima*. Denne arten har et helt annet utbredelsesmønster enn de fleste andre blågrønnalger og må derfor holdes utenfor. Som vi tidligere har vist (Olsgard et al. 2003) er *Merismopedia tenuissima* tvert imot et karakterelement i kalkfattige innsjøer med liten menneskelig påvirkning. I figur 5 er *Merismopedia tenuissima* inkludert i gruppen "andre," sammen med diverse taksonomiske smågrupper og gruppen av svært små celler som ikke engang lar seg identifisere til klasse-nivå med vanlig lysmikroskopi (såkalte "µ-alger"). De taksonomiske smågruppene inneholder noen kvantitativt betydningsfulle arter som f.eks. *Chrysochromulina parva* (Haptophyceae). Figur 5 viser at det er særlig gruppene cyanobacteria*, gullalger og "andre" som har et distinkt utbredelsesmønster i forhold til total algemengde. Vi velger derfor å se nærmere på to indekser basert på disse: cyano* er det samme som blågrønnalger minus *Merismopedia tenuissima* i figur 5, mens chryso* er summen av gullalger og "andre" i figur 5.



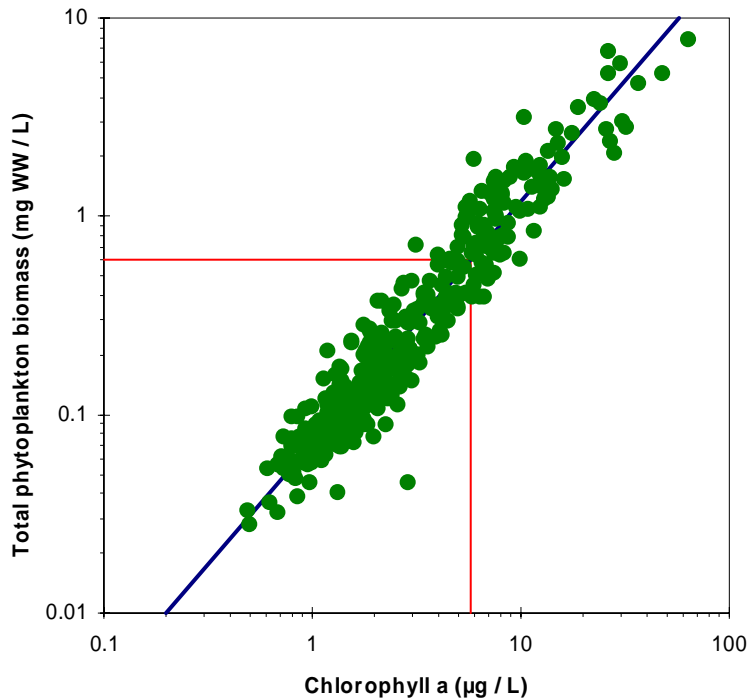
Figur 6. Andel av indikatorgruppene cyano* og chryso* som funksjon av total algebiomasse, basert på middelverdier fra 399 norske innsjøer. Røde linjer er LOWESS-baserte trendlinjer, mens de gule feltene er bootstrapping-genererte 95% konfidensbelter for trendelinjene.

Indikatoren chryso* faller eksponentielt med total algebiomasse men har ingen tydelige sprang eller terskler (figur 6). Dette mønsteret beholdes hvis vi splitter materialet innsjøtypologisk i forhold til kalk- og humusinnhold. Det framgår da også at andelen chryso* ved en gitt totalbiomasse ikke er signifikant forskjellig mellom de fire vanntypene. Indikatoren cyano* viser derimot en klart ulineær respons i forhold til total algebiomasse, med en markert terskel eller et knekkpunkt. Andelen cyano* er uniformt lav når den totale algemengden er mindre enn 0.2 mg WW / L, mens den stiger til et platå rundt 6% ved den algemengden som har vært antydnet å markere overgangen fra god til moderat økologisk status (0.6 mg WW / L). Fra omkring 1 mg WW / L begynner andelen cyano* å stige eksponentielt med total algebiomasse.

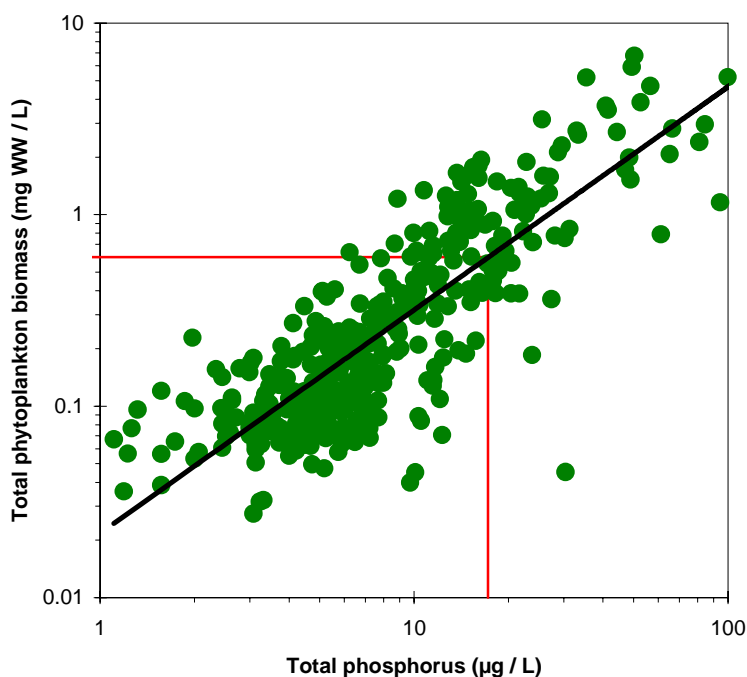
Indikatoren cyano* ser også ut til å ha forskjellig respons avhengig av vanntype (figur 7). Særlig i vanntypen kalkfattige klarvannssjøer ser cyano* ut til å nå høye verdier ved lavere totalbiomasse enn i de andre typene. I denne vanntypen utgjør cyano* >10 % av biomassen allerede når total algebiomasse når 0.6 mg WW / L, mens en i de andre typene ikke ser ut til å få tilsvarende utslag før biomassen er minst dobbelt så høy. Hvis vi setter <10 % cyano* som et kriterium for god økologisk status kan det se ut som det er grunnlag for å nansere grenseverdien i forhold til vanntyper. En kan da holde fast ved 0.6 mg WW / L for kalkfattige, ikke-humøse sjøer, mens en kan strekke grenseverdien opp mot 1.5-2.0 mg WW / L for begge typer kalkrike innsjøer. Vi har kun en begrenset eutrofieringsgradient fra kalkfattige humøse innsjøer, men også her synes grenseverdien å ligge høyere (>1.2 mg WW / L).



Figur 7. Andel av indikatorgruppen cyano* som funksjon av total algebiomasse, splittet opp på 4 vanntyper. Gule linjer og rosa konfidensbelter er LOWESS-baserte trendlinjer for den enkelte vanntype, mens trendlinjene for hele materialet (fra figur 6) er tegnet inn for referanse som røde linjer og gule konfidensbelter.



Figur 8. Relasjon mellom middelerverdier av total algebiomasse og klorofyll a for 403 norske innsjøer. Klorofyll *a*-konsentrasjon tilsvarende den foreslåtte grenseverdien for skillet mellom god og moderat økologisk status (uttrykt som total planteplanktonbiomasse) er beregnet fra lineær regresjon mellom log-transformerte variable (blå linje, $r^2 = 0.92$, $n = 403$).



Figur 9. Relasjon mellom middelverdier av total algebiomasse og total fosfor for 403 norske innsjøer. Total fosfor-konsentrasjon tilsvarende den foreslåtte grenseverdien for skillet mellom god og moderat økologisk status (uttrykt som total planteplanktonbiomasse) er beregnet fra lineær regresjon mellom log-transformerte variable (blå linje, $r^2 = 0.70$, $n = 403$).

Som en ser av figur 8 er det en tett relasjon mellom middelverdier av total planteplanktonbiomasse og klorofyll *a* i norske innsjøer. Dette muliggjør å uttrykke den foreslåtte grenseverdien mellom god og moderat økologisk status også som konsentrasjon av klorofyll *a*. Ut fra regresjonslinja mellom de to variablene vil da en planteplanktonbiomasse på 0.6 mg WW / L tilsvare en klorofyll *a*-konsentrasjon på ca 6 µg kla / L. Grensen mellom god og moderat økologisk status vil med andre ord ligge midt i tilstandsklasse 3 (4-8 µg kla / L), slik den er definert i SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (SFT Veiledning 97:04). En tilsvarende relasjon mellom totalt fosfor og total planteplanktonbiomasse er klart signifikant men med klart svakere prediksjonskraft ($r^2 = 0.69$, $n = 403$). Hvis en omregner grenseverdien for total algebiomasse direkte til fosfor ved hjelp av denne relasjonen får en en noe høyere verdi (ca 18 µg/L) en den som framkom fra figur 4 (ca 14 µg/L). En vet imidlertid at for situasjoner hvor både avhengig og uavhengig variabel inneholder usikkerheter (som tilfellet er her), så vil vanlig lineær regresjon underestimere vinkelkoeffisienten. Med andre ord vil total P-konsentrasjonen som tilsvare en mengde på 0.6 mg WW / L være overestimert. Det er derfor grunn for å legge mest vekt på grenseverdien som framkom av figur 4 (14 µg / L).

Litteraturreferanser

- Cleveland, W.S. (1979) Robust locally weighted regression and smoothing scatterplots. *J. Am. Stat. Assoc.* 74: 829-836
- Efron, B. (1979) Bootstrap methods: another look at the jackknife. *Am. Stat.* 7: 1-26.
- Lyche Solheim, A., Andersen, T., Brettum, P., Erikstad, L. (NINA), Fjellheim, A. (LFI, Stavanger museum), Halvorsen, G. (NINA), Hesthagen, T. (NINA), Lindstrøm, E.-A., Mjelde, M., Raddum, G. (LFI, Univ. i Bergen), Saloranta, T., Schartau, A.K. (NINA), Tjomsland, T., og Walseng, B. (NINA) 2003. Foreløpig forslag til system for typifisering av norske ferskvannsforkomster og for beskrivelse av referansetilstand, samt forslag til referansenettverk. Oppdragsgivere, SFT, DN og NVE. NIVA-rapport 4634-2003. 93 s.

Olsgard, F., Andersen, T., Bækken, T., Brettum, P., Johnsen, T., Lømsland, E., Moy, F., Mjelde, M. og Rygg, B. 2003. BIOKLASS-forprosjekt. Vurdering og utprøving av metoder for biologisk klassifisering av økologisk status i limnisk og marint miljø. NIVA-rapport 4723-2003. 76 s.

ter Braak, C. J. F. (1986) Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.

Referansegruppens kommentarer

Analysen er blitt forelagt to uavhengige nasjonale eksperter på planteplankton: Dr. philos. Helge Reinertsen, NTNU, og Dr. philos. Øivind Løvstad, Limnoconsult. Ingen av disse hadde vesentlige innvendinger mot konklusjoner og foreslåtte til grenseverdier.

Vedlegg B. Bunnfauna i elver i forhold til forsuring

Torleif Bækken, NIVA

Materiale og metoder

I Norge og Sverige er det utviklet forsuringindekser i løpet av de siste 10- årene. Datamaterialet og erfaringene som ligger til grunn for hver av indeksene er ganske stort (Henriksson & Medin 1986, Raddum & Fjellheim 1984, Bækken & Aanes 1990, Lien et al. 1996, Raddum et al. 1999, Wiederholm 1999, Bækken et al 2000, Lingdell et al (upublisert)) Pga. manglende kapasitet til sammenstilling av eget bunndyrmateriale med vannkjemiske data, har vi ikke kunnet gjøre egne analyser av responskurver for forskjellige indekser i denne fasen av prosjektet. Vår vurdering er derfor basert på egne erfaringer ved bruk av indekssystemene, samt på de ulike opphavsmennenes/forfatterenes beregninger og vurderinger.

Vi har delt elvene i 2 hovedtyper: kalkfattige og klare, kalkfattige og humøse. Kalkrike elver er ikke utsatt for forsuring og er derfor ikke relevante i denne sammenhengen.

Potensielle kvalitetskriterier som er vurdert

Norske og svenske forsuringindekser er vurdert. Alle forsuringindeksene baserer seg først og fremst på tilstedeværelse eller fravær av et sett av indikatorarter. Listen av arter eller høyere taxa ligger oftest på over 100 arter. En stor andel av disse er imidlertid indifferente arter som finnes både i forsurede og ikke forsurede lokaliteter. Indikatorarter for beste klasse (ikke eller lite forsuret) for de ulike indeksene er vist i tabell 1 nedenfor. Dersom minst en art fra denne tabellen er tilstede, kan elva klassifiseres som god eller høy status. For Medins indeks skal det gjøres tilleggsvurderinger av andre egenskaper ved bunndyrsamfunnet.

Raddums forsuringindeks baserer seg på et ganske stort materiale fra forsuringpåvirkede elver først og fremst fra Sør- og Vestlandet, men også fra andre deler av landet. Ut fra disse er det laget artsliste som angir surhetstoleransen i indeksskasser (ca 100 taxa, Lien et al 1996). For mange av artene er grunnlaget for plasseringen god, mens den for andre er mangelfull. Dette avhenger av størrelsen på datamaterialet for artene. Det er laget en indeks med fire indeksverdier: 0; 0,25; 0,5 og 1 (indeks 1), med tilhørende forsuringklasser 0-0,25 (meget sterkt forsuringsskadet); 0,25-0,5 (markert forsuringsskadet); 0,5-1 (moderat forsuringsskadet) samt 1 (lite eller ikke forsuringsskadet). I tillegg kan det gjøres en vurdering innen klassen 0,5 - 1 (indeks 2). Denne delen baserer seg på forholdet mellom antall individer av døgnflueslekten *Baetis* og det samlede antall individer av tolerante steinfluer. Ved å kombinere indeks 1 og indeks 2 kan klassen ikke eller lite forsuret deles slik at man ender opp med en femdelt klassifisering. Dersom begge indeksene gir verdien 1 er det ingen forsuringsskade. Lite forsuringsskadet indikeres når indeks 2 er < 1. Klasseintervallene vil bare komme til anvendelse ved et beregnet gjennomsnitt av flere prøver.

Bækken & Aanes 1990 er basert på Raddums toleransevurderinger samt egne data fra Øst-Norge. Den angir alternativer for humuspåvirkede elver. Det er angitt fire toleransenivåer (1;2;3 og 4) og tilhørende klasseintervall 1-2; 2-3; 3-4 samt 4 tilsvarende som angitt for Raddums indeks.

Bækken & Kjellbergs indeks for humusrike elver og bekker på Østlandet (Bækken et al 2000) baserer seg på et moderat stort datamateriale fra østnorske elver samt på svenske bunndyrdata fra tilsvarende områder i Sverige (Lingdell (upublisert), Henrikson & Medin 1988 (Naturvårdsverket 2000)). Ut fra disse er det laget en artsliste som angir surhetstoleranse på fire nivåer (ca 120 taxa). Indeksen baserer vurderingen på tilstedeværelse eller fravær. For mange av artene er grunnlaget for plasseringen god,

mens den for andre er mangelfull. Det er angitt fire toleransenivåer og tilhørende klasseintervall 1-2; 2-3; 3-4 samt 4 tilsvarende som angitt for Raddums indeks.

Medins forsuringindeks er basert på et ganske stort datamateriale fra Sverige. Indeksen vurderer 5 kriterier. Blant annet vurderes tilstedeværelse av forsuringfølsomme døgnfluer, steinfluer og vårfluer. Det vurderes også artsrikdom samt forholdet mellom antall arter av døgnflueslekten *Baetis* og steinfluer. For hvert kriterium beregnes det en verdi avhengig av resultatet av vurderingen. Det beregnes til slutt en samlet indeksverdi basert på alle kriteriene (multimetric index). Indeksen angir 5 klasser med indeksverdier fra 0 til 14. Referansetilstanden er definert likt for hele Sverige med indeksverdi 6. Basert på EQR skal grensen mellom moderat og god status ligge på 0,80 (i følge Naturvårdsverket 2000). Det innebærer en indeksverdi på $6 \cdot 0,8 = 4,8$.

Tabell 1. Arter/grupper av bunndyr som er angitt i gruppen av minst forsuringstolerante arter hos ulike forfattere: Lien et al (1996) (Raddum indeks 1), Bækken et al (2000) (Bækken & Kjellberg) og Henrikson & Medin 1986 (Medins forsuringindeks). Tallverdiene angir indeksverdier.

