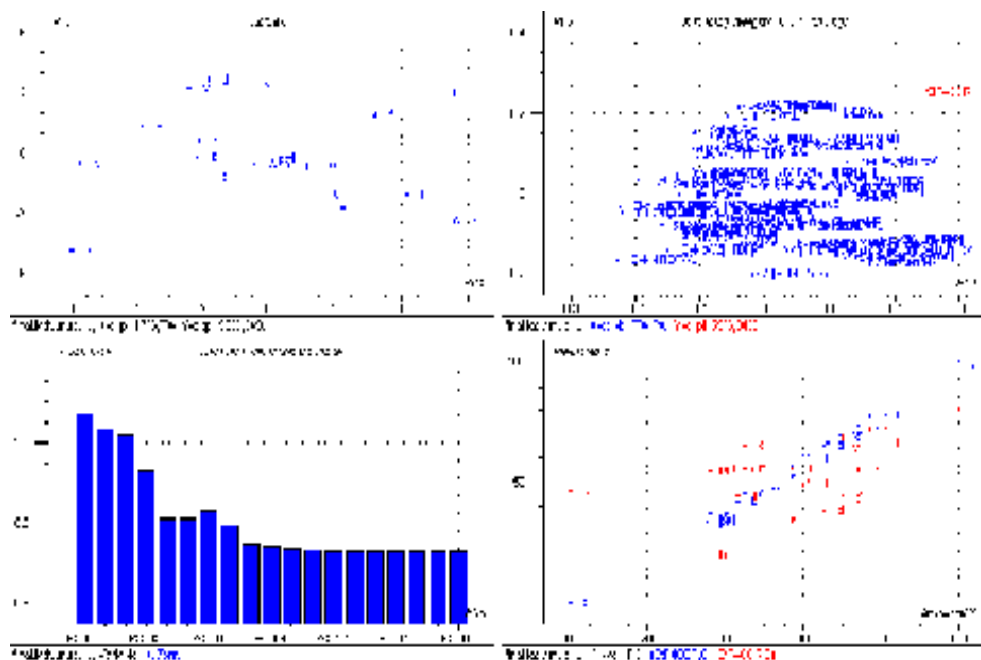


BIOKLASS

Klassifisering av økologisk status i norske vannforekomster - elver

Forslag til bunndyrindeks for definisjon av Vanddirektivets fem nivåer for økologisk status

Terje Bongard
Kaare Aagaard



LAGSPILL



ENTUSIASME



INTEGRITET



KVALITET

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

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

Norsk institutt for naturforskning

BIOKLASS

Klassifisering av økologisk status i norske vannforekomster - elver

Forslag til bunndyrindeks for definisjon av
Vanndirektivets fem nivåer for økologisk
status

Terje Bongard
Kaare Aagaard

BIOKLASS. Klassifisering av økologisk status i norske vannforekomster – elver. Forslag til bunndyrindeks for definisjon av Vanndirektivets fem nivåer for økologisk status. NINA Rapport 113. 22 pp.

Trondheim, april 2006

ISSN: 1504-3312

ISBN: 82-426-1661-2

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

[Åpen]

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Odd Terje Sandlund

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef (sign.)

OPPDRAGSGIVER

Statens Forurensningstilsyn

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER

Ola Glesne

FORSIDEBILDE

Ola Diserud

NØKKEWORD

- Vanndirektivet
- Bunndyr
- Økologisk status
- Midt-Norge

KEY WORDS

- Benthic freshwater invertebrates
- Index
- Water Frame Directive
- Biomonitoring

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA Trondheim

NO-7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Postboks 736 Sentrum
NO-0105 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 33 11 01

NINA Tromsø

Polarmiljøsentret
NO-9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkelgården
NO-2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

<http://www.nina.no>

Sammendrag

Bongard, T., Aagaard, K. 2006. BLOKLASS. Klassifisering av økologisk status i norske vannforekomster – elver. Forslag til bunndyrindeks for definisjon av Vanddirektivets fem nivåer for økologisk status. *NINA Rapport 113*. 22 s.

Rapporten presenterer et forslag til bunndyrindeks for rennende vann som operasjonaliserer Vanddirektivets krav til klassifisering av økologisk status basert på avvik fra naturtilstand. En kalibrert utgave tilpasset Norges økoregioner kan brukes til alle typer bunndyrundersøkelser, inkludert konsekvensutredninger, overvåking, oppfølging av Vanddirektivet og kartlegging av artsmangfoldet. På grunn av elvebunnens ujevne mikromosaikk av habitater er metodene for prøvetaking i ferskvann svært usikre. Matematiske modeller har hittil ikke klart å løse disse metodiske problemene på en fullt ut tilfredsstillende måte. Med sikte på å gjøre data om bunndyr-samfunnene mer anvendelige i overvåkingen av rennende vann legges det i denne rapporten fram et forslag til en indeks som forsøker å imøtekomme kravene om anvendbarhet, kvalitet, økonomi og vitenskapelig holdbarhet. Bunndyrindeksen som foreslås her er i liten grad avhengig av innsamlingsinnsatsen. Utgangspunktet for indeksen er vanlig forekommende arter av døgnfluer (Ephemeroptera), steinfluer (Plecoptera) og vårfluer (Trichoptera), såkalte EPT-arter, som forventes å være til stede i alle uberørte lokaliteter i en region. Avvik fra denne forventningen relateres til Vannrammedirektivets femdelte skala fra Meget god til Meget dårlig status. Indeksen forutsetter en regional tilpasning til kjente artsforekomster i relativt urørte elver, basert på variabler som breddegrad, kystnærhet, høyde over havet, vannkjemi osv., jfr. typologi for norske ferskvannsføremønstre. Størrelsen av regionene vil måtte relateres til antall arter som forventes å forekomme i alle lokaliteter i regionen. EPT-indeksen vil kunne gjennomgå en kontinuerlig raffinering og forbedring etter hvert som vår kunnskap om artsforekomster forbedres, blant annet gjennom data samlet inn i overvåkingsprogrammene.

Terje Bongard, NINA, Tungasletta 2, 7485 Trondheim
Kaare Aagaard, Vitenskapsmuseet, NTNU, Erling Skakkesgt 47, 7004 Trondheim

Abstract

Bongard, T., Aagaard, K. 2006. BLOKLASS. Classification of ecological status in Norwegian water bodies. A possible approach to a macroinvertebrate index to define the five levels of ecological status of the EU Water Framework Directive. *NINA Rapport 113*. 22 pp.

This document presents a fauna index based on river macroinvertebrates. The purpose of the index is to develop feasible methods of practical biomonitoring in order to obtain a better measure of ecological status in river ecosystems in accordance with the ecological status classification of EU's Water Framework Directive (WFD). Traditional indices based on macroinvertebrates in rivers are riddled with methodological and statistical problems. The sampling methods for river invertebrates are at best semi-quantitative, and even with advanced statistical analysis, the results concerning diversity indices are unreliable. The present index is based on a different approach in order to achieve a practical way of monitoring ecological status. The proposed EPT-index focuses on the set of common species of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera predicted to be present in all undisturbed localities within any region. The deviance from the predicted norm in pristine rivers in the region forms the basis for classification of the water body in accordance with the WFD five step scale regarding ecological status. This reduces the problems related to deficient sampling methods, because common species are collected and recorded by most methods. In Norway, there are large environmental and geographical gradients in ecosystems from north to south, east to west, and with altitude, c.f. the Norwegian typology for lakes and rivers. This is also reflected in substantial variation in river ecosystems. The index must be calibrated for each region at the national level, and may easily be adapted throughout Europe, provided that sufficient information about the distribution and occurrence of species within these taxonomic groups is available. The calibration of the index will be a trade-off between ecoregion size and the number of species predicted to be present in all localities within the region. The proposed index appears to function well within the local region in central Norway where it has been developed. This approach should be adapted to other regions in Norway and elsewhere in order to test the general applicability of the EPT-index in rivers for the implementation of the WFD.