Latinsk navn	Orden	Raddum indeks 1
Gastropoda		1
Gammarus lacustris	Amphipoda	1
Baetidae	Ephemeroptera	1
Baetis fuscatus	Ephemeroptera	1
Baetis fuscatus/scambus	Ephemeroptera	1
Acentrella lapponica	Ephemeroptera	1
Baetis macani/bundyi	Ephemeroptera	1
Baetis muticus	Ephemeroptera	1
Baetis niger	Ephemeroptera	1
Baetis rhodani	Ephemeroptera	1
Baetis scambus	Ephemeroptera	1
Baetis sp	Ephemeroptera	1
Baetis subalpinus	Ephemeroptera	1
Baetis vernus	Ephemeroptera	1
Baetis vernus/subalpinus	Ephemeroptera	1
Caenis horaria	Ephemeroptera	1
Ephemerella aurivillii	Ephemeroptera	1
Haemopsis sanguisuga	Gnathobdellae	1
Glossiphonia complanata	Rhynchobdellae	1
Theromyzon tessulatum	Rhynchobdellae	1
Glossosoma intermedia	Trichoptera	1
Hydroptila sp	Trichoptera	1

Latinsk navn	Orden	Bækken Kjellberg
Gammarus lacustris	Amphipoda	1
Baetis digitatus	Ephemeroptera	1
Baetis macani	Ephemeroptera	1
Caenis luctuosa	Ephemeroptera	1
Caenis rivulorum	Ephemeroptera	1
Ephemerella danica	Ephemeroptera	1
Heptagenia joernensis	Ephemeroptera	1
Paraleptophlebia strandii	Ephemeroptera	1
Procladius bifidum	Ephemeroptera	1
Dinocras cephalotes	Plecoptera	1

Bathyomphalus contortus	Pulmonata	1
Hemiclepsis marginata	Rhynchobdellae	1
Ceraclea annulicornis	Trichoptera	1
Cheumatopsyche lepida	Trichoptera	1
Chimarra marginata	Trichoptera	1
Wormaldia subnigra	Trichoptera	1

Latinsk navn	Orden	Medin
Gammarus lacustris/pulex	Amphipoda	3
Baetis digitatus	Ephemeroptera	3
Baetis muticus	Ephemeroptera	3
Caenis luctuosa	Ephemeroptera	3
Caenis rivulorum	Ephemeroptera	3
Ephemera danica	Ephemeroptera	3
Procladius bifidus	Ephemeroptera	3
Dinocras cephalotes	Plecoptera	3
Athripsodes cinereus	Trichoptera	3
Brachycentrus subnubilus	Trichoptera	3
Ceraclea annulicornis	Trichoptera	3
Cheumatopsyche lepida	Trichoptera	3
Chimarra marginata	Trichoptera	3
Philopotamus montanus	Trichoptera	3
Tinodes waeneri	Trichoptera	3
Wormaldia subnigra	Trichoptera	3

Utfyllende kommentarer til tabellen i avsn. 2.2.2

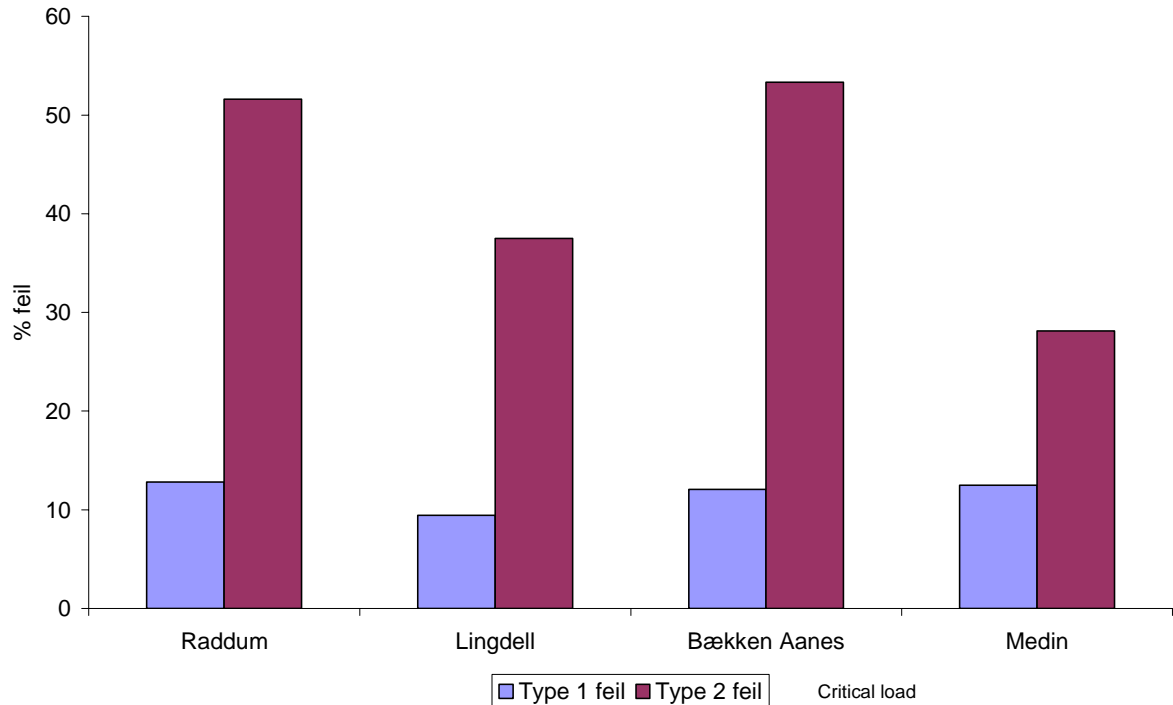
Raddums indekser (Raddum & Fjellheim 1984) er trolig best egnet for humusfattige vannkvaliteter, særlig på Sør og Vestlandet. Bækken & Aanes (1990) angir små justeringer på artenes toleranse i forhold til humusrikt vann. Bækken et al (2000) har vurdering i forhold til humusrike østlandselver. Medins svenske indeks (Henrikson & Medin 1986, Naturvårdsverket 2000) vurderer toleransen i forhold til humusrike vannforekomster.

Ingen av indeksene dekker derfor alle norske vannkvaliteter. For å få en god samlet indeks bør alle indeksenes egenskaper samordnes til en og samme indeks. Særlig viktig vil det være å klassifisere i henhold til humusinnhold. Det må også tas hensyn til ulik utbredelse av arter. Samtidig bør en etterstrebe å skaffe et større datamateriale for å fastlegge forsuringstoleranse for flere arter. Det trengs for å endre de norske indeksene til 5 klasser med høyere grad av sikkerhet.

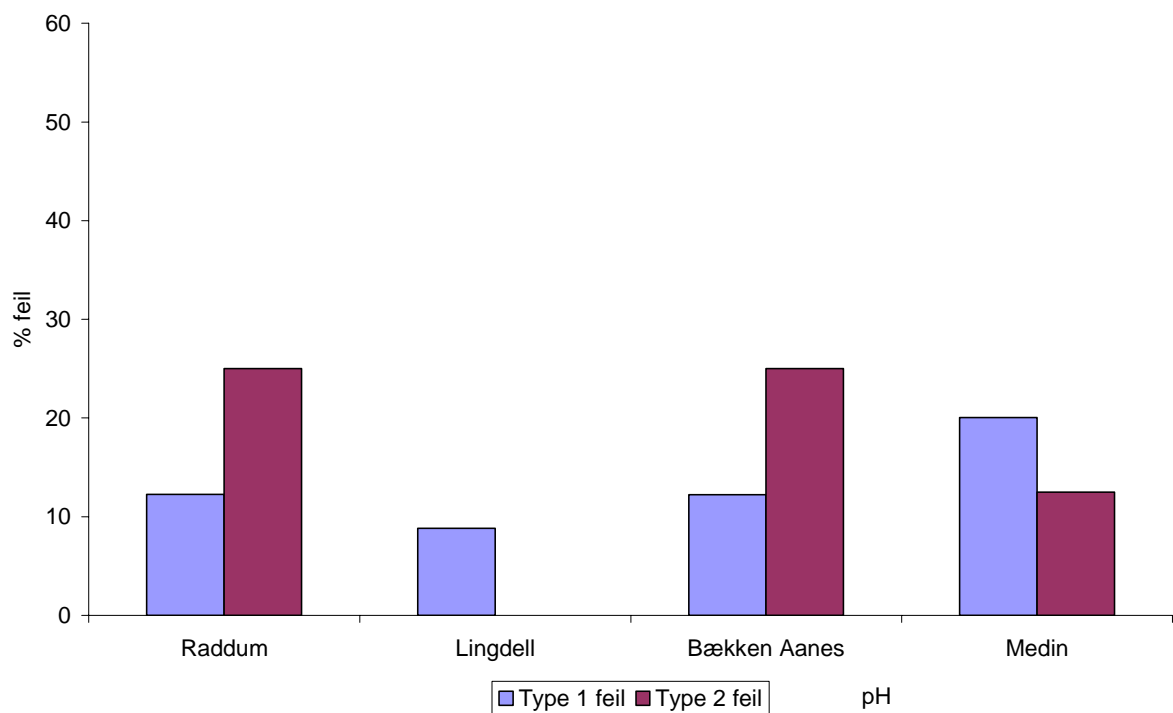
På et materiale fra svenske elver ble det gjort en vurdering av hvor stor feilprosent man fikk dersom resultatet fra indeksvurderingene ble sammenlignet med de kjemiske forholdene (Johnson 1999). Vurderingen forutsetter at vannkjemien gir et mer korrekt bilde av den faktiske status enn de aktuelle indeksene gjør. Vurderingen blir derfor ikke riktig dersom denne antagelsen er feil. Den kjemiske vurderingen ble gjort ved "critical load" og pH. Det ble definert to typer "feil". Type 1: indeksen angir forsuring selv om de kjemiske kriteriene angir gode forhold. Type 2: indeksen angir ikke forsurrede forhold selv om de kjemiske kriteriene viser forsuring (Figur 1). "Feil"prosenten av type 2 var ganske høy for alle indeksene sett i forhold til critical load. Minst "feil" ved denne vurderingen ble observert for Medins indeks. Sett i forhold til pH var feil av type 2 lavere, imidlertid hadde begge de norske indeksene en forholdsvis høy feilprosent. Årsaken er trolig at de norske toleranselistene ikke tar nok hensyn til humusinnhold og at de derfor er dårlig tilpasset de svenske forholdene. Type 1 feil var stort sett færre særlig sett i forhold til critical load. Type 1 feil vil avhenge av sampling kvalitet. Type 2 feil

ansees å være mer avgjørende enn type 1 feil: problemet påvises ikke selv om det er tilstede. Her må det imidlertid bemerkes at det også kan ligge feil i de kjemiske målingene/beregningene.

a)



b)



Figur 1. Prosent feiltolkninger gjort for indeksene sett i forhold til vurdering av a) critical load b) pH basert på et større svensk materiale. Type 1 feil: indeksen angir forurensning når kjemiske indikatorer når critical load (exceedance <0) og pH viser gode forhold (pH>6.0). Type 2 feil: indeksen angir ikke

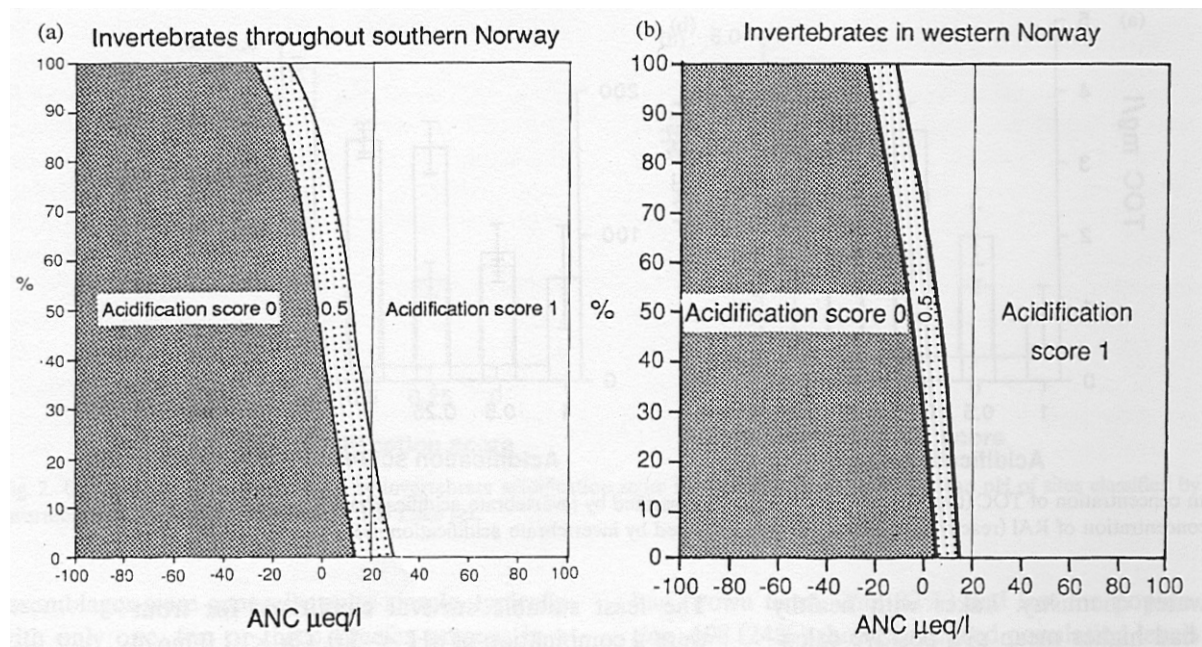
forsuret når kjemiske indikatorer som critical load (exceedance >0) og pH viser forsurede forhold (pH<5,5). Etter Johnson (1999).

Referansesituasjonen er satt i henhold til indeksverdiene. Det er for de fleste ikke vurdert en egen referansesituasjon. Det er ikke tatt hensyn til naturlig sure lokaliteter. Alle lokaliteter antas derfor å inneha ett eller flere elementer som ligger i beste "forsuringsklasse". For Medins indeks er referansen vurdert meget vidt. Fra en skala mellom 0 og 14, settes referansen til 6. Dette er imidlertid grenseverdien mellom "moderat" og "høy" indeks. Det betyr at man kan få EQR verdier over 2,3.

For Raddum indeks foreslår vi at grensen legges ved indeksverdi 0,5. Ved denne verdien er bunndyr-samfunnet klart påvirket ved at ett eller flere viktige taxa er forsvunnet. Her er døgnfluearten/slekten *Baetis rhodani*/*Baetis* av viktig betydning. Ved indeksverdi 0,5 er disse forsvunnet, mens de ofte ellers utgjør et dominerende innslag i bunndyrsamfunnet og forekommer normalt i et større antall enn tolerante steinfluer i en uskadet lokalitet (Indeks 2).

Ved humusrike vannkvaliteter (Bækken & Aanes 1990, Bækken et al 2000, Henrikson & Medin 1984) endres toleransen i faunaen. Toleransen for viktige arter øker. Dette innebærer f.eks at *Baetis rhodani* og *Baetis niger* hos Bækken et al (2000) og Henrikson & Medin (1984) plasseres i klasse med høy toleranse (pH ca 4,5-5), mens *Baetis digitatus* og *Baetis muticus* plasseres i gruppen med lavest toleranse (pH > 5,4-5,5). Alle *Baetis* - artene plasseres av Raddum & Fjellheim (1984), Lien et al. (1996) sammen i gruppen med lavest toleranse (pH > 5,5).

For bunndyrsamfunnet er klassene oftest relatert til pH intervaller. Nedre grense for minst tolerante klasse ligger for alle med pH verdier omkring 5,4- 5,5. For de norske indeksene vil dette kunne være omtrent området mellom god og moderat status. Målt som ANC synes den kritiske grensen å ligge omkring 20 µekv/l (Figur 2) (Lien et. al 1996)



Figur 2. Kumulativ prosent for forsurings-score (Raddum indeks) i forhold til ANC på lokaliteter fra Sør-Norge og Vest-Norge. Etter Lien et al (1996).

Litteraturreferanser:

Bækken, T. & Aanes, K-J. 1990: Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifiseringen. Nr 2A. Forsuring. – NIVA-Rapport 2491.

Bækken, T. Kjellberg, G. & Linløkken, A. 2000: Overvåking av bunndyr i grensekryssede vassdrag i Østlands området i forbindelse med vassdragskalking. Samlerapport for undersøkelsene i 1995, 1996 og 1997.- DN-notat 1999-2

Henrikson, L & Medin, M. 1986: Biologisk bedømming av forsuringpåverkan på Leångens tilfløden och grundområden 1986. – Aquaekologerna, Rapport til länsstyrelsen i Älvsborgs län.

Johnson, R. 1999: Benthic macroinvertebrates (Bottenfauna) - I: Wiederholm, T 1999: Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 2, biologiska parametrar. – Naturvårdsverket Rapport 4921.

Lien, L, Raddum, G., Fjellheim, A., Henriksen, A. 1996: A critical limit for acid neutralizing capacity in Norwegian surface waters, base don new analyses of fish and invertebrate responses. – The Sci. of Tot. Environ. 177: 173-193.

Naturvårdsverket 2000: Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. – Rapport 4913 Naturvårdsverket.

Raddum, G. & Fjellheim, A. 1984: Acidification and early warning organisms in freshwater in western Norway. – Verh. Int. Verein. Limnol. 22: 1973-1980.

Raddum, G., Rosseland, B.O. and Bowman, J. 1999: Workshop on biological assessment and monitoring; evaluation and models. – NIVA Rapport 4091.

Wiederholm, T 1999: Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 2, biologiska parametrar. – Naturvårdsverket Rapport 4921.

Referansegruppens kommentarer

De to personene i referansegruppen mente at forsuringkapitlet var greit. Erfaringsgrunnlaget må imidlertid økes etter hvert for å justere artenes tålegrense. Dette gjelder ikke minst for humusholdige vannkvaliteter og der andre parametere påvirker tålegrensen. Videre ble det kommentert at det klarer seg med ett system for humusfattige og ett for humusrike vannkvaliteter. Det var ellers enkelte språklige kommentarer som nå er inkludert i det foreliggende utkastet.

Vedlegg C. Bunnfauna i elver i forhold til organiske belastning

Terje Bongard, NINA

Materiale og metoder

Vurderingene er foretatt på grunnlag av to undersøkelser som er gjort i Midt-Norge, se Bongard & Arnekleiv 1989; Bækken 1991, 1992 og Bongard & Arnekleiv 1993. Standard prøvetaking ble utført med sparkemetoden (Frost et al. 1971). Begge undersøkelser er utført for å kartlegge påvirkninger av primært organisk belastning på bunnfauna i elver. Generelt er det erfaringer fra mer enn 20 års bunndyrundersøkelser som ligger til grunn for vurderingene.

Undersøkelsene representerer de fleste elvetyper i Midt-Norge.

Det er i tillegg gjort mange undersøkelser om bunndyrmethodikk og prøvetakingsprosedyrer og deres innvirkning på resultatene. Metode, prøvestørrelse, prøvedyp, tid medgått til prøvetaking, årstid og taksonomisk bestemmelsesnivå er faktorer som har stor innvirkning på kvaliteten av resultatet (Hughes 1978). Prøvestørrelsen er en viktig faktor for å få et godt bilde av faunasammensetningen (King 2002), men økning av prøvestørrelse og -antall er ressurskrevende.

Potensielle kvalitetskriterier som er vurdert

Når det gjelder eutrofiering og organisk belastning er det først og fremst (Biological Monitoring Working Party)/Average Score Per Taxon (ASPT), Danish Stream fauna Index (DSI) og Chandler som er aktuelle. Vi har forsøksvis evaluert hvor gode disse indeksene er i å avgjøre skillet mellom god og moderat økologisk status for norske forhold. Det svenske Naturdårdsverket har oppsummert indekser og metoder i to rapporter (Wiederholm 1999, 2000).

Biological Monitoring Working Party (BMWP) / Average Score Per Taxon (ASPT):

Denne indeksen er utviklet i Storbritannia (Armitage et al. 1983), og er mye brukt i Europa. Dersom indeksen skal brukes i norske elver er det viktig å være oppmerksom på følgende tre svakheter: Den første er at det taksonomiske nivået kun går til familie, og ikke til art. Det kan være store ulikheter når det gjelder toleranse overfor forurensninger mellom arter innen samme familie. Dermed må grensen mellom god og moderat status flyttes opp for å ta høyde for tolerante arter som ellers ville gitt for høy score.

Den andre svakheten er at den er tilpasset britisk fauna. Indeksen er bygget opp med en score for hver familie, og blant familiene som gir toppscore (10) er for eksempel:

Døgnfluer:

Fam. Leptophlebiidae. Familien inneholder to av Norges mest vanlige og samtidig også mest tolerante artene i Midt-Norge, *Leptophlebia vespertina* og *L. marginata*. Disse er først og fremst typisk for stillestående vann og utløp i østlandselver. I rennende vann er det *Paraleptophlebia/Habrophlebia* som er mest aktuelle her.

Steinfluer:

Fam. Taeniopterygidae. De to artene *Taeniopteryx nebulosa* og *Brachyptera risi* er relativt tolerante overfor organisk belastning i elver.

Vårfluer:

Fam. Leptoceridae. Inneholder de mest tolerante artene med de videste utbredelsene, men også de mest sjeldne og lite kjente artene.

Deretter gis det fallende score for antatt mer tolerante familier ned til Chironomidae, som får verdien 1. Noen av de mest krevende artene finnes imidlertid i denne familien.

Den tredje svakheten er at verdiene av scorene summeres, slik at jo større prøver som tas, jo høyere score oppnås. Indeksen tar ikke høyde for dette direkte. Imidlertid er det gjort en forbedring ved at det kan regnes ut gjennomsnittlig verdi for hvert taxon (ASPT). Dermed reduseres problemer med prøvestørrelsen.

For norske forhold bør verdien av den engelske BMWP i en ett-minutts sparkeprøve ligge over 100 for å få karakteristikken god økologisk status. Under 100 bør karakteriseres som moderat påvirket. ASPT bør ligge over 7,5 for å oppnå god økologisk status. Her kommer igjen problemet med den britiske faunaen. I Norge vil hovedvekten av poengscoren bli gitt av de høyeste scoregruppene, og dette vil øke ASPT-verdien relativt mer enn BMWP-scoren for å oppnå god økologisk status. BMWP er videreutviklet i Storbritannia i et PC-basert softwaresystem under navnet RIVPACS som sammenligner forventet faunasammensetning med det observerte. En tilpasning av RIVPACS til norske forhold ville vært svært nyttig.

To eksempler på bruk av BMWP/ASPT fra Norge:

Nidelva og tilløpsbekker (Bongard & Koksvik 1989):

Formålet med undersøkelsen var å kartlegge påvirkningen av hovedelva fra forurensede sidebekker. BMWP og ASPT ble målt til henholdsvis 86 og 6,1 i de lite påvirkede områdene i øvre del, ned til henholdsvis 22 og 4,4 i nedre, forurensede deler av Nidelva. Hele det undersøkte elveavsnittet må karakteriseres som å ha fra moderat til svært dårlig økologisk status.

Hotran/Årgårdvassdraget, Namdalseid kommune:

Dette vassdraget er påvirket av gjødsel og landbrukstilsig, og har vært gjenstand for både kjemiske og biologiske undersøkelser (Bækken 1991, 1992; Bongard & Arnekleiv 1993).

Av alle bunndyrprøvene som ble tatt 1990 var det kun en som fikk BMWP- og ASPT-verdi over henholdsvis 100 og 7,5, nemlig 108 og 7,7. Samme stasjon fikk verdien 71 (BMWP) og 5,5 (ASPT) om våren. Dette illustrerer hvor viktig det er med flere prøver gjennom året. Resten av prøvene lå mellom 41 og 78 (BMWP) og 5,9 og 7,1 (ASPT)). På den siste prøven kommer problemene med den engelske faunavurderingen tydelig fram. Norsk fauna, kanskje med unntak av Vestlandet, gir generelt et for høyt ASPT-tall, noe som trolig vil være mest fremtredende for vassdrag på Vestlandet og nordover.

Danish Stream fauna Index (DSI)

Denne finnes i flere utgaver og er oppdatert med jevne mellomrom (Andersen et al. 1984), senest i 2000 (Skriver et al. 2000). Indeksens oppbygging er anvendelig, og den går lenger i å bruke kunnskapen om artene og gruppene. Den opprinnelige versjonen ble kalt for Trent Biotic index (Woodiwiss 1964). En tilpasning av denne indeksen til norsk fauna ville hatt stor nytteverdi. Denne og flere andre indekser ble brukt i en større LFI-rapport hvor det ble konkludert med at det viktigste grunnlaget for en norsk tilpasning av utenlandske indekser er kunnskap om naturtilstanden i de ulike landsdeler i Norge (Brittain 1988). Dette er gjort i Storbritannia, men ikke i Norge ennå. Det arbeides imidlertid med en database som skal bli mest mulig komplett med all informasjon om artsbestemmelser og undersøkelser i Norge (Vanninfo).

Prinsippet er å summere antall positive i betydningen krevende grupper, familier og arter og trekke fra antall negative, dvs. forurensningstolerante, for deretter å sette antallet inn i tabeller med forekomster av indikatororganismer. Dermed foregår kvalitetssikringen på to plan. Fremdeles vil det være problemer med slengere og enkeltforekomster av individer, men dette tas det til en viss grad hensyn til. Ved en fornsking av indeksen er det aktuelt å ta ytterligere høyde for forekomsten av enkeltindivider. Likheter i fauna er forøvrig større mellom England og Danmark enn mellom Danmark og Norge. Den siste versjonen (Skriver et al. 2000) har skala fra 1 til 7, hvor 1 er mest påvirket. Den har et utvidet antall grupper for å findele noe mer enn de tidligere versjonene. Denne utgaven er godt egnet som utgangspunkt for å lage en versjon basert på norsk fauna.

I versjonen til Andersen et al. (1984) er indeksen bygget som en oppdeling i klasse I til IV, med alle overganger: I, I-II, II, II-III osv., hvor IV er mest påvirket. Grensen mellom god og moderat vil kunne settes ved verdien II, eller litt høyere. Anvendt på materialet fra Nidelva fra 1989 gir denne indeksen verdien II-III for nesten alle stasjonene, unntatt for den minst påvirkede stasjonen, som får verdien I. Igjen er indikatororganismene dårlig tilpasset norsk fauna, og gir for høy indeks.

Hotran/Årgård-materialet får verdier mellom II og III, unntatt den samme prøven som også gir høy BMWP-score. Den får I i Danish Stream fauna Index. Denne indeksen er det beste utgangspunktet for en norsk funksjonell indeks.

Chandler:

Dette er en mye brukt indeks som har som viktigste fortrinn at den tar i betraktning forekomst av de ulike arter, slekter og familier. En femdeling av forekomst av arten eller familien, fra "Tilstede" til "Svært Vanlig" gir ulik score som til sammen gir en poengsum. Ulempen er igjen at prøvestørrelsen påvirker resultatet i positiv retning. For norske forhold bør scoren overstige 1100-1200 poeng for å karakterisere økologisk tilstand som god eller bedre. I denne indeksen er det også tydelig at britisk faunasammensetning, muligens med unntak av Vestlandet, ikke passer for norske forhold.

Behov for videre arbeid for å utvikle en norsk indeks:

Det bør satses på å utvikle en norsk indeks. Den må ta opp i seg det beste ved de nevnte indeksene, og samtidig gå videre i å møte problemene som disse ikke takler. Dette vil kreve en grundigere gjennomgang av litteratur og funnstatus for arter. Det bør vurderes å integrere indeksen med beskrivelser av ulike fysiske forhold: Gradienter for kalkinnhold, humus, forsurening og Al, salter (avstand fra hav), temperatur, breddegrad og høyde over havet og generelle topografiske forhold er aktuelle å se på. I tillegg er faunaregionen viktig, oppdelingen kan være Østlandet, Vestlandet, Trøndelag og Nord-Norge. Det vil kanskje være mulig å konstruere dose – responskurver og innvirkning på de ulike artene for parametrene. Dette vil imidlertid være arbeidskrevende, men sannsynligvis nødvendig for å oppnå et kvalitetsnivå som er forsvarlig. Det er gjort mange undersøkelser i Norge de siste 20 år hvor det er brukt utenlandske indekser, spesielt på Østlandet, men resultatene og kvaliteten har vært avhengig av kompetente utøvere som har sett svakheter og usikkerheter, og har kunnet konkludere ut fra det.

Det kan se ut som en gitt belastning får mye større konsekvenser i et sakteflytende vassdrag enn i et hurtigrennende. Dette kan skyldes mange forhold som mindre sedimentering og alltid god utlufting i hurtigrennende vann sammenlignet med sakterennende. På Vestlandet er det derfor svært vanskelig å finne en dårlig biologisk status selv om en vet at lokaliteten kan være betydelig forurensset. Organismene som indikerer gode forhold kan være tilstede nesten uansett. For å forbedre indeksene må en utnytte arter og relative forekomster mellom arter. I de første stadiene ved organisk forurensning øker ofte forekomsten av de følsomme artene. Grunnen er at forurensningen ofte gir økt næringsgrunnlag, og de skadelige effektene av dette (sedimentering, oksygenreduksjon etc.) holdes i sjakk av turbulent vann. Dette er forhold som det bør tas hensyn til ved utforming av nye indekser.

Prosesen må starte med å analysere det materialet som finnes for deretter å se hvordan dette kan brukes for å fastsette økologisk status.

Andre faktorer som må tas i betraktning er:

- En vurdering av relativ og absolutt forekomst. Enkeltindivider av sensitive arter må gi lavere økologisk status enn store forekomster. Motsatt må enkeltindivider av tolerante arter gi høyere økologisk status enn store forekomster. Dette er forsøksvis gjort i Chandlers indeks, og delvis i DSI, men spennvidden i tallene er for liten. Enkeltindivider av sensitive arter er mer vanlig i prøver fra påvirkede lokaliteter i Norge, fordi vannstrengen som oftest begynner på fjellet, i urørte områder, og har høy hastighet i lengre partier enn i mye av det øvrige Europa og Skandinavia utenom fjellområdene.
- Det taksonomiske nivået bør være art. Det er svært få eksempler på organismer på slekt eller familienivå som kan gi presisjon i forhold til økologisk status. Alle de fire beskrevne indeksene har store mangler her.
- Prøvestørrelsen må standardiseres. I de beskrevne indekser, som er de beste pr. i dag, vil prøvestørrelsen ha avgjørende betydning for resultatet og kvaliteten, med unntak av ASPT.
- Faunautvalget som indeksen skal ta hensyn til må tilpasses norske forhold. Norge er et økologisk svært variabelt land, og indeksen må også tilpasses de ulike delene av landet, dvs. det må utvikles flere indekser spesifikke for økoregionene i Norge.
- Det må tas hensyn til årstidsvariasjon, slik at indeksen tilpasses de viktigste artenes livssyklus. Ved flere prøvetakinger må tidspunktene velges slik at den beste oversikten av faunaen fremkommer. I det øvrige Europa utenom fjellområdene er produktiv sesong mye lenger, til dels overlappende året rundt for mange arter. I Norge har artene enten larveutvikling fra høst og gjennom vinteren eller en rask vekst om våren/sommeren. Veksts sesongen er derfor forskjellig for ulike arter, noe som også kan endres fra nord til sør. En funksjonell indeks må kunne fange opp de ulike artenes tilstedeværelse. For å lage norske indekser bør det samles inn prøver minst tre ganger pr. år (tidlig om våren, sommer og sent på høsten).

Utfyllende kommentarer til tabellen i avsn. 2.3.2

Kobling til påvirkningsgrad (dose)

For å koble bunnfaunaen til grad av påvirkning for organisk stoff må flere kjemiske parametre vurderes; som f.eks TOC, BOD og oksygenmålinger i bunnsubstratet.

Totalt organisk karbon (TOC) i elver kan variere naturlig mellom <0,5 til flere 10-talls mg C/L avhengig av vanntype. De organiske forbindelsene er selvsagt svært ulike (naturlig: humusstoffer fra skog- og myrområder, antropogene tilførsler: oftest lett nedbrytbare, ikke-humusstoffer). Det er derfor ikke mulig å sette noen grense for god eller moderat økologisk tilstand ut fra TOC-nivået alene. Ved å benytte kjente konverteringsfaktorer mellom TOC og humusinnhold i upåvirkede elver (TOC_{ref} = farge (mg Pt/L) : 6, Skjelkvåle pers. medd.) kan humusdelen av TOC beregnes og trekkes fra, slik at man sitter igjen med den TOC som skyldes antropogen tilførsel av organisk stoff. TOC-data kan dermed brukes som et grovt estimat på den antropogene belastningen. Det har ikke vært kapasitet i denne fasen av BIOKLASS til å sammenstille TOC-data med bunnfauna-data, men dette vil bli vurdert nærmere i neste fase av prosjektet. Et problem er at TOC ikke er målt i mange av de elvene vi har bunnfauna-data for.

Biologisk oksygenforbruk (BOD) kan også brukes som et tilnærmet mål på innholdet av lett-nedbrytbart organisk materiale (antropogene tilførsler). Virkningene av samme BOD-belastning vil

varierte med type vassdrag (hurtigrennende vs. sakteflytende, elver med høy partikkeltransport vs. elver med lite partikler). Dessverre finnes det lite BOD målinger i elver der vi har bunnfauna-data. Det har derfor ikke vært mulig å koble de aktuelle indeksene til denne parameteren. Andre parametre, som oksygenmålinger i bunnsustratet vil sannsynligvis kunne gi en bedre sammenheng mellom bunnfaunaens respons på organisk belastning, men slike målinger er sjelden gjort i overvåking av bunnfauna i Norge.

Litteratur-referanser:

- Andersen, M. M.; Rigét, F. F.; Sparholt, H. 1984. A modification of the Trent Index for use in Denmark. *Water Res.* 18 (2): 145-151.
- Armitage, P.D.; D.Moss, J.F.; Wright, M.T.; Furse. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res.* 17(3): 333-347.
- Bongard, T.; Arnekleiv, J. 1993. Bunnundersøkelser i Hotran- og Årgårdsvassdraget, Nord-Trøndelag. *Notat, DKNVSM Zool. Avd.* 1993-2. 26 s.
- Bongard & Koksvik 1989.....
- Bækken, T. 1991. Overvåking av vannkvaliteten i Årgårdsvassdraget. *NIVA rapport nr. 2551.25 s.*
- Frost, S., Huni, A., Kershaw, W.E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Can. J. Zool.* 49: 167-173.
- Hughes, B. D. 1978. The influence of factors other than pollution on the value of Shannon's diversity index for benthic macroinvertebrates in streams. *Water Res.* 12: 359-364.
- King, R. S; Richardson C. J. 2002. Evaluating subsampling approaches and macro invertebrate taxonomic resolution for wetland bioassessment. *Journal of the North American Benthological Society.* 21 (1): 150-171.
- Mackey, A.P., Cooling, D.A., Berrie, A.D. 1984. An evaluation of sampling strategies for qualitative surveys of macroinvertebrates in rivers, using pond nets. *J.Appl. Ecol.* 21: 515-534.
- Skriver, J.; Friberg, N.; Kirkegaard, J. 2000. Biological assessment of running waters in Denmark: Introduction of the Danish Stream fauna Index (DSFI). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 1822-1830.
- Wiederholm, T. (red.). 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. *Naturvårdsverket bakgrundsrapport 2*, nr. 4921.
- Wiederholm, T. (red.). 2000. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. *Naturvårdsverket rapport nr. 5050.*
- Woodiwiss, F. S. 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and industry:* 443-447.
- Aagaard, K. Solem, J., Bongard, T., Hanssen, O. in: The Atna River: Studies in an Alpine-Boreal Watershed. *Developments in Hydrobiology 177.* Klüwer Academ. Publ. 2004

Vedlegg D. Makroalger marint i forhold til eutrofiering

Frithjof Moy og Tone Kroglund, NIVA

Materiale og metoder

Datamateriale:

Datamaterialet fra strandsonen omfatter data samlet gjennom lokale resipientundersøkelser og tilstandsundersøkelser i perioden 1991-2003 i Aust- og Vest-Agder og fra Kystovervåkingsprogrammet. Datamaterialet omfatter både forurensede stasjoner og relativt upåvirkede stasjoner fra indre fjorder/poller til ytre kyst (tabell 1). Datamaterialet omfatter ca. 275 registreringer.