Terje Bongard, NINA, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

Terje.bongard@nina.no

Kaare Aagaard, Vitenskapsmuseet, NTNU, Erling Skakkesgt 47, 7004 Trondheim.

Kaare.aagaard@vm.ntnu.no

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
2 Bakgrunn	8
2.1 Krav til en funksjonell indeks – klassifisering av økologisk status	8
2.2 Metodikk.....	9
2.3 Viktige naturlige miljøgradienter	9
2.4 Eksisterende indekser og klassifiseringsmetoder.....	12
2.5 Forslag til EPT- indeks for Midt-Norge	14
2.5.1 Indeksens struktur	14
2.5.2 Geografisk avgrensning.....	17
2.6 Indeksens sammenheng med VDs formuleringer.	18
2.7 Utarbeidelse av indekser for de andre økoregionene i Norge	19
3 Konklusjon	19
4 Referanser	21

Forord

Norges oppfølging av EUs Vanndirektiv vil innebære en omfattende klassifisering og overvåking av norske vannforekomster. Bunndyr er en av de organismegruppene som skal anvendes for karakterisering av økologisk status i rennende vann. Norge har ikke noe nasjonalt klassifiseringsystem for bunndyr i rennende vann. Denne rapporten presenterer en mulig tilnærming til hvordan denne klassifiseringen og overvåkingen kan utføres i praksis. Arbeidet med rapporten er fullført med midler gjennom BIOKLASS, et felles strategisk instituttprogram for NINA og NIVA, og EU-prosjektet REBECCA i tillegg til egne midler fra NINA og NTNU-Vitenskapsmuseet. Resultater fra tidligere prosjekter har vært viktige i prosessen, blant annet instituttprogrammet "Vann og vassdrag i by- og tettstednære områder" som var et samarbeid mellom NINA og NIVA, og fra overvåkingsprogrammet FORSKREF i Atnavassdraget, som videreføres under navnet Overvåking av biologisk mangfold i ferskvann. En spesiell takk til Ann Kristin Schartau og Odd Terje Sandlund, NINA, for verdifulle kommentarer og rettinger.

Januar 2006

Terje Bongard
Kaare Aagaard

1 Innledning

På verdensbasis er ferskvannsorganismer blant de mest sårbare og truede organismegruppene. Dette henger sammen med at ferskvann er en knapp ressurs, og utsettes for store påvirkninger fra ulike menneskelige aktiviteter. En studie fra USA viser at artsutryddelsen i ferskvann kan sammenlignes med utryddelsesraten i tropisk regnskog (Revenga et al., 2005). Norge er i en særstilling med mange elver og vann i relativt god tilstand. Modeller som forutsier nedbørsøkning i arktiske strøk kan tyde på økt vannføring også i skandinaviske elver i framtiden. Dette vil kunne gi stabil tilgang på ferskvann og muligheter for forvaltning av bærekraftige økosystemer (Wu et al., 2005; Peterson et al., 2002).

Norge har forpliktet seg til å iverksette og følge opp EUs Vannrammedirektiv (EU-direktiv nr.2000/60/EC, heretter kalt VD). I den forbindelse er det igangsatt flere prosjekter med formål å utrede hvordan dette kan gjøres. Ambisjonsnivået for VD er svært høyt. Målet er å tilbakeføre alle vannforekomster som er i moderat, dårlig eller svært dårlig status tilbake til god eller bedre status innen 2015. Bunndyr er en av de organismegruppene som inngår i den biologiske kvalitetsvurderingen av økologisk status for rennende vann. Klassifisering av økologisk status må relatere seg til avvik fra typespesifikk naturtilstand, jfr. VDs annex II, pkt. 1.3 og annex V, pkt. 1.2. Et gjennomgående problem med de mest brukte indeksene i dag er at det kreves en relativt stor fangstinnsetts og oppfølging over tid på hver lokalitet for at datagrunnlaget skal være godt nok til analyser av forekomster av arter som har lave bestander og ukjent utbredelse. Etersom ressursene alltid vil være begrenset vil datagrunnlaget for slike indekser og modeller svært ofte være mangelfullt. I praksis vil det derfor være vanskelig å bruke slike krevende modeller og samtidig levere resultater med kvalitet i forbindelse med standard overvåking. Utvikling av en anvendbar (i betydningen kostnadseffektiv og målrettet) indeks vil uansett måtte kreve enkelte kompromisser og forenklinger.

Det finnes mange rapporter om overvåking og klassifisering av økologisk status både for stillestående og rennende vann (Skriver, 2001; Bäck & Karttunen, 2001). I NINA og NIVAs felles instituttprogram "Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder" (Aagaard et al., 2002) ble bunndyrforekomstene i ferskvann analysert med utgangspunkt i sannsynlighet for forekomst av de ulike artene innen de ulike regionene i landet. Det foreliggende forslaget til indeks tar utgangspunkt i denne måten å betrakte biodiversitet og forekomster på. I 2003 og 2004 har det gjennom BIOKLASS-prosjektet blitt tilrettelagt biologiske data som danner grunnlaget for utarbeidelse av en bunndyrindeks for region Midt-Norge. I løpet av prosjektperioden er det meste av rapporterte funn av døgn-, stein- og vårfluer i Norge registrert. Prøvematerialet er omfattende, men består nesten utelukkende av relativt små enkeltprøver fra hver lokalitet. De metodiske problemene er store i forbindelse med innsamling av bunndyr i rennende vann, og tilfeldig variasjon tilslører ofte den reelle forskjellen mellom prøver fra ulike lokaliteter (Gerrodette, 1987; Aagaard et al., 2004). De metodiske problemene gir spesielt store utslag for arter som er mindre vanlige eller sjeldne. Dette gjør det vanskelig å bruke tallene direkte i de vanlig brukte indekser som baserer seg på den totale forekomsten av arter i prøvene og på bestandsstørrelsen til artene. Disse problemene reduseres ved å basere indeksen på de vanlig forekommende artene. Den foreliggende indeksen er basert på antall døgn-, stein- og vårfluearter som forventes å være tilstede i alle upåvirkede lokaliteter, og har fått betegnelsen EPT-indeks (av Ephemeroptera, Plecoptera og Trichoptera). Forslaget er basert på en kombinasjon av empiriske data og ekspertvurderinger.

Gjennom flere prosjekter de senere årene har NINA vært involvert i å utrede vurderingen av egnethet og anvendelsesområder for ulike bunndyrindekser. Indeksene skal kunne brukes i overvåking av ferskvann som et ledd i oppfølgingen av VD (f.eks. BIOKLASS, interkalibreringsarbeidet i Norden, N-GIG), og for å reflektere sammenhenger mellom kjemiske parametere og biologisk mangfold (REBECCA). Vi legger her fram et konkret forslag til løsning på hvordan biomangfoldet i elver kan måles og kvantifiseres for å kunne anvendes til disse formålene. Vårt forslag kan være et nyttig bidrag i arbeidet med å utvikle funksjonelle indekser for å måle effekter av ulike påvirkningstyper og som samtidig kan interkalibreres landene imellom. Metoden

som foreslås vil også være kostnadseffektiv og derfor godt egnet i sammenheng med overvåking. Omleggingen av innsamlingsmetodikk vil i tillegg kunne øke registreringen av sjeldne og rødlistede arter, fordi metoden innebærer en økt innsats for å samle arter, med mindre fokus på å telle opp nøyaktig antall individer per art og prøve.

Grenseverdiene for mengder av ulike kjemiske stoffer og deres betydning for å klassifisere økologisk status ut fra vannkvalitet er under revisjon (SFT veiledning 95:04). Punktutslipp, vannføringsendringer og ekstremforhold vil ikke så lett kunne fanges opp av vannkjemiske prøver. Fisk har til en viss grad evnen til å rømme slike hendelser, mens makroinvertebrater vanligvis er mindre mobile, vanlig forekommende i de fleste vannmiljøer og samtidig følsomme for ulike forurensninger og inngrep. Derfor er disse dyregruppene bedre egnet enn fisk til overvåking av økologisk status.

2 Bakgrunn

2.1 Krav til en funksjonell indeks – klassifisering av økologisk status

Det er ønskelig å utvikle en indeks som på en praktisk anvendelig måte skal kunne skille mellom fem nivåer av økologisk status i henhold til kravene i VD. Spesielt er skillet mellom **God (Nivå 2)** og **Moderat (Nivå 3)** økologisk status viktig, fordi det angir grensen for når tiltak skal settes i verk for å bedre status. Tabell 1 presenterer de generelle beskrivelsene av de ulike klassene for økologisk status i henhold til VD.

Tabell 1. Beskrivelse av de ulike klassene av økologisk status i hht. de normative definisjonene gitt i Vannrammedirektivets Annex V.

1. Meget god økologisk status. Dette er referansetilstanden, det vil si slik økosystemet framstår som om det er uten, eller omtrent uten, menneskelig påvirkning.

2. God økologisk status. Påvirkningen er innen akseptable nivåer. Økosystemet er nesten intakt og er bærekraftig. Representerer EUs minimumsmål for alle vannobjekter innen 2015.

(Engelsk tekst: There are slight changes in the composition and abundance of invertebrate taxa from the type-specific communities (som er High status = referanse).

The ratio of disturbance-sensitive taxa to insensitive taxa shows slight alteration from type-specific levels.

The level of diversity of invertebrate taxa shows slight signs of alteration from type-specific levels).

3. Moderat økologisk status. Økosystemet viser tegn på stress som forringer mangfoldet. Usikker bærekraftighet. Vannobjektet skal derfor være gjenstand for tiltak.

(Engelsk tekst:

The composition and abundance of invertebrate taxa differ moderately from the type-specific communities.

Major taxonomic groups of the type-specific community are absent.

The ratio of disturbance-sensitive taxa to insensitive taxa and the level of diversity, are substantially lower than the type-specific level and significantly lower than for good status).

4. Dårlig økologisk status. Skadet økosystem med betydelig forringet mangfold i form av manglende arter og/eller oppblomstring av enkelte hardføre arter. Ikke bærekraftig.

5. Meget dårlig økologisk status. Økosystemene svært skadet.

Det viktigste skillet går mellom nivå 2 og 3, fordi dette er definert som grensen for tiltak. For å fastsette grensen mellom God og Moderat status er det nødvendig å ha tilgang til en relativ

skala som er forankret i det aktuelle miljøet som skal kvalitetsvurderes. Indeksen bør kunne dekke spennet fra referansestatus til meget dårlig status, der referansestatus er definert ut fra det forventede artsinventaret i referanselokaliteter i den aktuelle geografiske regionen.

VD definerer hvilke belastninger på vannforekomsten som skal identifiseres av overvåking, og en indeks bør derfor kunne anvendes for alle situasjonene nevnt i Tabell 2.

Tabell 2. Belastninger og krav til vurdering og identifisering i Vannrammedirektivets Annex II, punkt 1.4.

- Betydelig punktkildeforurensning
- Vesentlig forurensning fra diffuse kilder
- Betydelige vannuttak til by-, industri- og landbruksformål og andre formål
- Virkningen på strømningsforhold og vannbalanse ved betydelig regulering av vannføring, herunder overføring og omledning av vann
- Betydelige morfologiske endringer i vannforekomster
- Arealbruksmønstre, herunder identifikasjon av viktige by-, industri- og landbruksarealer, samt eventuelt fiskeri- og skogsområder
- Andre vesentlige menneskeskapte påvirkninger av overflatevannstanden.

I punkt 1.5 i VD annex II kreves det at medlemsstatene skal vurdere hvor mottakelige de aktuelle lokalitetene er for belastningene nevnt i punkt 1.4. EU har gjennom VD bestemt at bunndyr er en av gruppene som skal brukes i klassifisering og overvåking av rennende vann. Det foreliggende forslaget til indeks tar sikte på å operasjonalisere formuleringene i VD i forhold til økosystemene i rennende vann.

2.2 Metodikk

Sparkemetoden er den mest effektive metoden for å samle bunndyr i rennende vann. Den er i seg selv ikke tilstrekkelig entydig kvantitativ til å være egnet til bestandsestimeringer, men blir likevel brukt til dette formålet (Frost et al., 1971; Storey, 1991; Cao, 1997a). Gjennomgang av litteratur omkring ulike indeksers begrensninger og muligheter viser at gode resultater svært ofte er avhengige av innsamlingsmetodenes kvalitet. Representative og sammenlignbare prøver er forutsetningen for at indekser skal kunne brukes med noenlunde presisjon. Dette er et stort problem i forhold til invertebrater i rennende vann som er flekkvis fordelt i mikrohabitatene (Beisel et al., 1998). Fordi estimering av bestandsstørrelser er beheftet med stor usikkerhet vil ofte indekser som baserer seg på tall fra slike estimater være lite anvendbare. Slike indekser stiller store krav til innsamlingsinnsats og ikke minst standardisering av metodikk. Metodikk som holder vitenskapelig kvalitet i forhold til å beregne antall individer per areal er i dag ikke tilgjengelig for rennende vann. Ved å utvikle et klassifiseringssystem som kan benytte bunndyrdata som er mindre avhengig av nøyaktige bestandsestimater kan en unngå de alvorligste metodiske problemene. Dette åpner også for at man i overvåkingsammenheng kan benytte den relativt enkle og effektive sparkemetoden. Påvirkede bunndyrsamfunn vil kunne ha meget store svingninger i forekomster, slik at en enkel tredelt skala for angivelse av forekomster likevel bør noteres for de ulike artene under prøvetakingen. Dette gir nok informasjon om lokaliteten og om den eksempelvis er utsatt for små tilførsler av næringsalter.

2.3 Viktige naturlige miljøgradienter

Måling av økologisk status er komplisert. Det foregår kontinuerlig omfattende diskusjoner i forskningsmiljøene omkring temaet, særlig hvordan variablene skal kvantifiseres og interkalibreres slik at sammenhenger oppdages og kan gjøres om til anvendbare og beskrivende stør-

relser som kan sammenlignes mellom lokaliteter og regioner. Valg av meso- og mikrohabiter for prøvetaking i rennende vann er viktig (Klironomos, 1999; Beisel et al., 1998).

Tabell 3 summerer opp de viktigste dimensjonene som en indeks bør ta hensyn til for å kunne relateres til økologisk status. Dette gir et komplisert bilde, som kompliseres ytterligere ved at faktorene ofte er innbyrdes avhengige eller påvirker hverandre.

Tabell 3. Noen av de viktigste parametrene det må tas hensyn til i vurderingen av økologisk status i rennende vann i Norge.