Alle strandsonundersøkelsene er gjennomført etter samme semi-kvantitative metode. Alle makroskopiske alger (større enn 1 mm) og de vanligste makroskopiske dyrene registreres i et horisontalt belte langs stranden ved fridykking. Registreringen er kvalitativ og dels kvantitativ ved at artenes forekomst angis etter en subjektiv skala:

4 = dominerende, 3 = vanlig, 2 = spredt, 1 = enkeltfunn.

Før analyser er forekomst antilog transformert (e^x) dvs. at forekomstskaalen løper fra 2,7 til 55. Erfaring har vist at denne transformeringen gir verdier som kan sammenliknes med %-dekningsgrad og gir en fornuftig vektfordeling mellom begrepene enkeltfunn til dominerende.

Arter som er vanskelige å identifisere i felt samles inn og undersøkes senere i mikroskop. Ofte er det svært mange epifyttiske arter som vokser på tangen og det er ikke alltid mulig å beregne mengden til alle arter separat. I artslistene er derfor flere arter gruppert til slekt eller gruppe for at mengdeangivelsene skal kunne sammenliknes. Dette gjelder blant annet arter innen slektene *Enteromorpha* (er nå plassert under slekten *Ulva*), *Cladophora*, *Polysiphonia*, *Ceramium*, *Ectocarpus/Pilayella*. Arter som har inngått i datamaterialet er listet opp i Tabell 2.

Ulike analyser er utført på materialet. Det er gjort beregninger av:

- Artstall
- Diversitet (Margalef og Shannon –Wiener)
- Forholdstall mellom forurensningstolerante arter og følsomme arter (utvalgte indikatorer)
- Forholdstall mellom ulike økologiske grupper (etter morfologi og vekst)

Det er sett på en rekke ulike varianter av indekser, med og uten ulike transformeringer. Et av hovedproblemene med dette arbeidet er at man ikke har gode objektive støtteparametre som kan benyttes for å vurdere stasjonene. Det finnes kun spredte data på næringssalter og saltholdighet og målingene reflekterer sjeldent de lokale forholdene for makroalgene. Ved kun å bruke artsdata blir det i stor grad ringargumentasjon når man skal komme frem til egnede indekser og grenseverdier.

Tabell 1 Antall stasjoner innen de ulike kysttyper og eksponeringsgrader

Ytre kyst				Midtre kyst				Indre fjord	
42				149				97	
Eksp. on.	Moderat eksp. on.	Beskyttet	Svært beskyttet	Eksp. on.	Moderat eksp. on.	Beskyttet	Svært beskyttet	Beskyttet	Svært beskyttet
14	15	4	9	20	13	63	53	25	72

Tabell 2 Liste over arter som har vært med i dataanalysene, fordelt på kystavsnitt, vanntyper, morfologiske og økologiske grupper. Artsnavn er ikke oppdatert mhp. nyeste endringer.

K: 1=rødalger, 2=brunalger, 3=grønnalger, I=indre kyst, M=Midtre kyst, Y=Ytre kyst, SB=svært beskyttet, B=Beskyttet, ME=Moderat eksponert, E=Eksponert, e=enkeltfunn, s=spredt, v=vanlig, d=dominerende, Garbary 1976: 1=, 2=, 3=, 4=, 5=, 6=, Økogr. T=Tolerante, F=Følsomme.

K	Kystavsnitt Eksposering	I SB	I B	M SB	M B	ME ME	Y SB	Y B	Y ME	Y E	Garbary 1976	For- grening	Økogr. T	Økogr. F
1	Aglaothamnion byssoides	s	s	e	s	s	s	s	s		1	2	1	
1	Aglaothamnion sepositum					s				s	3	2		1
1	Ahnfeltia plicata	s	s	s	s	s	s	s	s	s	3	3		1
1	Audouiniella spp.	s	e	s	s	s	s	e	s	s	1	2	1	
1	Bangia atropurpurea				v	s			s	v				
1	Bonnemaisonia hamifera: sporp.	s	s	s	s	s	s	s	e		3	2	1	
1	Broggiartella byssoides	s	s	e	e						2	2		
1	Callithamnion corymbosum	e	s	s	s	e		s		s	3	2	1	
1	Callithamnion sp.					s				v	3	2	1	
1	Ceramium rubrum (nodulosum)	s	s	v	v	v	v	s	v	v	1	2	1	
1	Ceramium sp.	e	e	s	s	e	e		s	s	1	2	1	
1	Ceramium strictum-gr	s	s	s	s	s	s			s	2	2	1	
1	Chondrus crispus	s	s	s	s	s	v	s	s	s	3	3		1
1	Chylocladia verticillata	s		s		s	s		s	s	1	3		1
1	Corallina officinalis	s		s	s	s	v	s	s	s	5	5		1
1	Corralinaceae skorpeformet	s	s	v	v	v	v	v	v	v	5	6		1
1	Cruoria pellita			s	s	s	s	s	s		5	6		1
1	Cystoclonium purpureum	e	s	s	s	s	s		s	s	2	3		1
1	Dasya baillouviana	s	s	s							2	2		
1	Delesseria sanguinea					s			s	s				
1	Dumontia contorta	e		s	s	s			s	s	2	5		1
1	Erythrotrichia carnea	e	e	e	e	e					1	1	1	
1	Furcellaria lumbricalis	s	s	s	s	s	s	s	s	e	3	3		1
1	Gracilaria verrucosa	e		s	s						4	3		
1	Hildenbrandia rubra	v	v	v	v	v	v	v	v	v	5	6		
1	Lomentaria clavellosa									s			1	
1	Mastocarpus stellata			s	s	v	s	s	v	v	3	3		1
1	Membranoptera alata			s	e	s			s		5	1		
1	Nemalion helminthoides	s	s		s	s			v	s	2	3		
1	Osmundia pinnatifida	s	s	s	e		s			s	3	3	1	
1	Palmaria palmata	s		s	s	s			s	s	3	3		1
1	Phycodrys rubens			s	s	s			s	s	5	1		
1	Phyllophora pseudoceranooides	s	s	s	s	s	s	s	s	s	3	3		1
1	Phyllophora sp.	v	s	e	s	s	s		s	e	3	3		1
1	Polyides rotundus	e	e	e	s	s	e		s		3	3		
1	Polysiphonia brodiaei			v	v	e	s	s			1	2		
1	Polysiphonia elongata	s	e	e	e	s	e			s	5	2	1	
1	Polysiphonia fibrillosa	e	e	s	s	s				s	1	2		1
1	Polysiphonia fucoides	s	s	s	s	e	s		e	s	1	2	1	
1	Polysiphonia harveyi			e	v	e				s	1	2		
1	Polysiphonia pulvinata	v				s					1	2		
1	Polysiphonia sp.	s	s	s	s	s			s	e	1	2	1	
1	Polysiphonia stricta	s	s	s	s	s	s		s	s	5	2	1	
1	Porphyra spp.	s	s	e	s	s	s	s	v	v	1	1		
1	Rhodomela confervoides	s	s	s	s	s	s		s	s	3	3		1
2	Alaria esculenta					v			d	v				
2	Ascophyllum nodosum	s	s	v	s	s	v		s		3	4		1
2	Asperococcus spp.	s	s	s	s		s			s	2	1		
2	Brunt på fjell - mørkt			v	s				s	v				
2	Chorda filum	s	s	s	s	s	s		s	s	2	3		
2	Chorda tomentosa				s	s			s	v				
2	Chordaria flagelliformis	s		s	s	v	s		s	s	5	3		1
2	Cladostephus spongiosus	e		e	e						5	3		
2	Desmarestia aculeata			s	s				s	s				
2	Desmarestia viridis				s	s				s				
2	Dictyosiphon foeniculaceus	s		s	s	v	s		s	s	2	3		1
2	Ectocarpales indet	s	v	s	s	s	s	s	s	v	1	2	1	
2	Elachista fucicola	s	s	s	s	s	e	s	s	v	2	2		1
2	Eudesme/Mesogloia vermiculata	s		s	s	s	s			s	2	3	1	
2	Fucus evanescens	s	s		s					s	3	4	1	
2	Fucus juv	d		s	s	s		s	s	e	3	4		1
2	Fucus serratus	v	v	v	v	v	v	v	v	s	3	4		1
2	Fucus spiralis				s	s				s				1

2	Fucus vesiculosus	v	s	v	v	v	s	s	v	v	3	4	1
2	Halidrys siliquosa	v	s	s	v	v			s	v	3	4	1
2	Himanthalia elongata									s			
2	Laminaria digitata				v	v			s	v			1
2	Laminaria hyperborea				s	v			d	s			1
2	Laminaria juv			s	s	s	s		s	s	3	4	1
2	Laminaria saccharina	s	s	s	s	s	s	s	v	s	3	4	1
2	Laminaria sp.	v	v	s	v	v	v	v	v	s	3	4	1
2	Leathesia difformis			s		s	s		s	s	2	3	
2	Petalonia fascia				v	s			s	s	2	1	1
2	Ralfsia verrucosa	s	s	s	s	s	s		s	s	5	6	
2	Sargassum muticum	s		s	s	s	s		s	s	3	4	
2	Scytosiphon lomentaria	e			e	s			s	s	2	1	1
2	Sphacelaria cirrosa	s	s	s	s	s	s		e		3	2	1
2	Sphacelaria sp.	s	e	s	s	e	s				3	2	
2	Spongonema tomentosum	s		s	s	s	s		s	s	1	2	1
2	Stilophora/Striaria/Spermatochnus	s	v	s	s		s				2	3	1
3	Blidingia minima	s	s	s	s	s		s	s	s	2	1	1
3	Bryopsis sp				s	s				s			
3	Chaetomorpha melagonium	s	s	s	s	s		s	s	s	3	2	1
3	Chaetomorpha sp.	e		s	s	s	e		s	s	1	2	1
3	Cladophora rupestris	s	s	s	s	s	s	s	s	s	3	2	1
3	Cladophora sp.	v	s	v	s	s	s	s	s	s	1	2	1
3	Codium fragile	v	s	s	s	e					3	3	
3	Derbesia marina					s				s			
3	Enteromorpha intestinalis	s	s	s	s	e	s	v	s	s	1	1	1
3	Enteromorpha sp.	s	s	s	s	s	v	s	v	v	1	2	1
3	Grønt på fjell	s		s	s				s	s	4	6	1
3	Percursaria percursa			e		e					1	2	1
3	Prasiola stipitata					s			s	s			1
3	Rhizoclonium sp.	e	e	e	e		e			s	1	2	1
3	Spongomorpha sp.	e	s	s	s	s	s		s	s	2	2	1
3	Ulothrix/Urospora sp.				v	s			s	v			1
3	Ulva lactuca	e	s	s	s	s	s	s	s	s	1	1	
4	Bl.grønnalge. indet	s	s	e	e		s	s	s			2	1
4	Calothrix/verrucaria	v	d	v	v	v	v	s	v	v	4	6	
4	Spirulina subsalsa	s	s	s						s		2	1
5	diatome-kjede på fjell	v	v	s	s							2	1
5	epifyttiske diatomeer	s	v	v	e				e	s		2	1
6	Ruppia marina	v	s	s							3	4	
6	Zostera marina	v	v	s	v		e				3	4	

Vanntyper

I henhold til vanddirektivet og veiledning for inndeling i vanntyper, er 'eksponering' dvs. åpenhet for bølgeeksponering, den mest bestemmende faktoren for littorale vanntyper. På lands- og regionsnivå er kysten blant annet foreslått delt i 'åpen eksponert kyst', 'moderat eksponert kyst/skjærgård' og 'beskyttet kyst/fjord'. På detaljnivå, når grad av bølgeeksponering skal beregnes for en stasjon, finner en stasjoner på åpen eksponert kyst som er alt fra sterkt eksponert til svært beskyttet (Tabell 1). Den lokale bølgeeksponeringen har sterk betydning for artssammensetningen. Analysen av datamaterialet viser at artssammensetningen i tillegg varierer fra åpen kystlinje til fjordbunner. Begge faktorer må derfor tas hensyn til. Det videre analysearbeidet vil prøve å finne en metode for å nøytralisere disse forskjellene.

Indikatorarter

Etter Vannrammedirektivets normative definisjon skal klassifisering foretas på basis av sensitive arters tilstedeværelse. Sensitive arter er et vanskelig kriterium å etterleve. Ekspertpanelet har slått fast at kunnskapen er for mangelfull og at artskunnskapen, som er nødvendig for å identifisere flere av disse artene, er begrenset til en håndfull taksonomer i Norge. (Utdanning av taksonomer er dessverre et nasjonalt forsømt område som gjelder mange artgrupper.) Følgelig vil det bli vanskelig å bygge et anvendbart forvaltningsverktøy på et slikt grunnlag. Det antas at økologisk forskning vil fokusere på arters sensitivitet overfor menneskeskapt miljøbelastninger med bakgrunn i vannrammedirektivets normative krav. Som et alternativ til begrepet sensitive arter har vi i dette arbeidet kategorisert arter som følsomme eller tolerante overfor menneskeskapt påvirkning basert på publisert viten og på

erfaring / ekspertvurdering av datamaterialet. Faren for ringargumentasjon er absolutt tilstede, men med nåværende utgangspunkt kan dette ikke unngås.

Tabell 3 viser den kategorisering av arter som er lagt til grunn i dataanalysene. Tolerante arter er basert på de vanligste artene (i både mengde og antall) funnet på 'belastede' stasjoner og ut fra beskrevne forurensningsindikatorarter de er registrert på. Følsomme arter er tilsvarende arter som er tilstede på 'rene' stasjoner samt arter som er beskrevet som følsomme overfor forurensning.

Tabell 3 Liste over arter (evt. grupper) kategorisert som følsomme eller tolerante. Artsnavn er ikke oppdatert mht. nyeste endringer.

Klasse: b: brunalger, g: grønnalger, r: rødalger, c: blågrønnalger, d: diatomeer(kiselalger)

Klasse	Følsomme arter	Klasse	Tolerante arter
b	Ascophyllum nodosum	c	Bl.grønnalge. indet
b	Chordaria flagelliformis	c	Spirulina subsalsa
b	Dictyosiphon foeniculaceus	d	diatome-kjede på fjell
b	Elachista fucicola	d	epifyttiske diatomeer
b	Fucus serratus	b	Ectocarpus spp.
b	Fucus spiralis	b	Eudesme/Mesogloia vermiculata
b	Fucus vesiculosus	b	Fucus evanescens
b	Halidrys siliquosa	b	Pilayella littoralis
b	Laminaria digitata	b	Petalonia fascia
b	Laminaria hyperborea	b	Scytosiphon lomentaria
b	Laminaria juv	b	Sphacelaria cirrosa
b	Laminaria saccharina	b	Spongonema tomentosum
b	Laminaria sp.	b	Stilophora/Striaria/Spermatochnus
g	Cladophora rupestris	g	Blidingia minima
g	Chaetomorpha melagonium	g	Chaetomorpha spp.
r	Aglaothamnion sepositum	g	Cladophora spp.
r	Ahnfeltia plicata	g	Enteromorpha intestinalis
r	Chondrus crispus	g	Enteromorpha spp.
r	Chylocladia verticillata	g	Grønt på fjell (ubestemt)
r	Corallina officinalis	g	Percursaria percursa
r	Coralinaceae skorpeformet	g	Prasiola stipitata
r	Cruoria pellita	g	Rhizoclonium sp.
r	Cystoclonium purpureum	g	Spongomorpha sp.
r	Dumontia contorta	g	Ulothrix/Urospora
r	Furcellaria lumbricalis	r	Aglaothamnion byssoides
r	Mastocarpus stellata	r	Audouiniella spp.
r	Palmaria palmata	r	Bonnemaisonia hamifera: sporp.
r	Phyllophora pseudoceranooides	r	Callithamnion corymbosum
r	Phyllophora sp.	r	Callithamnion sp
r	Polysiphonia fibrillosa (=violacea)	r	Ceramium rubrum (nodulosum)
r	Rhodomela confervoides	r	Ceramium sp.
		r	Ceramium strictum-gr
		r	Erythrotrichia carnea
		r	Lomentaria clavelosa
		r	Osmundia pinnatifida
		r	Polysiphonia elongata
		r	Polysiphonia fucoides (=nigrescens)
		r	Polysiphonia sp.
		r	Polysiphonia stricta (=urceolata)

Potensielle kvalitetskriterier som er vurdert

Normative grenseverdier gitt i direktivet

Den normative definisjonen for økologisk status er basert på forekomst av sensitive makroalger og forekomst av makroalger (tabell 4). For fagfeltet marin botanikk ligger det her en stor utfordring da kunnskapen om følsomme arter er mangelfull. Det ligger implisitt i vanddirektivet at begrepet *disturbance sensitive* peker på sensitivitet overfor forstyrrelser forårsaket av mennesker, dvs. forurensning og fysiske inngrep.

Oppgaven blir derfor å frambringe en liste over følsomme arter som kan brukes til økologisk klassifisering av miljøtilstanden. Denne listen må også være avstemt til definerte vanntyper, i det ulike vanntyper definerer den fysiske og kjemiske rammen for ulike artssamfunn. I dette arbeidet, har vi vært nødt til å fokusere på de vanntyper hvor vi har hatt direkte og rask tilgang til grunnlagsdata og forslag til sensitive arter er derfor beregnet på vanntyper tilhørende region Skagerrak.

Dekningsgrad av makroalger har lang tradisjon innen marin forskning og overvåking, og endring i dekningsgrad brukes i utstrakt grad til å påvise effekter av menneskelige aktiviteter. Normalt vurderes artsammensetningen i det aktuelle området med en eller flere referansestasjoner og avviket brukes som grunnlag for tilstandsvurderingen. Denne tradisjonelle metodikken ligger svært nær opp til Vannrammedirektivets normative definisjon hvor graden av *disturbance* i *macroalgal cover* brukes for å fastsette økologisk status. Utfordringen ligger i å fastsette grenseverdier for gradforskjeller.

Tabell 4. Normativ definisjon av høy, god og moderat status mht. makroalger og angiospermer (høyere planter) i kystvann, Vannrammedirektivet, Annex V 1.2.4.

<i>High status</i>	<i>Good status</i>	<i>Moderate status</i>
<i>All disturbance sensitive macroalgal and angiosperm taxa associated with undisturbed conditions are present.</i>	<i>Most disturbance sensitive macroalgal and angiosperm taxa associated with undisturbed conditions are present.</i>	<i>A moderate number of the disturbance sensitive macroalgal and angiosperm taxa associated with undisturbed conditions are absent.</i>
<i>The levels of macroalgal cover and angiosperm abundance are consistent with undisturbed conditions.</i>	<i>The level of macroalgal cover and angiosperm abundance shows slight signs of disturbance.</i>	<i>Macroalgal cover and angiosperm abundance is moderately disturbed and may be such as to result in an undesirable disturbance to the balance of organisms present in the water body.</i>

Økologisk artsklassifisering

Det er utviklet mange metoder for å reflektere økologisk tilstand basert på forekomst av arter. Den enkleste indeksen er *artsantall* som enkelt og greit forteller hvor mange arter som er funnet. Høyt artsantall indikerer stort mangfold. Men artsantall er ofte vanskelig å sammenlikne mellom undersøkelser fordi ulike metoder er brukt og ulik grad av taksonomisk oppløsning. Det kan henge sammen med undersøkelsens formål og tiden som var til rådighet. Den vanligst benyttede indeksen er trolig Shannon-Wieners *diversitetsindeks* H' (Shannon & Weaver 1963) som i tillegg til antall arter tar tetthet (forekomst) av den enkelte art med i beregningen. Høy indeks indikerer stort mangfold. Andre vanlig benyttede indekser er *jevnhet* og *dominansindeks* som begge uttrykker mengdemessig fordeling

mellom artene. Omtrent like mye av alle artene, som vurderes å være økologisk positivt, gir høy jevnhet og lav dominans, mens et samfunn dominert av en eller noen få arter, som typisk kan være et forstyrret samfunn, gir lav jevnhet og høy dominansindeks. Margalef's artsrikhet er en diversitetsindeks som synes å være en bedre tilpasning til dekningsgraddata enn Shannon-Wieners diversitetsindeks, som er basert på antall individer. Men problemet med å bruke disse indeksene er at økologisk tilstand ikke lar seg uttrykke langs slike lineære sammenhenger. Det er f.eks. en kjent sak at gjødsling med næringssalter (f.eks. fra kommunale utslipp) meget vel kan gi høyere artsantall og høyere diversitet enn i sammenlignbare rene områder. Derfor er det vanskelig å knytte disse indekser til 'renhet' eller grader av forurensning.

En annen utviklingsretning er å basere indekser på tilstedeværelse/fravær av indikatorarter som har vist reaksjon på forurensninger, hovedsakelig næringsstoffbelastning. Artene i slike systemer gis en reaksjonsindeks, positiv ved positiv reaksjon og negativ ved negativ reaksjon, etter hvordan og hvor sterkt de reagerer på en belastning. *Forurensningsindekssystemet* ble, i Norden, utviklet i Finland og Sverige på 1970-tallet (Lindgren (upubl.), referert hos Wallentinus 1979) og er senere blitt tilrettelagt for og utprøvet i Sandefjordsfjorden av Iversen (1981). Systemet bygger på at en rekke identifiserte indikatorarter er satt opp etter avtagende toleranse overfor forurensning (eutrofiering). Hver art ble gitt en reaksjonsindeks: positiv (tolerant) eller negativ (følsom) på en skala fra pluss 2 til minus 1. Metoden er fremdeles usikker fordi den autøkologiske kunnskapen (kunnskap om arters krav og toleranse til miljøet) ikke er tilstrekkelig og fordi metoden ikke tar hensyn til reaksjoner på naturlig styrende fysiske og kjemiske faktorer, som bølgeeksponering, temperatur og salinitet, eller til biologiske faktorer som konkurranse og beiting.

Artenes morfologi og livshistorie som 'trådformede, ettårige arter' mot 'tykke, flerårige arter' sammen med inndelingen i rød-, brun og grønnalger, har lang tradisjon innen beskrivelse og evaluering av hardbunnssamfunn, og mange av disse artsegenskapene prøves ut i utviklingen av nye metoder.

Innsatsen både nasjonalt og internasjonalt, for utviklingen og bruk av indekser er ytterligere forsterket gjennom EUs vannrammedirektiv, hvor vannkvalitet bl.a. skal fastsettes ut fra økologisk status. I den forbindelse gir Ærtebjerg et al. (2003) en oversiktlig evaluering av indekser og systemer for eutrofi-evaluering fra danske farvann. Basert på utprøving i greske farvann foreslår Orfanidis et al. (2001) å bruke fordelingen mellom definerte indikatorgrupperinger og indikatorarter som et mål på miljøstatus (Tabell 5).

Ennå har vi manglende kunnskap om norske arter, men et intensivert utviklingsarbeid er satt i gang hos flere fagmiljøer i Norden. De lange tidsseriene fra Kystovervåkingsprogrammet, både på hardbunn og bløtbunn, er et viktig bidrag i dette utviklingsarbeidet. Stadig nye metoder prøves ut på dette materialet. En klassifisering etter modell av Orfanidis et al. (2001) er prøvet ut ved å klassifisere norske makroalger i type 1 (arter som indikerer godt miljø) og type 2 (arter som indikerer forringet miljø). Algeindikatorerne er plukket ut og klassifisert ut fra en evaluering av antatt/kjente følsomme arter, artsmorfologi og fornorsking av publiserte arbeider hvor alger er kategorisert som indikatorer på et godt eller stresset miljø. Metodikken inneholder flere uavklarte forhold, både med hensyn til klassifisering av arter og med hensyn til utregning. Klassifiseringen er i høyeste grad preliminær, men viser likevel beste tilnærming per i dag. Det forventes en markert utvikling på dette feltet de nærmeste årene.

Tabell 5. Kategorisering av makroalger og angiospermer (Middelhavet) i økologisk statusgrupper basert på artenes funksjon, morfologi, anatomi, produktivitet, livsstrategi og vekststrategi. (etter Orfanidis et al 2001)

Genera	Ecological State Group	FG	EM	IA	P	LS	GS
Ulva	2	A	T	UO	H	AO	R
Enteromorpha	2	A	T	UO	H	AO	R
Scytosiphon	2	A	T	UO	H	AO	R
Dictyota	2	A	T	UO	H	AO	R
Cyanophyceae	2	B	D	UM	H	AO	R
Chaetomorpha	2	B	D	UM	H	AO	R
Cladophora	2	B	D	UM	H	AO	R
Ceramium	2	B	D	UM	H	AO	R
Polysiphonia	2	B	D	UM	H	AO	R
Spyridia	2	B	D	UM	H	AO	R
Acanthophora	2	C	C	C	S	AM	SS
Chordaria	2	C	C	C	S	AM	SS
Laurencia	2	C	C	C	S	AM	SS
Caulerpa	2	C	C	C	S	AM	SS
Gracilaria	2	C	C	C	S	AM	SS
Liagora	2	C	C	C	S	AM	SS
Cystoseira	1	D	L	D	L	PL	C
Chondrus	1	D	L	D	L	PL	C
Fucus	1	D	L	D	L	PL	C
Laminaria	1	D	L	D	L	PL	C
Sargassum	1	D	L	D	L	PL	C
Padina	1	D	L	D	L	PL	C
Udotea	1	D	L	D	L	PL	C
Corralina	1	E	A	CA	L	PL	C
Amphiroa	1	E	A	CA	L	PL	C
Halimeda	1	E	A	CA	L	PL	C
Galaxaura	1	E	A	CA	L	PL	C
Jania	1	E	A	CA	L	PL	C
Hydrolithon	1	F	E	CA	L	PL	C
Lithothamnion	1	F	E	CA	L	PL	C
Peyssonnelia	1	F	E	CA	L	PL	C
Porolithon	1	F	E	CA	L	PL	C
Cymodocea, Posidonia, Ruppia	1	G	H	H	L	PPL	S

FG- Functional form group, A-Sheet-Group, B-Filamentous- Group, C-Coarsely Branched Group, D-Thick Leathery-Group, E-Jointed Calcareous Group, F-Crustose Group, G-Seagrasses

EM- External morphology T-Thin tubular and sheet like (foliose), D-Delicately branched (filamentous), C-Coarsely ranced upright, L-Thick blades and branches, A-Articulated, calcareous, upright, E-Epilithic, prostrate, encrusting, H-Highly differentiated from foliose to cylindrical (Leafs, rhizomes, roots, flowers, fruits)

IA- Internal anatomy: UO-Uncorticated, one-several cells thick, UM-Uniseriate, multiseriate or lightly corticated, C-Corticated, D-Differentiated, heavily corticated thick walled, CA-Calcified or uncalcified parallel cell rows, H-Highly differentiated (epidermis, mesophyll, vascular system)

P- Productivity: H-High, S-Species specific, L-Low

LS- Longevity (Succession): AO-Annuals (Opportunistic), AM-Annuals (Mid successional), PL-Perennials (Late-successional), PPL-Perennials (Pioneers to late successional)

GS- Growth Strategies (sensu Grime): R-Ruderal, SS-Stress-tolerant-Ruderal or Stress-tolerant-Competitors, C-Competitors, S-Stress-tolerant

Følsomme arter i Skagerrak

Tabell 6 nedenfor viser en 10-på-topp liste over de vanligste følsomme artene og de vanligste tolerante artene som er registrert på Sørlandet både i mengde og antall stasjoner de er registrert på. Uttrekket er gjort fra stasjoner som hadde overvekt av forurensningsensitive arter for å unngå de mest påvirkede stasjonene.

Tabell 6 De mest vanlige artene (i mengde og hyppighet) på stasjoner hvor "følsomme" arter utgjør > 50% av total mengde alger.

For dette datamaterialet var det kun noen få stasjoner hvor de sensitive artene utgjorde > 50%.

ant stasjoner	Svært beskyttet			Beskyttet			Semiekspontert	
	Indre 7	Midtre 17	Ytre 5	Indre 2	Midtre 25	Ytre 4	Midtre 6	Ytre 7
Sensitive arter								
Corralinaceae skorpeformet	x	x	x	x	x	x	x	x
Fucus serratus	x	x	x	x	x	x	x	x
Laminaria sp.	x	x	x	x	x	x	x	x
Fucus vesiculosus	x	x	x	x	x		x	x
Corallina officinalis	x	x	x		x	x		x
Chondrus crispus	x	x	x	x	x	x		x
Cladophora rupestris	x	x		x	x	x	x	x
Ahnfeltia plicata	x		x	x	x	x	x	x
Furcellaria lumbricalis	x	x	x	x			x	
Ascophyllum nodosum	x	x	x	x	x			
Osmundia pinnatifida	x							
Laminaria saccharina		x			x	x		x
Cruoria pellita			x			x		
Mastocarpus stellata						x		
Chordaria flagelliformis							x	
Cystoclonium purpureum							x	
Phyllophora pseudoceranoides						x	x	
Elachista fucicola								x
Halidrys siliquosa								x
Tolerante arter								
Ceramium rubrum (nodulosum)	x	x	x	x	x	x	x	x
Cladophora sp.	x	x	x	x	x	x	x	x
Enteromorpha sp.	x	x	x	x	x	x	x	x
POLYSIPHONIA SUM	x	x	x	x	x		x	x
Ectocarpales indet	x	x	x		x	x	x	x
Enteromorpha intestinalis		x	x		x	x		x
Ceramium strictum-gr	x	x	x	x	x			
Sphacelaria cirrosa	x	x		x	x			
Audouiniella spp.	x	x				x		
Callithamnion corymbosum	x			x		x	x	
Polysiphonia fucoides (=nigrescens)	x			x	x		x	
Polysiphonia elongata				x			x	
Dasya baillouviana				x				
Bl.grønnalge. indet			x			x		
epifyttiske diatomeeer				x				
Spongomorpha sp.		x					x	x
Polysiphonia stricta (=urceolata)			x		x		x	x
Polysiphonia sp.								x
Eudesme/Mesogloia vermiculata			x					
Ceramium sp.							x	
Blidingia minima						x		x

Ved miljøforstyrrelser ser man ofte at de "sensitive" artene fremdeles er tilstede, men da overgrodd av epifytter. Arter innen slektene Polysiphonia, Ceramium, Ectocarpus, Enteromorpha og Cladophora synes å være de vanligste epifyttene i slike områder, i tillegg til at de vokser på annet substrat. Disse gruppene er derfor brukt som forurensningsindikatorer i tillegg til enkelte andre arter. Mengden av disse gruppene på stasjonene synes å være sammenfallende med det visuelle inntrykket på stasjonene.

Sensitive arter etter MarLIN

Den mest omfattende informasjonssamling om marine arters biologi er publisert under <http://www.marlin.ac.uk>. MarLIN står for The Marine life Information Network for Britain & Irland og Dr Keith Hiscock ved The Marine Biological Association of the United Kingdom (MBA) er programdirektør. Fra denne basen har vi tillatt oss i Tabell 7 å sammenstille data om arters sensitivitet

ut fra søk i basen på makroalger og angiospermer. Til tross for det omfattende arbeidet som er lagt ned i basen er data om sensitivitet begrenset til 15 brunalger, 12 rødalger, 2 grønnalger og 2 angiospermer. Det forteller ikke minst hvor lite eksperimentelt arbeid som har vært fokusert på den type problemstillinger som nå etterspørres i vannrammedirektivet. Men vanddirektivet kan vi imidlertid forvente økt tilfang av biologiske eller autøkologiske undersøkelser som vil styrke beslutningsgrunnlaget. Vi har bevisst basert våre vurderinger på dagens mangelfulle grunnlag ut fra det pragmatiske syn at vannrammedirektivet i seg selv er en rullerende prosess hvor økt viten og økt presisjon vil føyes til i de kommende runder. Målsetningen i denne omgang er at det analytiske verktøyet skal gi svar som passer rimelig inn i dagens forståelse av økologisk status. I jakten på sensitive arter står en derfor i fare for å føre ringargumentasjon, men som sagt er vi bevisst på nødvendigheten av dette i startfasen.

Tabell 7 viser også at det fleste makroalger er relativt robuste. Dvs ulike påvirkninger som fysisk avsliting av thallus er fatalt for algen, men evnen til å regenerere eller reetablere er generelt stor. Derfor blir sensitiviteten relativt lav. MarLIN har dog satt meget strenge krav til sensitivetsvurdering. Den er bygget opp som en kryssstabell mellom INTOLERANSE og REETABLERING. Om en art kan reetablere seg etter en uke, vil artens sensitivitet bli satt til svært lav selv om arten har høy intoleranse for den ytre påvirkningen. I jakten på sensitive arter må vi derfor skille mellom disse to effektene og vurdere hvilken egenskap som er best egnet for bruk i vannrammedirektivet.

Basert på en antakelse om at overvåking av status skal utføres ved årlige undersøkelser til undersøkelser hvert 6., 12. eller 18 år, så vil observasjonen være resultat av den kombinerte effekten av intoleranse og reetableringsevnen. I det henseende vil sensitivitet slik den er uttrykket i Tabell 7 være relevant.

Ascophyllum nodosum (grisetang) kommer høyt opp på listen blant sensitive arter. Den er relativt ufølsom for næringssalter, som de fleste marine alger, men følsom for endring i vannutskifting, bølgeeksponering og nedslamming. Menneskelige fysiske inngrep vil derfor være en trussel for grisetangvegetasjonen. Grisetang vokser langsomt, har begrenset spredningspotensiale og vil derfor bruke lang tid på å reetablere seg. Så lenge belastningen varer vil den ikke komme tilbake. Grisetang tåler ikke sterk bølgeeksponering og er derfor en karakterart for beskyttede områder. Samtidig er det menneskelige presset på beskyttede områder sterkere enn på bølgeutsatte områder, med hensyn til utbygging og avrenning fra land. Grisetang er stor og lett å identifisere og grisetangsamfunn vil derfor være en god indikator.