Parameter:	Spenn fra:	Til:
<i>1. Kjemiske variabler:</i>		
Kalk	Kalsium lite	mye
Surhetsgrad (inkl. naturlig variasjon)	pH/ANC/alkalitet lav	pH/ANC/alkalitet høy
Organisk belastning (inkl. naturlig variasjon)	Fosfor lite	mye
	Nitrogen lite	mye
	TOC lavt	TOC høyt
Industriforurensning, metaller	lite	mye
<i>2. Landskapsdimensjoner:</i>		
Del av Norge	Sør	Nord
Høyde over havet	Lavland	Fjell
Kystnærhet	Nær kysten	Innland
Økoregion	Nemoral	Alpin
<i>3. Vannforekomstens dimensjoner:</i>		
Nedbørfelt	Lite	Stort
Nedbørfeltets form	Bredt, kort, bratt	Langstrakt, smalt, flatt
Vannføring i prøvetidspunkt	Høy	Lav
Vannhastighet på prøvepunktet	Høy	Lav
Vannhastighet i tiden før prøvetaking	Høy	Lav
<i>4. Prøvetakingsmetodikk:</i>		
Prøvens presisjon/kvalitet	Lav	Høy
Individuelle variasjoner i utførelsen av innsamlingen	Små	Store
Årstid	Vår	Høst
<i>5. Bunndyrfaunaens variasjoner:</i>		
Taksonomisk nivå	Art	Slekt, familie
Utbredelse	Forekommer	Forekommer ikke
Bestandstørrelser	Små	Store
Individstørrelser	Små	Store
Fenologi (tidspunkt voksne individer)	Tidlig vår/tidlig høst	Sen vår/sen høst

De fleste variablene beskrevet under de tre første punktene samt bunndyrenes utbredelse under pkt. 5 er forsøkt tatt hensyn til gjennom forslag til typologi for norske elver og innsjøer (se Lyche-Solheim et al. 2003, Lyche-Solheim & Schartau 2004). Øvrige variabler må i størst mulig grad tas hensyn til gjennom planlegging av prøvetakingstidspunkt og -metodikk.

I tillegg til Tabell 3 er følgende momenter viktige ved utvikling av et klassifiseringsystem for bunndyr:

- Enkeltindivider av sensitive arter kan godt forekomme i prøver fra påvirkede lokaliteter i Norge, fordi vannstrengen som oftest begynner i urørte områder og har høy vannhastighet som fører til større driv av bunndyr over lengre partier enn det som er vanlig i Skandinavia for øvrig og generelt i Europa. Dette fører til problemer med vurderingen av relativ og absolutt forekomst under norske forhold. Å ta hensyn til dette er forsøksvis gjort i Chandlers indeks (Chandler, 1970), og delvis i Danish Stream Fauna Index (Skriver, 2000), men skalaen i disse indeksene er for liten, og for avhengig av fangst-innsats. Dette problemet reduseres ved å legge vekt på vanlig forekommende arter, slik det er gjort i vårt forslag til indeks. I tillegg registreres alle EPT-arter som påtreffes.
- For å gi mening må en indeks være basert på arten som det taksonomiske nivået. Det er svært få eksempler på at organismegrupper på slekts- eller familienivå kan gi presisjon i forhold til økologisk status (Resh, 1993). Nesten alle publiserte indekser har mangler her.
- Indikatorarter er et problematisk begrep. Ulempene ligger spesielt i muligheten for sikker påvisning og registrering, som er et krav, og det faktum at vurderingen avhenger av en enkelt art (Bustos-Baez, 2003). I tillegg kan indikatorarter endre informasjonsverdi fra region til region, slik tilfellet er med *Baetis rhodani* (Raddum & Fjellheim, 1990).
- Prøvestørrelsen må standardiseres eller helst gjøres mindre betydningsfull. Selv i de mest brukte indeksene vil prøvestørrelsen ha avgjørende betydning for resultatet og påliteligheten.
- Faunautvalget som indeksen baseres på må tilpasses regionale forhold. Norge er et økologisk svært variabelt land, og indeksen må derfor også tilpasses de ulike delene av landet, det vil si at det må utvikles en spesifikk indeks for hver økoregion i Norge.
- Det må tas hensyn til årstidsvariasjon, slik at prøvetidspunkt tilpasses artenes livssyklus.

Ideelt sett er flere prøvetakinger gjennom sesongen det beste fordi det gir en bedre oversikt over faunaens artsammensetning. Prøvetaking minst tre ganger pr. år; om våren, sommeren og sent på høsten vil fange opp de fleste vanlig forekommende artene dersom prøvestørrelsen samtidig er optimal. I Europa utenom fjellområdene kan produktiv sesong være mye lenger, og kan til dels være overlappende året rundt for mange arter. Dette kompliserer bildet ytterligere. I Norge har de fleste artene enten larveutvikling fra høsten og gjennom vinteren eller en rask vekst om våren/sommeren. Flerårigheit hos artene er uvanlig. Vekstsesongen er derfor forskjellig for ulike arter, noe som også kan endre seg fra nord til sør. Hvis man skal kunne bruke bare ett prøvetidspunkt må derfor prøvestørrelsen økes.

Det er som regel arter med små bestander og spredte forekomster som kompliserer bruken av indekser. Mange finner at prøvestørrelsen er den viktigste faktoren som kan forbedres for å få et best mulig bilde av faunaen, både når det gjelder artsantall og mengder (Gerrodette, 1991; Cao, 1997a; Cao, 1997b; Evans, 2001; Foster, 2001; Thompson et al., 2002; Carey, 2002; King, 2002). Bruk av avanserte modeller og statistikk på små prøvestørrelser gir usikre resultater (Yoccoz et al., 2001). Økning av prøvestørrelse for en mer nøyaktig bestemmelse av individantall er imidlertid ressurskrevende.

Vårt forslag innebærer et fokus på arter som forventes å være til stede i enhver urørt lokalitet og som samtidig forekommer i betydelig antall slik at de er praktisk registrerbare. Når bunndyrprøver kombineres med innsamling av voksne individer reduseres dermed behovet for mange prøvetidspunkter.

I de europeiske prosjektene som er nevnt ovenfor brukes det nå flere bunndyrindekser, blant annet den danske DSFI som baserer seg på et fast prøveoppsett med 12 sparkeprøver per stasjon, lagt ut som et nett i tre transekter i hele vannløpets bredde (Skriver, 2000). Prøvene tas ved å holde håven stille og kun sparke opp substratet foran håven. I tillegg er det lagt inn

fem minutter plukk av vårfluer fra steiner og treverk. Imidlertid brukes denne indeksen i det europeiske interkalibreringsarbeidet direkte på alle data fra de ulike landene, til tross for at innsamlingsmetodikken varierer. Ingen norske prøver er tatt med denne metoden, og generelt er innsamlingsinnsatsen lav for norske prøver, vesentlig lavere enn det som kreves for DSFI. Resultatet er at de artene som har lave bestander og spredt utbredelse vil bli underrepresentert, noe som kan føre til fastsettelse av for lav økologisk status.

To andre indekser som brukes i de europeiske prosjektene er BMWP/ASPT (Armitage, 1983) og Chandler (Chandler, 1970), som begge er tilpasset engelske forhold med et annet artsmangfold. I likhet med DSFI forutsetter begge disse indeksene at prøvene blir samlet inn med bestemte metoder. Indeksene blir likevel brukt på alle data som samles inn fra alle deltaende land. Metoden som forutsettes brukt i forbindelse med BMWP/ASPT er tre minutters sparkeprøver tre ganger i året med maskevidde 900 μm , mens Chandler-indeksen forutsetter fem minutters sparkeprøver med nettmasker som har "20 meshes to the inch" i åpning, med prøvetaking en gang i året. Dette tilsvarer 1,25 mm (1250 μm) maskevidde. Resultatet av å bruke de to sistnevnte indeksene på det norske materialet er sannsynligvis en overvurdering av økologisk status. Noen av våre vanligste arter er nærmest karakterarter for upåvirkede lokaliteter i Storbritannia.