Typisk er det også at langsomvoksende arter som mærl (kalkalger) er sensitive for svært mange påvirkninger. Biotopen mærl er derfor også tatt med i DN's biologisk mangfoldprogram. Under vannrammedirektivet vil, etter hva vi har av opplysninger i dag, mærl være en mer perifer art for fastsetting av økologisk status.

Stortare (*Laminaria hyperborea*) og sukkertare (*Laminaria saccharina*) er følsomme for endringer i vannutskifting, og sukkertare er også ført opp som følsom for nedslamming. Tareartene er store og lette å identifisere og er derfor gode indikatorarter.

Tabell 7. Gradering av sensitivitet overfor ulike påvirkningsfaktorer. (ekstrahert fra MarLIN)

Klasse: A=angiospermer, B=brunalger, G=grønnalger, R=rødalger.

Sensitivitet 1 = Svært høy, dvs. påvirkningen er fatal og reetablering tar mer enn 25 år

Sensitivitet 2 = Høy, dvs. påvirkningen er fatal og reetablering tar mer enn 10 år

Sensitivitet 3 = Moderat, dvs. påvirkningen kan være fatal men reetablerer etter 2 - 10 år

Sensitivitet 4 = Lav, dvs. påvirkningen har negativ innvirkning, men kommer seg etter 1 – 5 år

Sensitivitet 5 = Svært lav, dvs. påvirkningen har negativ innvirkning, men kommer seg raskt

Klasse	Artsnavn	Endring i vannstandsveksling	Endring i næringssaltnivå	Endring i salinitet	Endring i turbiditet	Endring i vannutskifting	Endring i bølgeeksponering	Uttørring	Slitasje og fysisk forstyrrelse	Tap av substrat	Nedslamming	Suspendert sediment	Tungmetallforurensning	Hydrokarbonforurensning	Forurensning av syntetiske stoffer	Patogener / parasiter	Gjennomsnitt
A	<i>Zostera marina</i>	4	1	5	1	3	1	4	3	1	1	3	5	5	3	1	3,0
A	<i>Zostera noltii</i>	4	4	5	4	4	2	5	4	2	2	4	5	4	4	5	4,0
B	<i>Alaria esculenta</i>	4	4	3	4	4	3	3	4	3	4	4	4		4		3,6
B	<i>Ascophyllum nodosum</i>	2	4	4		2	2	3	2	2	2		4	4	2		2,8
B	<i>Chorda filum</i>	3	4	4		4	3	3	4	3	4						3,6
B	<i>Fucus ceranoides</i>	3	3	3		3	3	3	3	3	3		5				3,2
B	<i>Fucus distichus</i>	3		4	5	4	4	3	4	3	3		5	5			3,9
B	<i>Fucus serratus</i>	4	4	5	5	4	3	4	4	3	3	5	4	4	3		4,1
B	<i>Fucus spiralis</i>	3	4	4	4	4	3	3	4	3	3	5	4	3			3,6
B	<i>Fucus vesiculosus</i>	4	4	4		4	3	4	4	3	3		4	4	4		3,8
B	<i>Halidrys siliquosa</i>	4		5	4	3	3	4	4	3	4	5	5	5	4		4,1
B	<i>Himantalia elongata</i>	4	4	3	5	4	3	3	4	3	3	3		4	4		3,6
B	<i>Laminaria digitata</i>	4	4	4	4	4	4	4	4	3	4	4	4	4	4	4	3,9
B	<i>Laminaria hyperborea</i>	3	3	3	3	3	3	3	3	3			5				3,2
B	<i>Laminaria saccharina</i>	3	4	3		4	3	3	4	3	3	4	4	4		4	3,5
B	<i>Pelvetia canaliculata</i>	3	3	5		3	3	3	3	3	3		4	3			3,4
B	<i>Saccorhiza polyschides</i>	3	4	3	4	4		3	4	3		4	4	4	4		3,6
G	<i>Cladophora rupestris</i>	4			5		5	4		4	4				4		4,3
G	<i>Enteromorpha intestinalis</i>				5	4	5	5	4	4	4	4	5	4	4		4,4
R	<i>Ahnfeltia plicata</i>	4	4		4	4	4		4	3	4	4		3	3		3,7
R	<i>Ceramium virgatum</i>	4				4	4	4	4	4	4	4		4	4		4,0
R	<i>Chondrus crispus</i>	4	4		5	4	4	4	5	3	4	4		5	3	4	4,1
R	<i>Corallina officinalis</i>	4	5	4		5	5	3	4	3	4	4		5	4	5	4,2
R	<i>Delesseria sanguinea</i>	4				4		3	4	3	4		5	3	3		3,6
R	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	3	3	5		3	3	3	3	3	3	3		3	3		3,3
R	<i>Lithophyllum incrustans</i>	2	4			5		2	4	2	5	5		3	2		3,4
R	<i>Lithothamnion corallioides</i>	1	5	1	3	3	3	1	1	1	1	1				3	1,9
R	<i>Lithothamnion glaciale</i>	1	2	5	2	2	2	1	1	1	1	2				2	2,3
R	<i>Palmaria palmata</i>	4	4	4	5	4	4	4	4	3	4	4	4	3	3		3,9
R	<i>Phymatolithon calcareum</i>	1	5		3	3	3	1	1	1	1	1				3	2,1
R	<i>Rhodothamniella floridula</i>	4	4		4	4	4	4	4		3	4		3	3		3,7

Tabell 8. Datakvalitet til grunn for sensitivetsgradering. (MarLIN)

1=Høy pålitelighet. Vurdering basert på oppgaverettede undersøkelser.

2=Moderat pålitelighet. Vurdering basert på undersøkelser av mest sannsynlige årsakssammenhenger.

3=Lav pålitelighet. Vurdering basert på undersøkelser som bare delvis dekker artens biologi.

4=Svært lav pålitelighet. Vurdering basert på ekspert råd.

Artene og faktorene er sortert likt med Tabell 7.

Klasse	Artsnavn	Endring i vannstandsveksling	Endring i næringssaltnivå	Endring i salinitet	Endring i turbiditet	Endring i vannutskifting	Endring i bølgeeksponering	Uttørring	Slitasje og fysisk forstyrrelse	Tap av substrat	Nedslamming	Suspendert sediment	Tungmetallforurensning	Hydrokarbonforurensning	Forurensning av syntetiske stoffer	Patogener / parasiter	Gjennomsnitt
A	<i>Zostera marina</i>	3	2	3	4	3	3	2	2	2	2	2	2	2	1	1	2,3
A	<i>Zostera noltii</i>	3	2	3	3	3	2	4	2	2	2	2	3	2	2	1	2,4
B	<i>Alaria esculenta</i>	3	3	3	3	3	1	3	2	2	3	3	2		2		2,5
B	<i>Ascophyllum nodosum</i>	2	2	2		2	2	2	2	1	2		2	2	3		2,0
B	<i>Chorda filum</i>	2	3	2		2	2	2	3	3	3						2,4
b	<i>Fucus ceranoides</i>	3	2	2		2	3	3	3	3	2		3				2,6
b	<i>Fucus distichus</i>	2		3	2	3	3	2	3	2	2	2	4				2,5
b	<i>Fucus serratus</i>	2	2	1	2	2	2	1	1	1	3	3		1			1,8
b	<i>Fucus spiralis</i>	2	3	2	2	3	2	2	3	1	2	2	2	3			2,2
b	<i>Fucus vesiculosus</i>	2	2	3		3	2	2	2	2	3		2	1	3		2,3
b	<i>Halidrys siliquosa</i>	3		4	3	3	2	3	3	3	3	3	2	3	4		3,0
b	<i>Himantalia elongata</i>	2	3	2	2	3	2	2	3	2	3	2	2	3	3		2,5
b	<i>Laminaria digitata</i>	1	1	2	2	3	1	1	2	1	3	2	2	1	2	2	1,7
b	<i>Laminaria hyperborea</i>	3	2	2	2	2	2	3	4	2			2				2,4
b	<i>Laminaria saccharina</i>	3	2	2		3	3	3	3	2	2	3	1	3		2	2,5
b	<i>Pelvetia canaliculata</i>	2	3	3		2	3	2	3	2	2		3	3			2,5
b	<i>Saccorhiza polyschides</i>	2	4	1	3	2		2	2	2		3	4	4	4		2,8
g	<i>Cladophora rupestris</i>	3			3		3	3		1	2				2		2,4
g	<i>Enteromorpha intestinalis</i>				3	4	2	2	2	2	2	3	2	1	1		2,2
r	<i>Ahnfeltia plicata</i>	3	3		4	3	3		4	1	3	3		3	3		3,0
r	<i>Ceramium virgatum</i>	1				2	2	2	2	2	2	3		2	2		2,0
r	<i>Chondrus crispus</i>	2	3		3	3	1	2	3	1	3	3		2	3	2	2,4
r	<i>Corallina officinalis</i>	3	1	3		4	2	2	1	3	2	2		2	2	4	2,4
r	<i>Delesseria sanguinea</i>	3				3		3	4	2	2		3	1	1		2,4
r	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	2	3	1		4	3	2	3	1	3	3		3	3		2,6
r	<i>Lithophyllum incrustans</i>	1	3			2		1	2	1	2	2		2	3		1,9
r	<i>Lithothamnion corallioides</i>	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2				2	2,0
r	<i>Lithothamnion glaciale</i>	1	2	2	2	3	2	1	2	2	2	3				2	2,0
r	<i>Palmaria palmata</i>	2	1	2	3	2	2	1	3	1	2	1	3	2	2		1,9
r	<i>Phymatolithon calcareum</i>	2	2		2	2	2	2	2	2	2	2				2	2,0
r	<i>Rhodothamniella floridula</i>	2	3		2		1	2	2		1	3		2	2		2,0

Utfyllende kommentarer til tabellen i avsn. 2.4.2

Indeks A er basert på formelen:

$$\text{Indeks A} = \text{Log}_{10} S + ((\text{Følsomme-Tolerante})/(\text{Følsomme}+\text{Tolerante}))$$

Indeks A er sterkt avhengig av antall arter og denne verdien justeres med forholdstallet mellom følsomme og tolerante arter. De valgte artene er gitt i tabell 3 overfor. Indeksen tar ikke hensyn til mengden av andre ikke kategoriserte arter. Ulike varianter ble prøvet ut og de viste seg at indekser som inkluderte total forekomst varierte mer og gjorde grensesetting vanskeligere.

Kvalitetssetting etter Orfanidis et al (2001) ble mislykket da det oppsto uklarhet mht. utregningen av klasseverdi. Vi klarte ikke å gjenta de publiserte beregningene og var da ute av stand til å anvende metodikken på vårt materiale. Arter ble imidlertid gruppert i Økogruppe 1 og 2 arter etter samme kriterier som beskrevet av Orfanidis et al. (2001).

Iversens reaksjonsindeks (Iversen 1981) ble inkludert i kategoriseringen av følsomme og tolerante arter.

Beregninger vil bli videreført i BIOKLASS-prosjektet med vekt på å fylle de kunnskaps- og datahull som er avdekket under dette prosjektet.

Da de utvalgte kriteriene: antall arter, diversitet, % T/F+T og Indeks A, ikke reagerer likt på artsforekomst, vil de angitte grenseverdiene ikke sammenfalle med hensyn til klassifisering. Avviket vil generelt ikke være stort. En kan enten velge et system basert på et kriterium eller en kan velge et system hvor den laveste verdien teller. Praktisk utføring må avgjøre hva som er best egnet. Men prosjektet har en målsetning om å kunne bygge inn nødvendige responser i en indeks. Vi mener at Indeks A viser at det er mulig å komme fram til en slik løsning.

Litteraturreferanser

- Garbary, D. 1976. Life-forms of algae and their distribution. *Bot. Mar.* XIX: 97-106.
- Iversen, P.E., 1981. Benthosalgevegetasjonen i Sandefjordsfjorden og Mefjorden, Søndre Vestfold. Hovedfagsoppgave i marin botanikk. Universitetet i Oslo.
- 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.
- Shannon & Weaver 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana.
- Wallentinus, I. 1979. Environmental influences on benthic macrovegetation in the Trosa-Asko area, northern Baltic proper. 2. The ecology of macroalgae and submersed phanerogams. In: Kusakin, O.G. (ed.) *Contrib. Askö Lab. no. 25*, Univ. Stockholm, 210 p.,
- Ærtebjerg G. et al. 2003. Nutrients and eutrophication in Danish Marine Waters. A challenge for science and management. DMU-report.

Vedlegg E. Bløtbunnsfauna marint relatert til organisk belastning

Materiale og metoder

Grunnlagsmaterialet er hentet fra NIVAs bløtbunnsdatabase for årene 1975-2004. Analysene bygger på data fra 904 stasjoner i fjorder, skjærgård og åpent farvann langs hele norskekysten. Dersom samme stasjon er prøvetatt flere ganger, er gjennomsnittet for de målte faunaparametrene (indeksene) på stasjonen beregnet forut for den videre analysen. Det er flest stasjoner i det sørlige Norge. Mer data fra hele Norge vil være viktig for å vurdere gyldigheten av systemet som utarbeides.

Av de 904 stasjonene ble 473 vurdert som mulig forurensningspåvirket. Utvalget ble gjort ved inspeksjon av stasjonskart for å identifisere stasjoner som lå i antatt forurensete områder, for eksempel havneområder, indre deler av industriresipienter, etc. Det ble i tillegg gjort et ytterligere utvalg, basert på faunakriteriene angitt under. Kriterier for forurensningspåvirket stasjon var:

1. Visuelt utvalg på kart i forhold avstand til forurensningskilder eller
2. Antall børstemark av *Capitella capitata* >10 individer m⁻² eller
3. Antall børstemark av *Malacoceros fuliginosa* >5 individer m⁻² eller
4. Shannon-Wiener diversitetsindeks: $H' < 3$ eller
5. Antall arter (korrigert for prøvestørrelse): $S_{04} < 20$ eller
6. Mengde totalt organisk stoff i sedimentet: TOC > 50 mg/g

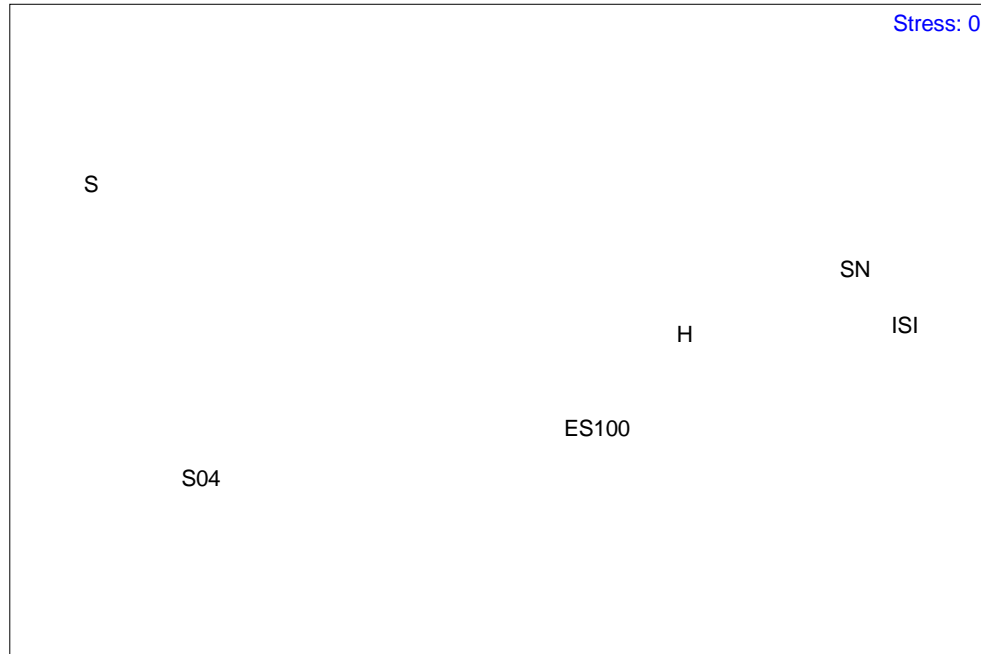
Capitella og *Malacoceros* er forurensningsindikerende arter i forbindelse med organisk belastning. Totalt hadde 317 stasjoner i NIVAs database data for TOC, derav 151 av de forurensete og 166 av de ikke-forurensete stasjonene. Totalt hadde 303 stasjoner data for både kornstørrelse og TOC, derav 149 av de forurensete og 154 av de ikke-forurensete stasjonene.

Potensielle kvalitetskriterier som er vurdert

I forbindelse med utvikling av nytt norsk klassifiseringssystem på bløtbunn i tråd med kravene i EUs Vannrammedirektiv, er det først gjort en gjennomgang av en rekke aktuelle, og gjennom publisert litteratur, anbefalte indekser som er vanlig benyttet på bløtbunnsfauna for å angi artsrikhet, abundans og diversitet. Utifra en vurdering av disse, ved bl.a. å se på grad av samvariasjon (korrelasjon) og evne til å angi kjente gradienter i forstyrrelse, er det gjort et utvalg av indekser som vi anbefaler. Det har også blitt utviklet to nye diversitetsindekser: S_{04} og SN. S_{04} uttrykker antall arter i en prøve justert for prøvestørrelse. S_{04} er antall arter pr. 0.4m² prøve, i praksis pr. 4 grabbprøver av 0.1m² pr. stasjon. SN er antall arter justert i forhold til antall individer i prøven. Utfra testing og faglige betraktninger vil vi per idag anbefale bruk av H' (Shannon-Wiener diversitetsindeks), ES_{100} (Hurlberts diversitetsindeks), S_{04} og SN. I tillegg anbefaler vi bruk av ISI (Indicator Species Indeks, Rygg 2002), som er en kvantitativ, objektiv indeks som angir andel av sensitive og tolerante arter på en gitt lokalitet.

For å vurdere likhet i indekser og hvorvidt de henter ulik informasjon fra bløtbunnsfaunadata vi har benyttet har vi gjort en MDS-ordinasjonsanalyse av disse univariate indeksene. I tillegg er antall arter,

S, tatt med. Indekser som ligger nærme hverandre i plottet har større grad av likhet enn indekser som ligger lengre fra. Det benyttede datasettet er fra 747 stasjoner fra påvirkede og upåvirkede områder langs kysten (**Figur 1**). Data ble normalisert og Euclidisk avstand ble brukt som distansemål. Indeksene er imidlertid ikke normalisert i forhold til sedimentets kornstørrelse eller dyp (se neste kapittel)



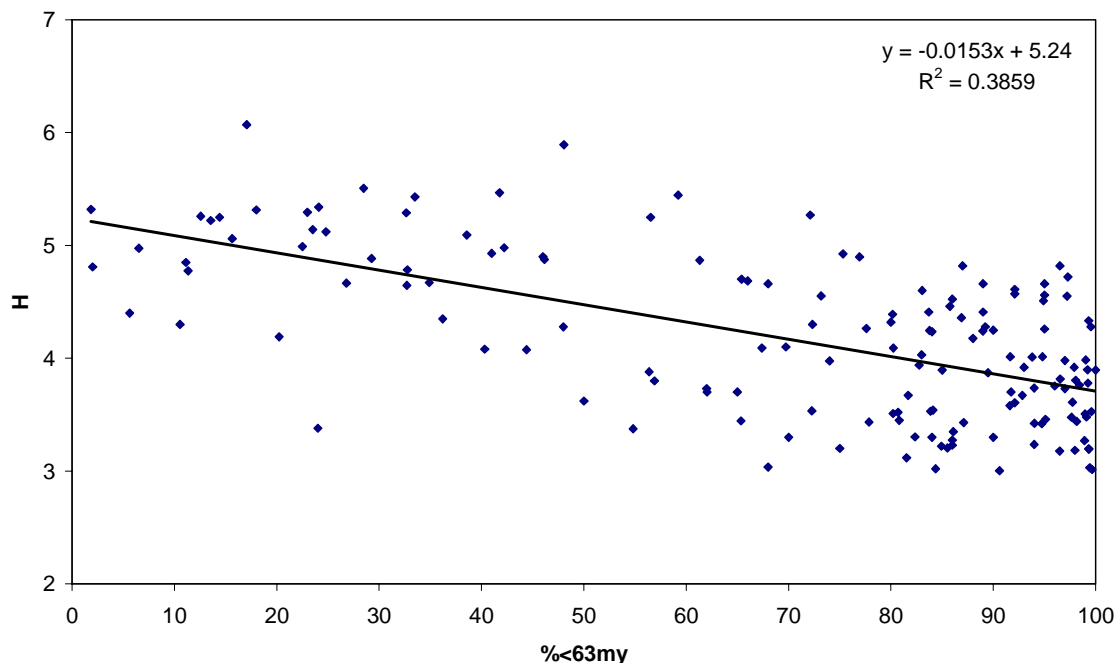
Figur 1. MDS-ordinasjon av de univariate indeksene. Følgende indekser inngår i ordinasjonen: S (antall arter pr. stasjon; ukorrigert), S_{04} (antall arter pr. stasjon korrigert til standard areal), ES_{100} (Hurlberts indeks), ISI (ISI- indeks for 200 klassifiserte arter), H (Shannon-Wieners indeks) og SN (antall arter korrigert for antall individer).

Figuren viser sammenhengen mellom de ulike indeksene og at det er en viss spredning i den informasjonen som ekstraheres fra de kvantitative (artslistene med antall individer pr. art) faunalistene for de 747 stasjonene. Figuren antyder at det er viktig å benytte mer enn 1-2 univariate indekser dersom maksimalt med variasjon skal utledes fra data. Figuren tyder videre på at noen indekser har større likhet enn andre, men det må mer uttesting til før vi kan konkludere og evt. redusere antall indekser som anbefales brukt. Vi vil etter hvert også gjøre tilsvarende analyse for indekser normalisert for viktige habitatsvariable, se nedenfor.

Korreksjon av univariate indekser for naturlig variasjon i miljøvariabler (normalisering)

Klassifiseringssystemet på bløtbunn som har vært benyttet i Norge siden begynnelsen på 1990-tallet (SFT 1992, SFT 1997) har ikke tatt hensyn til variasjoner i habitat mellom lokaliteter, som for eksempel sedimentenes kornstørrelsesfordeling og dyp. Dersom man korrigerer (normaliserer) indeksverdiene innen hver lokalitet for slike variasjoner, reduseres effekten av naturlig variasjon på indeksverdiene og derved øker nøyaktigheten ved angivelse av helsetilstand (klasse) innen hver lokalitet. Dette øker også sannsynligheten for å oppdage effekter av forurensning, eller annen forstyrrelse, og for å angi riktig klasse best mulig.

Innledende dataanalyser har vist en tydelig sammenheng mellom faunaindeksene (her: H' , ES_{100} , S_{04} , og SN) og sedimentets kornstørrelsesfordeling (målt som andel finstoff; %-andel korn $<63\mu\text{m}$). Som eksempel se H' mot %-andel korn $<63\mu\text{m}$, **Figur 2** under.



Figur 2. Regresjonskurve for H' mot %-andel korn $<63\mu\text{m}$ for ikke-forurensete stasjoner.

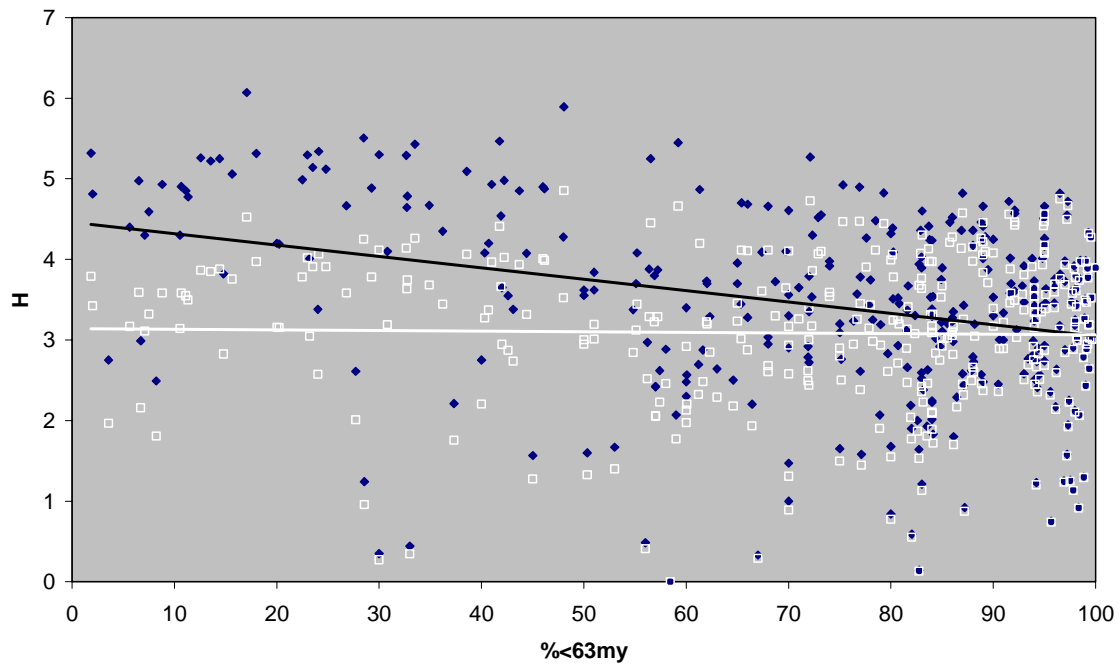
For å redusere innflytelsen av variasjon i kornstørrelse på de univariate indeksene ble det derfor bestemt å normalisere indeksverdiene i forhold til sedimentets sammensetning på hver lokalitet. Normalisering for andel finstoff ble gjort etter følgende metode: for de ikke-forurensete stasjonene ble det beregnet lineær regresjon mellom kornstørrelse ($\%<63\mu\text{m}$) og faunaparametrene (**Tabell 1**), for bruk i normalisering mot %-andel med kornstørrelse $<63\mu\text{m}$ (164 stasjoner).

Tabell 1. Normalisering mot %-andel med kornstørrelse $<63\mu\text{m}=100$. Lineær regresjon: $y=ax+b$ for H' , ES_{100} , S_{04} og SN . "Exponential association" for ISI.

Parameter	Antall obs	a	b	R^2	Kode
H'	154	-0.0153	5.24	0.386	H_{63}
ES_{100}	152	-0.1712	40.38	0.398	ES_{10063}
S_{04}	154	-0.5993	108.2	0.459	S_{0463}
SN	154	-0.0037	2.444	0.365	SN_{63}
ISI	428	2.6917	3.502	0.452	ISI_{dyp200}

Eksempel på normalisering av H' i forhold til andel finstoff er:

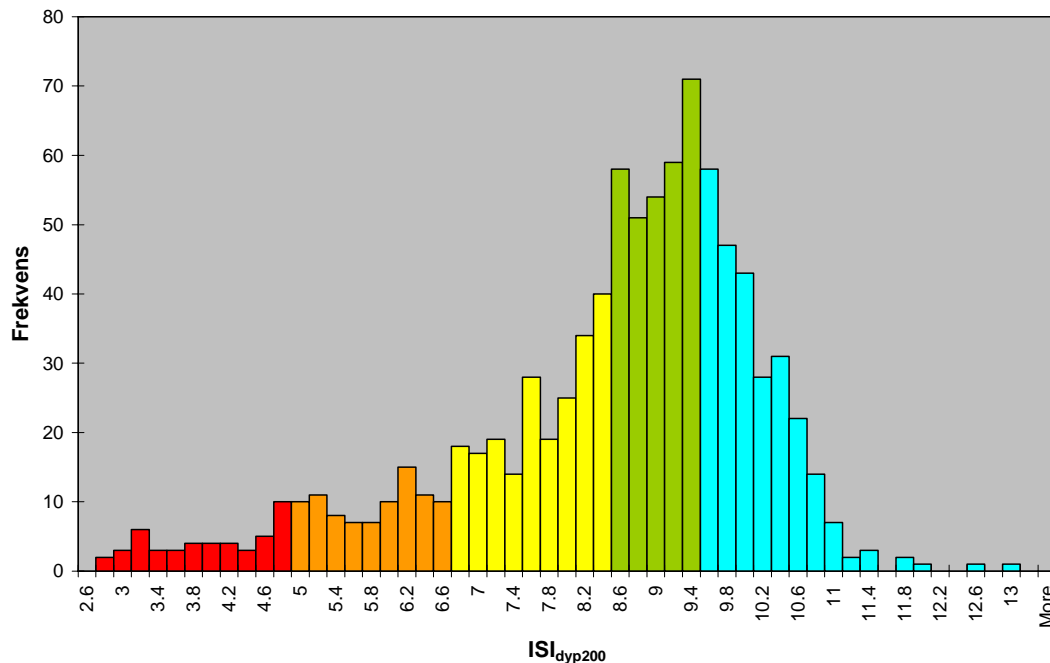
$$H_{63} = H_{\text{obs}} * \left[\frac{\text{forventet } H \text{ ved } \% \text{ finstoff} = 100}{\text{forventet } H \text{ ved } \% \text{ finstoff} = \text{observert}} \right]$$



Figur 3. Hele datasettet (forurensede og ikke-forurensede stasjoner). H' plottet mot %-andel av sedimentet med kornstørrelse $<63\mu\text{m}$; før normalisering (svart) og etter (hvit).

Beregning av grenseverdier i det foreslåtte klassifikasjonssystemet

Det ble beregnet klassegrenser basert på datasettene for de enkelte indeksene *etter* normalisering. Det ble beregnet frekvensfordeling av indeksverdier for påvirkede og ikke-påvirkede stasjoner og vurdering av grenser ved bruk av persentiler. Eksempel på dette er vist for ISI_{200} (**Figur 4**). Utifra en slik vurdering ble alle stasjonene med de 5% laveste verdiene definert som "meget dårlig" (klasse V), de neste 10% som "dårlig" (klasse IV), de neste 20% som "moderat" (klasse III), de neste 35% som "god" (klasse II), og de høyeste 30% som "høy" (klasse I).



Figur 4. Frekvensfordeling av indeksverdiene for ISI_{dyp200} for 904 upåvirkede og påvirkede stasjoner langs norskekysten (NIVAs database) og forslag til klasseinndeling (se tekst over).

Videre planer for utvikling av klassifiseringssystem for bløtbunnsfauna i Norge

Det er viktig å være klar over at selv om det bør benyttes så objektive og vitenskaplige metoder som mulig for å utvikle klassifikasjonssystemer vil det være en del pragmatiske valg som må gjøres. Videre må indekser og de foreslåtte grenseverdier testes mot 'fasit', dvs. kjente gradienter i forurensning, og på det grunnlaget må systemene vurderes. En slik vurdering vil nødvendigvis være subjektiv da den bygger på den enkelte forskers erfaring. I tillegg til en slik nasjonal evaluering skal de systemene vi foreslår også meldes inn for Intercalibration Workshops i EU. Den første workshopen med felles testing av de ulike lands foreslåtte systemer skal være i Sverige i september i år, hvor vi ønsker å presentere 'grunntankene' i det norske forslaget og teste systemet på andre lands datasett. Vi vil også teste andre lands foreslåtte systemer på norske data.

Arbeidet som er presentert i denne rapporten bygger på data fra NIVAs database, som for det meste inneholder data fra sydlige Norge. Når vi får tilgang på et bredere datagrunnlag fra hele Norge, vil vi se nærmere på normalisering for alle indeksene i forhold til andel finstoff i sedimentene ($<63\mu\text{m}$), dyp og sedimentenes innhold av TOC ved bruk av **ikke lineær multippel regresjon**. Vi vil deretter, på basis av videre testing av de foreslåtte og evt. andre indekser utarbeide en **multimetrisk indeks**. Denne indeksen vil bli en kombinasjon av de best egnede indeksene, og som vil ekstrahere maksimalt med univariat informasjon for best mulig å angi grenseverdiene for de fem ulike klassene for økologisk status. Til dette vil vi benytte **diskriminant-analyse**, som er en objektiv statistisk teknikk som egner seg godt til formålet. I denne typen analyse kan man teste ut hvilken kombinasjon av indekser, og individuell veiing av disse, som bør anvendes til for eksempel å kunne skille påvirkede stasjoner fra upåvirkede stasjoner. Man kan videre teste hvor grenseverdien bør ligge mellom de fem klassene for økologisk status for å oppnå optimal klassifisering, dvs. minimere sannsynligheten for å plassere en lokalitet i feil økologisk status utfra de målte biologiske parametrene. Vi har gjort innledende testing av denne statistiske metoden på data fra Sør-Norge, og resultatene ser lovende ut.

Når vi har mer data fra hele Norge vil vi kjøre multivariate analyser (MDS og Canoco) for å vurdere grunnlaget for inndelingen i økoregioner i forhold til bløtbunnsfauna og vurdere om det er grunnlag for å angi vanntyper i forhold til bølgeeksponering, salinitet og tidevann innen hver økoregion, slik det er foreslått i det norske typologiarbeidet (Moy et al. 2003). Det vil også gi grunnlag for å utarbeide Faktaark for bløtbunnsfauna, som er lister over vanlige arter på referanselokaliteter i ulike økoregioner og vanntyper for ulike substrattyper og dyp.

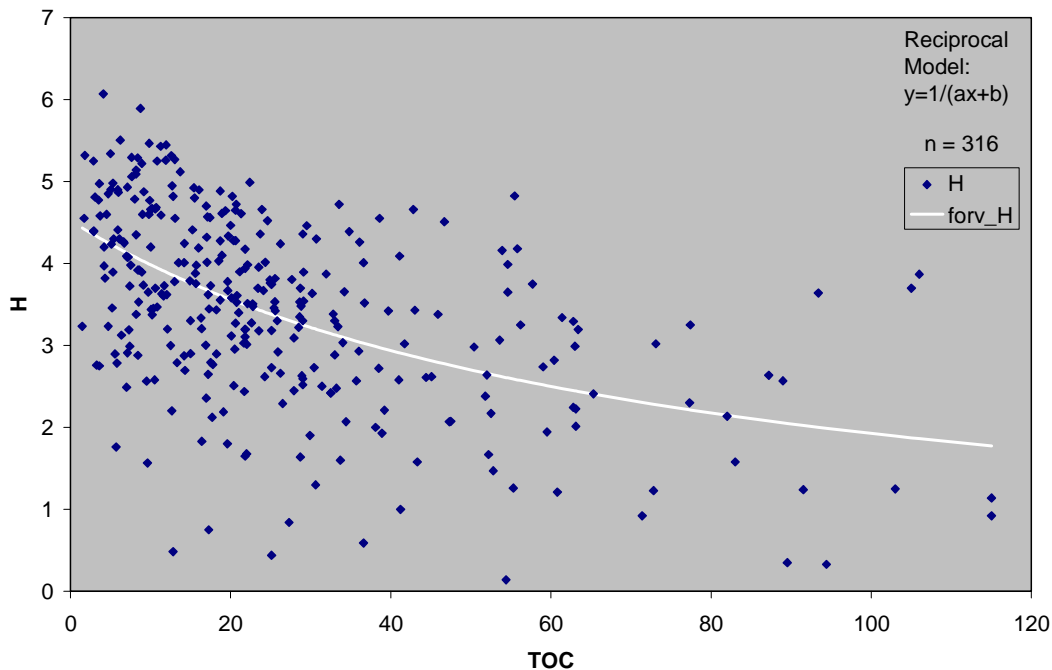
De grunnleggende prinsippene skissert over for utvikling av nye systemer, mener vi bør følges når data fra større deler av Norge gjøres tilgjengelig. Da vil vi også få et godt grunnlag for å vurdere om det er behov for å ha separate klassifikasjonssystemer for vanntypene eksponert kyst, moderat eksponert kyst, fjord og fjord med lang oppholdstid for bunnvann.