Som standard foreslår vi å bruke åtte sparkeprøver á ett minutt hvor håven beveges oppstrøms etter hvert som prøvetakeren sparker opp substratet. I midtnorske elver, der fordelingen av substrat er mer ujevn enn i danske, er dette den beste måten å dekke flere mikrohabitater på. Prøvene tas i strykområder i hele elvas bredde eller så langt ut i strømmen som mulig. I praksis er det ofte vanskelig å komme ut i de dypeste områdene. Strykhabitatet foretrekkes av de fleste og mest sensitive artene (Chandler, 1970). Kvaliteten på prøvene fra slike lokaliteter må vurderes ut fra reguleringshøyde, vannføring i tiden før prøvetakingen og hvor bratt elvebredden er. Plukking av vårfluer på steiner og trevirke gjøres på samme måte som i DSFI. Vi foreslår i tillegg håvslaging etter voksne insekter i 1 meters bredde og 50 meters lengde i vegetasjonen langs bredden. Dette har vist seg å gi gode resultater for artsregistreringene i overvåkingen av Atna de siste årene (Bongard, 2004; Bongard, 2005).

Effektiviteten øker hvis prøvetaking og plukking i felt utføres av kompetente personer. Dette vil være ressursbesparende ved at det kan letes direkte etter de aktuelle artene, og at prøvetakingen kan endre fokus eller stoppes hvis artene påvises før alle prøvene er plukket. Erfaring er i tillegg viktig hvis prøveforholdene er vanskelige. Når prøvene tas av ukyndige må prøvene plukkes fullstendig, enten i felt eller på laboratorium etter konservering av hele prøven, slik det gjøres i dag. Prøver fra lokaliteter med mye alger eller dødt organisk materiale vil ikke være sammenlignbar med prøver fra "rene" lokaliteter på grunn av tilstopping av håvduken. Ved å ta kortvarige prøver på ett minutt blir dette problemet mindre.

2.4 Eksisterende indekser og klassifiseringsmetoder

Indekser er forenklinger som skal gi et bilde av tilstanden, en pekepinn på hvor endret biomangfoldet er. De brukes fordi det anses umulig å etablere en total oversikt over økosystemene, både fysisk og ressursmessig. I REBECCA-prosjektet, der NINA er en av de norske deltakerne, er målsettingen å etablere sammenhenger mellom kjemiske påvirkninger og biodiversitet i stillestående og rennende vann. Disse sammenhengene er svært komplekse. Det er vanskelig å finne biologiske parametere som er entydige og anvendbare. I rennende vann er klassifisering ofte problematisk på grunn av driv og rekolonisering fra ovenforliggende og upåvirkede deler av vannstrengen.

De europeiske indeksene som har vært brukt de siste tiårene er basert på kompromisser og tilnærminger, og på et artsinventar som passer dårlig for norske forhold. Dette gjelder Biological Monitoring Working Party (BMWV/ASPT, (Armitage, 1983), Chandler (Chandler, 1970) og den danske Danish Stream Fauna Index (Skriver, 2000; Woodiwiss, 1964). Den danske indeksen er delt i sju klasser, noe som er uhensiktsmessig i forhold til VDs fem klasser for økologisk

status. I VD går det viktigste skillet mellom det 2. og 3. nivået, mellom god og moderat økologisk status som avgjør at tiltak for å bedre forholdene skal settes i verk. Det er uklart hvor dette skillet er satt i den danske indeksen.

De fleste indekser er i prinsippet laget for å fange opp ulike typer påvirkninger (Hughes, 1978), men diskusjonen av hvordan biologiske indekser skal konstrueres har foregått og foregår på mange arenaer (Wiederholm, 1999; Wiederholm, 2000). Variablene som skaper problemene er mye knyttet til naturens mangfoldighet, både fysiske, klimatiske og biologiske faktorer spiller inn (Tabell 3). Kvaliteten og anvendeligheten av en indeks avhenger mye av hvordan den forholder seg til disse variablene.

Indeksene deles gjerne opp i tre typer: Forurensningsindekser, diversitetsindekser og komparative (likhets-) indekser (Resh, 1993). Utfordringen for en funksjonell indeks handler mye om å finne kompromisser. Indeksen må være anvendelig, praktisk gjennomførbar i felt og økonomisk forsvarlig. Samtidig må indeksen gi resultater som har akseptabel kvalitet.

Det er publisert et stort antall ulike indekser de siste tiårene, og allerede i 1974 uttalte Peet at "det bokstavelig talt er et ubegrenset antall diversitetsindekser" (Peet, 1974). En av de mest brukte er Hills indeks (Hill, 1973), som kombinerer artsforekomster og antall til en størrelse som kalles effektivt artsantall ("effective number of species"). Indeksens fordel er at den baserer seg på artsnivå, og at den er mer robust i forhold til antall individer innen hver art, men den er sårbar i forhold til metodeproblemer. Indeksverdien vil endres mye med økende prøvestørrelse. Diversitetsindekser som Hill brukes svært lite i N-GIG eller REBECCA-sammenheng. Det er de nevnte BMWP/ASPT, Chandler og DSFI-indeksene som brukes.

Det foreliggende forslaget til indeks skiller ikke mellom ulike typer belastning økosystemene utsettes for, fordi både biologiske, kjemiske og fysiske påvirkninger vil gi direkte utslag på artsmangfoldet. Organiske belastninger kan være avrenning fra jordbruksområder og/eller kloakk. Avløpsvann inneholder ofte mer enn plantenæringsstoffer, og kan være en blanding av tungmetaller, organiske og uorganiske giftstoffer, slam, partikler og oppvarmet vann fra industri. Saprobiering, eller soppvekst, behandles ofte som en egen belastning. Uten en effektiv omsetning gjennom økosystemet i resipienten vil dette føre til en opphopning av organisk materiale og framvekst av forråtnelsesorganismer som sopp og bakterier. Utarming av mangfoldet og oppblomstring av enkeltarter er vanlig ved både eutrofiering og saprobiering (Resh, 1993). Uansett hvilken type belastning som påføres vannstrengen vil effekten bety artsendringer og mengdeendringer hos bunndyra. Det ultimate mål på påvirkning vil alltid være direkte registrering av artsmangfoldet, og overvåkingen av artsmangfoldet gir et entydig svar på behovet for eventuelle tiltak. Vår indeks vil kunne slå ut på alle typer påvirkninger, og omfatter i tillegg en vurdering av enkeltarters oppblomstring i forhold til forventede mengder. Tolkning av data om antall må imidlertid gjøres med forsiktighet, og ut fra det faktum at det heller ikke er uvanlig med store naturlige svingninger i artenes forekomster.

ASPT, DSFI og Chandler aksepterer bruk av høyere taksonomiske nivåer (slekt, familie) og inkluderer tilstedeværelse av andre organismegrupper og arter enn døgn, stein- og vårflyer. Gruppene som brukes er flatormer, fåbørstemark, igler, krepsdyr, mudderflyer, biller, tovinger, snegl og muslinger. Gruppene er enten positive eller negative for indeksen. Dette er problematisk av flere årsaker, blant annet::

- Det er tidligere vist at artsnivå er det eneste sikre nivå i forhold til toleranse og utbredelse, det er ofte store ulikheter mellom arter innen samme slekt og familie (Resh, 1993).
- Bruk av høyere taksonomiske enheter gir derfor unntaksvis fornuftig informasjon om økologisk status. Uten artsbestemmelse av materialet kan artssammensetningen i hver taksonomiske gruppe skifte fullstendig uten at det kan påvises. Tovinger er f.eks representert ved mange familier og hundrevis av arter i ferskvann, og forekomst eller ikke av eksempelvis familien fjærmygg (over 500 arter i Norge)

er omtrent verdiløs informasjon i en indeks dersom artene ikke identifiseres. En eller annen fjærmyggart finnes i hvert eneste vannløp i Norge, også i de mest påvirkede.

- Registrering av artsantall er et direkte mål på det man er interessert i å vite status på, nemlig det biologiske mangfoldet. Samtidig er endringer i artsantall og artsammensetning et bedre mål på økologisk avvik enn endringer i bestandstettheter og biomasse (Johnson, 1998). Forsøk gjort i USA viste at det måtte tas mellom 18 og 40 parallelle prøver for å finne statistisk signifikant ulikhet i bestandstettheter mellom to mikrohabitater i samme elv (Bartsch, 1998).

I vårt forslag til indeks vil det være uproblematisk å inkludere flere taksonomiske grupper enn EPT dersom kunnskapene om forventet artsforekomst er tilstrekkelig utviklet og det finnes personell med spesiell kompetanse på disse organismegruppene. Dette vil kunne forbedre indeksen ved at klassifiseringen i fem nivåer for økologisk status blir bygget på flere arter. Ut fra dagens kunnskap om norsk fauna vil gruppene klobiller, knott og fåbørstemark muligens være aktuelle. Det er imidlertid et stort problem at det stadig blir færre personer med spesialkompetanse innen disse gruppene i Norge, og at det ikke skjer noen planmessig oppbygging av slik kompetanse.

2.5 Forslag til EPT- indeks for Midt-Norge

2.5.1 Indeksens struktur

Vårt forslag til norsk indeks (Tabell 4) er en femdelt EPT-indeks, som baserer seg på det generelle faktum at bortfall av arter henger sammen med grad av påvirkning, uavhengig om påvirkningen er fysisk, kjemisk eller biologisk (introduksjoner av fremmede arter, utslipp, begroing osv.). I næringsfattige elver kan små tilførsler av organisk materiale og/eller næringsalter føre til en økning i både artsantall og forekomster. Imidlertid vil det svært ofte under slike forhold også kunne påvises masseoppblomstringer av enkeltarter. En registrering av eventuelle masseoppblomstringer vil derfor være en viktig del av vurderingen av økologisk status. En usikkerhet i forslaget er kalibreringen, det vil si hvor grensene skal settes for de fem nivåene, men indeksen har her den store fordel at det vil være mulig å forbedre kvaliteten og anvendeligheten etter hvert som det akkumuleres kunnskap blant annet gjennom overvåkingsprogrammene. Dette vil gi en bedre empirisk bakgrunn for hvor grensene mellom nivåene bør settes. Den viktigste fordel ved denne indeksen er derfor at tidligere prøvetakingsresultater vil være anvendelige også etter en kalibreringsendring. De samme dataene vil kunne brukes selv om grensene flyttes.

Foreløpig er grensene satt på bakgrunn av informasjonen om innsamlede bunndyr som er registrert i NINAs Vanndatabase, og på praktisk erfaring fra den aktuelle regionen i Trøndelag. Databasen inneholder data for lokaliteter der prøvematerialet som oftest består av enkle stikkprøver i forbindelse med konsekvensutredninger av vassdragsutbygginger de siste 30-40 år.

Tabell 4. Artsliste for karakterisering av økologisk status i strømmende vann i Midt-Norge. Forventet dominans (mengde) under referanseforhold, økologisk nisjefunksjon og indikatorverdi ihht. Raddums forsuringsverdi for artene er presentert (1 = svært forsuringsfølsom, 0,5 = moderat forsuringsfølsom (Raddum & Fjellheim, 1990).

*: Vanligvis fåtallig; **: Som regel vanlig forekommende; ***: Ofte dominerende i antall. S: Scrapper/grazer, påvekstspiser; SH: Shredder, spiser større plantebiter; D: Detritusspiser, finfordelte planterester; P: Predator; F: Filtrerere; O: Omnivor, alteter.

	Forventet dominans	Økologisk funksjon	Raddums indeksverdi
<u>Døgnfluer:</u>			
<i>Baetis rhodani</i>	**	D/S	1
<i>Ephemerella aurivillii</i>	**	D(S)	1
<i>Heptagenia dalecarlica</i>	**	S	?
<i>Ameletus inopinatus</i>	**	D	0.5
<i>Baetis scambus</i>	**	D/S	1
<i>Baetis muticus</i>	**	D/S	1
<i>Baetis subalpinus</i>	*	D/S	1
<i>Baetis niger</i>	*	D/S	1
<i>Ephemerella mucronata</i>	*	D(S)	
<u>Steinfluer:</u>			
<i>Diura nanseni</i>	**	P (O)	0.5
<i>Amphinemura</i> spp. ¹	**/**	SH/D	
<i>Leuctra</i> spp. ²	***	SH/D	
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	**/**	SH/D/S	
<i>Isoperla obscura</i>	**/**	P(O)	0.5
<i>Isoperla grammatica</i>	**/**	P(O)	0.5
<i>Capnia</i> spp. ³	***	SH/D	0.5
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	**/**	P/D	
<i>Brachyptera risi</i>	**/**	S(D)	
<i>Protonemura meyeri</i>	**/**	SH/D	
<u>Vårfluer:</u>			
<i>Rhyacophila nubila</i>	**	P	
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	**	F/P	
<i>Apatania</i> spp. ⁴	**	S/D	0.5
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	*	F/P	
<i>Potamophylax</i> spp. ⁵	*	SH	
<i>Arctopsyche ladogensis</i>	**	F	?
<i>Sericostoma personatum</i>	*	SH	1
<i>Lepidostoma hirtum</i>	**	SH	0.5
<i>Hydropsyche nevae</i>	**/**	F	0.5

¹: To arter: *Amphinemura borealis* og *A. sulcicollis*. Den første finnes vanligvis i høyest tetthet.

²: Fire arter: *Leuctra fusca*, *L. digitata*, *L. hippopus* og *L. nigra*. Den første er vanligvis i de høyeste tettheter. *L. hippopus* flyr tidlig om våren og vil vanligvis bare påvises i håvslagprøvene.

³: *Capnia atra*, *C. bifrons* og *C. pygmaea*. De to sistnevnte utgjør mindre enn 20 % av funnene i slekten, og artsbestemmelsen på små nymfer er i tillegg vanskelig. *C. pygmaea* foretrekker større vannløp.

⁴: *Apatania muliebris*, *A. wallengreni* og *A. stigmatella* er boreale. *A. stigmatella* utgjør 80-90 % av funnene i denne slekten i indeksens område. *A. hispidula* og *A. zonella* er høyfjellsarter.

⁵: To arter utgjør over 90 % av funn av slekten; *Potamophylax cingulatus* og *P. latipennis*. Den tredje arten i Norge, *P. nigricornis*, finnes i bekker og har få registreringer.

Vi foreslår at det tas inntil åtte sparkeprøver á ett minutt på hver lokalitet som plukkes fortløpende til det ikke lenger registreres flere arter. Alle arter av døgn-, stein- og vårfluer plukkes, på den måten vil også artsregistreringer av mer uvanlige arter forbedres. Det vil kun være nødvendig å plukke noen individer av hver vanlig forekommende art og i felt anslå forekomst ut fra den tredelte skalaen. En og en prøve gjennomgås separat. Ofte tømmes enkelte fraksjoner av

prøvene ganske lett for arter, og en kan dermed konsentrere seg om de andre fraksjonene i de resterende prøvene. Det registreres fortløpende tilstedeværelse av tabellens 9 arter og taxa døgnfluer, 10 arter og taxa steinfluer og 9 arter og taxa vårfluer. Det noteres normalforekomster per 1-minutts prøve som gis en tredelt verdi på en enkel skala. Det plukkes i tillegg eksemplarer fra alle andre dyregrupper som påvises. Dyrene fikseres og kontrollbestemmes på laboratoriet. De fleste artene i tabellen er relativt enkle å bestemme i felt for personer med erfaring.