Det foregår for tiden utvikling av klassifikasjonssystemer for bløtbunnsfauna tilpasset VRD i flere europeiske land. Spania (Baskerland) var tidlig ute med forslag til metode og indeks (AMBI-indeksen: Azti Marine Biotic Index; Borja et al. 2000, Borja et al. 2003). Senere er det også kommet publiserte arbeider bl.a. fra Portugal (Bettencourt et al. 2004, Caeiro et al. 2004) og Sverige (Rosenberg et al. 2004). Hovedindeksen (AMBI) benyttet i arbeidene til Borja og medarbeidere er basert på en klassifisering av arter av bløtbunnsfauna etter sensitivitet og toleranse for forstyrrelse, først og fremst i forhold til organisk belastning. Artene deles opp i 5 ulike klasser, og tilstandsklassen på en gitt lokalitet er gjennomsnittlig klasseverdi for de klassifiserte artene på hver lokalitet. Indeksen har vært testet ut på ulike datasett i Middelhavet og kysten av Sør-Europa og gitt rimelig god informasjon om økologisk tilstand.

Ved utvikling av nye klassifikasjonssystemer innen hvert enkelt land i forhold til krav i EUs Rammedirektiv for vann, er det viktig at det kan gjøres en viss grad av sammenlikninger av de ulike systemene, slik at klassegrensene for tilstand er nogenlunde samsvarende. Det er derfor igangsatt interkalibreringsarbeider mellom landene, selv om hvert enkelt land kan utvikle systemer de vil anvende. Fordi AMBI-indeksen har gitt oppløftende resultater til nå, ble det antatt at den kunne være en slags minste felles multiplum ved interkalibrering mellom landene. I denne sammenheng har det blitt gjort noen innledende sammenlikninger mellom AMBI-indeksen og svenske og norske indekser, men disse har ikke vært så oppløftende. Det er foreløpig noe uklart hvorfor AMBI-systemet ikke fungerer så bra i våre nordlige farvann, men resultatene viser at det er viktig at vi fortsetter utviklingen av egne systemer tilpasset våre forhold og deretter gjør interkalibrering og uttesting mot andre lands systemer.

Sammenheng mellom kvalitetskriterier (indekser) og effekter av organisk stoff (målt som TOC)

Vi har gjort analyser av relasjoner mellom univariate indekser og TOC (totalt organisk stoff) i bunnsedimenter. Disse viser at det ikke er noe lineært forhold mellom ulike diversitetsmål og andel TOC og at det er meget stor spredning i verdiene langs regresjonslinjene og at diversitet kan vise både høye og lave verdier, uavhengig av mengde TOC i sedimentene. Unntaket er når TOC-verdiene blir meget høye (for eksempel TOC >60mg/kg), hvor effekten på diversitet stort sett er tydelig og indeksverdiene blir lavere enn normalt, se eksempel i **Figur 5**.



Figur 5. Korrelasjon mellom TOC og Shannon-Wiener's diversitetsindeks (H').

Det er altså ikke er en entydig relasjon mellom TOC og ulike diversitetsindekser. Det skyldes høyst sannsynlig at TOC er et for grovt mål i forhold til effekter på fauna og at sammenhengene mellom organisk belastning og forstyrrelse er mer komplisert. Videre er effekter av organisk belastning også avhengig av andre faktorer som vannutskiftning, sammensetning av TOC (bl.a. C/N-forhold som påvirker nedbrytbarhet) og liknende. Andel reaktivt karbon i TOC i sedimentene vil variere, slik at en relativt høy verdi av TOC kan gi tydelige negative effekter på bunnfauna et sted og ingen effekter et annet sted. Tilsvarende gjelder for områder med hyppig vannutskiftning kontra områder med sjeldnere vannutskiftning.

I tillegg til univariate analyser har vi også gjort multivariate analyser på artsnivå (antall individer pr. art pr. lokalitet) for å vurdere sammenheng bløtbunnfauna og effekter av organisk belastning. Analysen er basert på CCA-ordinasjon i programpakken Canoco. Det er gjort analyser for å angi betydningen av dyp, kornstørrelse og TOC og beregne enkeltarters fordeling langs en gradient i TOC. Analysen ble utført på 154 ikke-forurensede stasjoner hvor vi hadde data både for kornstørrelse og TOC. Som input-variable i analysene ble brukt dyp, kornstørrelse (korn <63µm), TOC, sektor (norskekysten inndelt i 26 sektorer), nordlig lengde (koordinat), østlig bredde (koordinat) og areal (totalt prøveareal pr. stasjon). Resultatene viste at dyp forklarte 9% av biologisk variasjon, sektor 5%, mens korn og TOC hver forklarte 4%. Utfra artenes respons i forhold til TOC ble det gjort beregninger for å klassifisere artene i forhold til en gradient i TOC og det ble laget lister over sensitive og tolerante arter i forhold til sedimentenes innhold av TOC. Datagrunnlaget var her 245 stasjoner og 200 ulike arter. Analysene viste at noen arter klassifisert som tolerante fantes både ved høy og lav TOC og på de fleste stasjoner med gode forhold var det få sensitive arter på listen. **Igjen kan det synes som om det ikke er noen entydig sammenheng mellom sedimentenes innhold av TOC og bunnfaunaens artssammensetning.**

Dersom vi i tillegg til bulk TOC hadde hatt data for oksygeninnhold i bunnvann (helst målt flere ganger pr. år for å fange opp årsvariasjonen), C/N data og målinger for redoxpotensiale som angir hvor redoxklinen i sedimentene ligger (overgangen mellom oksygenert og anoksisk sediment) ville vi hatt atskillig større muligheter til å vurdere sammenheng mellom organisk belastning og effekter på bløtbunnfauna. Særlig målinger av redoxpotensiale i de øvre cm av sedimentene ville trolig gi et

godt, integrert bilde over oksygenforholdene på en lokalitet over tid og angi potensiale for negative effekter på bunnfaunaen (Olsgard 1995). **Vi forslår derfor at målinger av sedimentets innhold av total karbon, total nitrogen (CHN-analyser), samt måling av redox skal inngå som en del av alle kartleggings- og overvåkingsprogrammer på bløtbunn i Norge i framtiden.** Det har vært innvendinger om metodiske problemer med redox-målinger, men disse ansees nå for å være løst. Denne type målinger er ikke kostbare og vil gi betydelig merinformasjon. Ikke minst vil det gi mulighet til å skille effekter av organisk belastning fra annen type forurensing. I forbindelse med prøvetaking av bløtbunnsfauna burde man også måle total stående biomasse og biomasse av hovedgrupper av fauna. Utifra enkle konverteringsfaktorer kan man så regne om dette til tørrvekt biomasse, som er et riktigere mål for biomasse da man får korrigert for ikke-levende andel av materialet som muslingskall, børtsmarkrør og liknende. I forbindelse med undersøkelser av effekter av forurensing vil påvirkning på biomasse og derved økosystemfunksjon være en svært viktig parameter. Dette er heller ikke svært omfattende og kostnadskreven arbeid. De største kostnadene ved bruk av bløtbunnsfauna som kvalitetskriterium og indikator på biologiske effekter vil uansett være knyttet til innsamling, sortering og artsbestemmelse av materialet.

Utifra analysene som er utført **ser vi at det ikke er noen entydig sammenheng mellom organisk belastning og effekter på bløtbunnsfauna, med unntak av når effektene er tydelige ved svært høye verdier.** For å kunne angi en slik sammenheng langs en gradient i organisk belastning må vi ha tilgang på flere støtteparametre og mange av disse parametrene inngår vanligvis ikke når prøver av bløtbunnsfauna samles inn i Norge idag.

I NIVAs database har vi relativt få målinger av oksygen i bunnvann fra lokaliteter hvor det er innsamlet bløtbunnsfauna. Det er på det nåværende tidspunkt ikke mulig for oss å gi en vurdering av mulige sammenhenger mellom univariate indekser og oksygen i bunnvann (som et mål på organisk belastning). Senter for Anvendt Miljøforskning, SAM, ved Unifob AS ved Universitetet i Bergen har imidlertid mye data som kunne anvendes og det er svært ønskelig med et samarbeid med dem for å se nærmere på slike sammenhenger.

I Sverige er det gjort mye forskning på bunnfauna og oksygen og det er angitt sammenheng mellom % metning av oksygen i bunnvann og effekter på bunnfauna. En oppsummering (på svensk) av sentrale arbeider på dette feltet har vi hentet direkte fra et bilag gitt i forslag til klassifisering av bløtbunnsfauna i Sverige (Blomquist et al. 2004), se kapitlet under.

Klassifisering av bunnfaunaens toleranse for lave oksygenkonsentrasjoner (direkte fra Blomquist et al. 2004, Bilaga 1)

Klassifiseringen är baserad på både fältundersökningar och laboratorieexperiment. De flesta resultaten i fält är från kustområden och baserade på vetenskapliga publikationer. Toleransen mot låga syrekonsentrasjoner är beroende av en mängd faktorer. Exempelvis minskar toleransen generellt om temperaturen är förhöjd, eller om svavelväte förekommer i det översta skiktet av sedimentet där djuren förekommer (Nilsson and Rosenberg 1994). För vissa brackvattenarter i Östersjön inverkar inte salthalten nämnvärt på syretoleransen (Johansson 1997). Syret anges som mättnadsprocent och omvandling till andra enheter ges av Diaz og Rosenberg (1995). Bottenfaunan studerades i detalj i Gullmarsfjorden i relation till gradvis sjunkande syrevärden, vilket visade att den nedre gränsen för överlevnad var 10% (0.7 ml l⁻¹) syremättnad (Nilsson and Rosenberg 2000). Diaz and Rosenberg (1995) har gjort en sammanställning över syrebristens effekter på botten djuren globalt och fann att negativa effekter börjar uppträda vid ungefär 20 % syremättnad (2 ml l⁻¹). Effekterna kan bestå i förändringar i beteende, t.ex. att djuren flyr från området, eller att de kommer upp på sedimentytan från ett skyddat läge inne i sedimentet (Baden et al. 1990; Gray 1992; Diaz and Rosenberg 1995; Johansson 1997; Gray et al. 2002). Effekter av låga syrekonsentrasjoner på olika delar av livscykeln, som

reproduktionsstörningar, tillväxthastighet eller sämre överlevnad av vissa utvecklingsstadier, kan förekomma innan syremättnaden sänks till de nivåer som angivits ovan, men detta är dåligt undersøkt. Vidare kan relationen mellan bytesdjur och predator ändras redan vid en måttlig sänkning av syrekonsentrasjonen.

En tabell över drygt 50 arter av bottenfauna tolerans mot låga syrekonsentrasjoner finns i Diaz and Rosenberg (1995) med ett komplement av arter från Östersjön (Modig and Olafsson 1998; Karlson et al. 2002).

Baserat på kunskapen ovan föreslås nedanstående klassificering av bottendjurs mortalitet, beteendeförändringar och effekter på livsnyklus i relation till syremättnaden och EU:s klassificering av miljöstatus.

KLASSER →	Høy	God	Moderat	Dårlig	Meget dårlig
Faktor ↓					
O ₂ -metning (%)	>50	31-50	16-30	5-15	<5
Mortalitet	nei	nei	sensitive arter	høy	høy
Forandring i oppførsel	nei	visse arter	ja	ja	-
Effekter på livsnyklus	nei	visse arter	ja	ja	-

Klassifiseringssystem for bløtbunnsfauna i Norge; ekspertpanelets vurdering av våre arbeider

Etter ønske fra SFT har arbeidet presentert i denne rapporten også blitt sendt til faglig evaluering hos et nasjonalt ekspertpanel bestående av: 1. amanuensis Torleiv Brattegard, UiB, dr. scient Lene Buhl Mortensen, HI og dr. philos Børge Holte, Miljøvernadv. Fylkesmannen i Tromsø. En mer utfyllende og omfattende rapport ble oversendt ekspertpanelet for vurdering 14. mai 2004 (Olsgard, Rygg & Oug, 2004).

Ekspertene har kommet med en god del kommentarer på detaljer i rapporten. Særlig har det blitt fremhevet at det vil være nødvendig med et bedre datagrunnlag for Vestlandet, Trøndelag og Nord-Norge for utvikling av nytt nasjonalt system og før grenseverdier kan bestemmes. Vi takker for innspillene så langt, og ønsker en videre dialog med ekspertene i forbindelse med utvikling av klassifikasjonssystemet, som fortsetter i år og neste år.

Litteratur-referanser

- Baden, S. P., L. Pihl, et al. (1990). "Effects of oxygen depletion on the ecology, Blood Physiology and Fishery of the Norway Lobster *Nephrops norvegicus*." Mar. Ecol. Prog. Ser. 67(2): 141-155.
- Bettencourt A. M., Bricker S.B. Ferreira, J.G., Franco, A., Marques J.C., Melo J.J., Nobre, A., Ramos, L., Reis C.S., Reis, Salas F., Silva M.C., Simas, T. Wolff W.J. 2004. Development of guidelines for the application of the European Union Water Framework Directive. Typology and reference conditions for Portuguese transitional and coastal waters. 98 pp.
- Blomquist, M., Cederwall, H., Nilsson, H.C. og Rosenberg, R. 2004. Framtaging av nya bedömningsgrunder för kust och hav enligt ramdirektivets krav – benthisk evertebrater. 51 s. + Appendix.
- Borja, A., Franco, J., Perez, V. 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. Mar. Pollut. Bull. 40: 1100-1114.
- Borja, A. Muxica, I., Franco, J. 2003. The application of a marine biotic index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. Mar. Pollut. Bull. 46: 835-845.
- Caeiro, S. Costa, M.H. Goovaerts, P.Martins, F. 2004. Benthic biotope index development for the Sado estuary.,

Manuscript, 45 pp.

- Diaz, R. J. and R. Rosenberg (1995). "Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and behavioural responses of marine macrofauna." *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 33: 245-303.
- Gray, J. S. (1992). Eutrophication in the sea. *Marine Eutrophication and Population Dynamics*. G. Colombo, I. Ferrari, V. U. Ceccherelli and R. Rossi. Fredensborg, Denmark, Olsen & Olsen: 3-13.
- Gray, J. S., R. S. Wu, et al. (2002). "Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment." *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 238: 249-279.
- Johansson, B. (1997). Oxygen deficiency and the ecology of Baltic macrobenthos. Department of Zoology. Stockholm, Stockholm University.
- Karlson, K., R. Rosenberg, et al. (2002). Temporal and spatial large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters – a review. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 40: 427-489.
- Modig, H. and E. Olafsson (1998). "Responses of Baltic benthic invertebrates to hypoxic events." *JEMBE* 229: 133-148.
- Moy F, Bekkby T, Cochrane S, Rinde E, Voegle B, 2003a. Marin karakterisering. Typologi, system for å beskrive økologisk naturtilstand og forslag til referansenettverk. FoU-oppdrag tilknyttet EUs rammedirektiv for vann. NIVA-rapport 4731-2003. 90 s.
- Nilsson, H. and R. Rosenberg (1994). "Hypoxic response of two marine benthic communities." *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 115: 209-217.
- Nilsson, H. C. and R. Rosenberg (2000). "Succession in marine benthic habitats and fauna in response to oxygen deficiency: analysed by sediment profile imaging and by grab samples." *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 197: 139-149.
- Olsgard F, 1995. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord. Undersøkelser av bløtbunnsfauna 1993. Biologisk institutt, Universitetet i Oslo. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 622/95. TA nr. 1258/1995. 106 s.
- Olsgard, F. Rygg, B. & Oug, E. 2004. Forslag til nytt nasjonalt klassifikasjonssystem for bløtbunnsfauna og effekter på marin bløtbunnsfauna av forhøyede verdier av TOC i bunnsedimenter. Grunnlagsrapport for den nasjonale ekspertgruppen, 14. mai 2004. 59 s.
- Rosenberg, R. Blomquist, M., Nilsson, H.C., Cederwall, H. & Dimming, A. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Mar. Pollut. Bull.* In press.
- Rygg B, 2002. Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway. NIVA-rapport 4548-2002. 32 s.
- SFT, 1992. Miljøkvalitetskriterier for fjorder og kystvann. Statens forurensningstilsyn.
- SFT 1997. 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.