Ut fra de 28 vanlig forekommende bunndyrartene og -slektene som vist i Tabell 4 vil vi foreslå følgende klasser for økologisk status for rennende vann i boreal region Trøndelag unntatt kyst og fjell:

1. Meget god økologisk status: Forekomst av **24** eller flere arter. Dominansforhold omtrent som forventet.
2. God økologisk status: Forekomst av **19 - 23** arter. Små endringer i forventede dominansforhold.
3. Moderat økologisk status: Forekomst av **14 - 18** arter. Merkbare endringer i forventede dominansforhold.
4. Dårlig økologisk status: Forekomst av **10 - 13** arter. Betydelige endringer i forventede dominansforhold.
5. Meget dårlig økologisk status: Forekomst av **9** eller færre arter. Store endringer i forventede dominansforhold.

Bortsett fra noen få unntak (*Leuctra hippopus*, *Taeniopteryx nebulosa* og *Capnia*-artene) vil alle artene kunne finnes som nymfer og larver i vann på forsommeren. Disse artene vil imidlertid som regel finnes i håvslagprøvene fra kantvegetasjonen. Noen arter (eksempelvis *Baetis scambus*, *Ephemerella aurivillii*, *Protonemura meyeri* og *Arctopsyche ladogensis*) vil forekomme i små stadier, men vil likevel kunne artsbestemmes med sikkerhet.

Flere av de artene som er foreslått i indeksen er følsomme for forsurening. Døgnflueartene i *Baetis*-slekten og *Ephemerella aurivillii* gis høyeste verdi (trenger pH over 5,5) som de mest følsomme indikatorene i Raddums indeks (Raddum & Fjellheim, 1990). I tillegg ser det ut til at *Heptagenia dalecarlica*, *Hydropsyche nevae* og *Potamophylax*-artene er følsomme for organisk belastning. Dette er tilleggsinformasjon som må tas med i vurderingene fra hver lokalitet.

Indeksen er tilpasset Trøndelagsfylkene, nærmere bestemt områdene under tregrensa, utenom kyststrøkene. Den er dermed geografisk begrenset til de boreale områdene av det sentrale Midt-Norge, nord for Dovre og sør for Saltfjellet. Lokalklimatiske, kalkholdige eller sure ekstremforhold påvirker indeksen og gjør at den på slike lokaliteter må brukes sammen med andre data og observasjoner. Tidspunkt for prøvetaking er svært viktig. De fleste artene som brukes i indeksen vil være tilstede som nymfer og larver på forsommeren, og indeksen er derfor tilpasset prøvetaking i tidsrommet mai-juni. Sen vår eller tidlig sommer må tas med i vurderingen, spesielt i forhold til vårflommer og høy vannføring, som har stor innvirkning på prøvetakingsresultatene (Arnekleiv, 1985). Det er tatt hensyn til at de fleste arter innen de tre gruppene vil være tilstede i dette tidsrommet. I og med at metoden vi foreslår innebærer å plukke alle arter innen de tre ordenene døgnfluer, steinfluer og vårfluer øker dette også sannsynligheten for å påvise sjeldne og rødlistede arter innen disse gruppene. Ideelt sett er flere prøvetakinger gjennom sesongen det beste fordi det gir en bedre oversikt over faunaens artsammensetning. Prøvetaking minst tre ganger pr. år; om våren, sommeren og sent på høsten vil fange opp de fleste vanlig forekommende artene dersom prøvestørrelsen samtidig er tilstrekkelig stor. I Norge er flerårighet hos artene uvanlig. De fleste artene har enten larveutvikling fra høsten og gjennom vinteren eller en rask vekst om våren/sommeren. Vekstsesongen er derfor forskjellig for ulike arter, noe som også kan endre seg fra nord til sør. For å kunne bruke bare ett prøvetidspunkt må derfor prøvestørrelsen økes, og inkludere håvslagning etter voksne individer. Erfaringsmessig vil artene som klekker tidlig om våren kunne påvises langs elvestrengen i svermeperioden. I Europa utenom fjellområdene kan produktiv sesong være mye lenger enn i Norge, og kan til

dels være overlappende året rundt for mange arter. Forslag til prøvetakingstidspunkt for overvåking av norske bunndyr kan derfor ikke uten videre overføres til andre deler av Europa.

De mindre vanlige artene kan ofte være gode indikatorer på spesielle typer belastninger. Problemet med sjeldne arter er å påvise hvorvidt de er til stede (Kery, 2004; Aagaard et al., 2004). EPT-indeksen er gjort mer anvendelig ved å legge vekt på de alminnelige artene som vi forventer å finne i alle urørte lokaliteter. Generelt bør en indeks som skal være anvendelig i overvåking gi pålitelige resultater basert på ett prøvetidspunkt og med så liten innsats som mulig. Dette gjør det vanskelig å påvise arter med små populasjoner og spredte forekomster. Ved å fokusere på vanlige arter blir deteksjon av de artene som er viktige for indeksen mindre avhengig av prøvestørrelsen. EPT-indeksen krever en justering av prøvetakingsmetodikken i forhold til det som har vært standard hittil. En relativt beskjeden økning av fangstinnsetts i upåvirkede lokaliteter øker artsantallet relativt mye, som eksempelvis metodeomleggingen i Atnaprosjektet har vist de senere år (Aagaard et al., 2004). Dette vil også bidra til en kontinuerlig forbedring av grunnlaget for indeksen, som vil forbedres og kvalitetssikres ved bruk uten at tidligere data vil miste verdi. Utgangspunktet er innsamlingsmetodikk som ligger til grunn for DFSI (Skriver, 2000), samt erfaringer fra Atnavassdraget, et svært godt undersøkt referansevassdrag. Erfaringen fra Atnavassdraget, der tilstrekkelig antall prøver ligger på 4-5, er vanskelig å overføre fra fjellregionen på Østlandet til skogområdene i Trøndelag. Det er mulig at optimalt antall prøver vil kunne variere fra region til region. Gjennom økt erfaring med metoden vil det kunne avdekkes om innsamlingsinnsettsen bør justeres og om hvorvidt standard antall prøver vil kunne variere. Styrken til indeksen er at resultatene ikke er avhengig av metoden, bare antallet prøver er over et visst nivå.

2.5.2 Geografisk avgrensning

Indeksforslaget baserer seg på den bunndyrfaunaen som vi forventer å finne ved referansetilstand i den angjeldende region av Norge under nåværende klimaregime. Dette tilsvarer "Meget god økologisk status" i VD, eller nivå 1 i indeksen. Under referansetilstanden vil vi forvente at artene innen de tre ordenene døgn, stein- og vårfluer som er gitt i Tabell 4 finnes med store eller registrerbare bestander i alle urørte lokaliteter innen det definerte området, som i dette eksemplet er Midnorge unntatt kyst og fjellområdene. Hvis disse artene ikke blir registrert kan dette være et tegn på påvirkning av lokaliteten som dermed gir en lavere økologisk status. Datamaterialet som hittil er lagt inn i NINAs Vannbase og 20 års erfaring fra feltarbeid i denne regionen ligger bak valget av arter i Tabell 4. Variasjoner i artenes forekomster og fravær av arter kan skyldes naturlige svingninger, og utfordringen ligger i å vurdere grunnene til fraværet (Aagaard et al., 2004). Det er spesielt to egenskaper ved den foreslåtte indeksen som bidrar til å redusere dette problemet. For det første gjelder dette at indeksen baseres på de vanlig forekommende artene, og for det andre økningen i antall prøver. Denne økningen vil først og fremst kunne fange opp flekkvis fordeling av artene i den mikromosaikken som finnes i et strykområde (Beisel et al., 1998). Det er likevel lagt inn et visst slingringsmonn for å ta høyde for stokastisk usikkerhet. Naturlig forekommende svingninger i forekomster, fenologi og andre faktorer kan ha innvirkning (Tabell 3). Vi har derfor lagt referansenivået fire arter under det forventede artsinventaret. Økende erfaring vil avgjøre om dette er et rett antall. Økende datatilfang vil også gi grunnlag for å vurdere om artslisten er for omfattende.

Grensene for økologisk status for de ulike kategoriene fra Meget god til Meget dårlig vil være påvirket av subjektive vurderinger. En tolkning av VDs femdelte skala må spennes mellom forventet naturtilstand og det som må karakteriseres som meget dårlig økologisk status i en norsk sammenheng.

Endringer i forekomst og dominans (se tabell 4 og kommentar i teksten) er viktig informasjon som det må tas hensyn til i fastsettelse av økologisk status. Antall sjeldne arter og arter som ikke er i tabellen må også tas hensyn til i vurderingen. Hvordan dette konkret skal gjøres er en gjenstående oppgave som innsamling av data vil kunne gi grunnlag for å kalibrere. Det er viktig å merke seg at slike eventuelle endringer ikke vil endre kvaliteten og verdien på prøvene for

framtida. De vil fremdeles være sammenlignbare selv om vektleggingen av enkelte arter og artsantall endres. Artsregistreringen er gjort en gang for alle. Fordelen med denne indeksen er at innsamlede data vil kunne brukes i framtiden selv om grenseverdier flyttes.

Settet av arter gitt i tabell 4 gjelder når følgende faktorer omkring lokalitet og innsamlingsmetode er oppfylt:

- Lokalitetene må være innen elver i Trøndelag, boreal naturtype, lite kystpåvirket.
- Habitatet må være strykstrekninger som har, eller opprinnelig hadde, naturlig årvisst stabil vannføring.
- Tidspunkt for prøvetaking må være innen perioden mai - juni.
- Inntil åtte 1 minutters sparkeprøver tas over hele elvetransektet.
- Fem minutter plukking av vårfluer på steiner og trevirke fra elveløpet.
- Slaghåving i vegetasjonen i en bredde på 1 m over 50 m langs lokaliteten.
- Vurdering av mengdeforekomster av de ulike artene etter den semikvantitative skalaen i Tabell 4.

EPT-indeksen skiller ikke mellom type påvirkning på lokaliteten, men den vil bli respondere både på forsuring, eutrofiering, skadelige introduksjoner og/eller fysiske inngrep ved at den generelle responsen man finner i alle påvirkede økosystemer er en nedgang i antall arter. Spesielle egenskaper ved de ulike artene kan også brukes som supplement i vurderingen.

Fordelene med den foreslåtte EPT-indeksen er blant annet:

- Fokus på artsnivå. Familier og grupper er et for grovt mål, fordi arter innen gruppe- ne kan ha svært ulike miljøpreferanser. Artsnivået gir i tillegg direkte informasjon om det som skal bevares, nemlig det biologiske artsmangfoldet. Metodeomlegging- en innebærer i tillegg større muligheter for å påvise sjeldne arter, ved at oppmerk- somheten rettes mot å plukke alle EPT-arter i mange prøver fra samme lokalitet.
- Fokus på vanlige arter. Små og spredte bestander vil alltid utgjøre en usikkerhet om forekomst, og om prøvestørrelsen er tilstrekkelig til å gi pålitelige resultater. Fokus på vanlige arter bidrar til å minske usikkerheten i resultatene.
- Det er korrelasjon mellom antallet vanlige arter som er til stede og antallet mindre vanlige og sjeldne arter. Generelt er det slik at jo færre vanlige arter som finnes, jo færre vil det også være av de mindre vanlige artene (Kapusta et al., 2004; Terlizzi et al., 2005).
- Usikkerheten ved indekser basert på funn og forekomster av arter med spredt ut- bredelse unngås. Til tross for stor innsats med modellutviklinger og statistiske ana- lyser er det fremdeles store usikkerheter i bunndyrindekser basert på kvantitative forekomster (Beisel et al., 2003).
- En enkel tredelt skala for angivelse av forventede bestandsstørrelser noteres for de ulike artene under prøvetakingen. Dette gir verdifull informasjon om lokaliteten og om den eventuelt er utsatt for små tilførsler av næringssalter. Dette kan som nevnt føre til oppblomstringer av enkeltarter.

2.6 Indeksens sammenheng med VD's formuleringer.

Formålet med VD er bevaring og tilbakeføring av Europas ferskvann og kystvann til så nær opprinnelig økologisk status som mulig (god status eller bedre). Bærekraftige økosystemer er dermed selve målet for direktivet. Hva som er akseptable grenser for tiltak må hele tiden base- res på mest mulig presise beskrivelser og karakteriseringer av økosystemene. Men vurderinger og skjønn vil alltid være en nødvendig del av denne prosessen. Den femdelte skalaen må ope- rasjonaliseres og settes i sammenheng med økosystemenes økologiske status.

Bakgrunnen for VDs ønske om bærekraftighet er naturens evne til å opprettholde seg selv og stoffomsetningen. Dette krever artsmangfold, fordi alle arter har sin økologiske nisje når det gjelder ernæring (Vannote et al., 1980). Artene fordeler seg i en liten andel predatorer, en andel filtrerere, en større andel plantespisere og en større andel påvektstpisere. Fordelingen kan variere mellom taksonomiske grupper av bunndyr, men et bærekraftig økosystem er avhengig av at alle grupper er representert gjennom året. Det direkte estimatet på bærekraftighet vil alltid være artsmangfoldet og funksjonaliteten dette mangfoldet representerer. I Tabell 4 er det vist hvilken nisje de ulike artene har i økosystemet.

Fordi det er praktisk umulig å skaffe oversikt over det fullstendige artsmangfoldet i lokalitetene må vi komme fram til indekser eller indikatorer som har rimelig sammenheng med økosystemets reelle tilstand og som det er praktisk mulig å registrere. Med den kunnskap vi nå har er det med få unntak usikkert å predisere hvilke arter som vil få problemer med ulike påvirkninger. Det vi imidlertid vet er at arter forsvinner og relative andeler endres som resultat av ulike påvirkninger. Dette generelle mønsteret ser ut til å gjelde i alle økosystemer og alle organisme-grupper (Kapusta et al., 2004; Terlizzi et al., 2005). Artsantallet vi foreslår i klassifiseringen av de fem VD-nivåene bygger på to faktorer: Generell kunnskap og erfaring, og et omfattende datagrunnlag basert på undersøkelser foretatt i den aktuelle regionen gjennom de siste 35 årene. Artslisten og artsantallet i klassene kan endres kontinuerlig etter hvert som empirisk kunnskap akkumuleres, og klassifiseringen som er gjort på eldre data kan også revideres. Dette vil gi en bedre kontinuitet i overvåkningen, og en mer solid plattform for prioriteringer.

2.7 Utarbeidelse av indekser for de andre økoregionene i Norge

Alle variabler som har betydning for utbredelse og forekomst av ferskvannsorganismer spenner over et svært stort register i Norge. Gradienter innen klima (nemoral – arktisk alpin), høyde over havet (0 – 2400 m o.h.), kystpåvirkning, berggrunn, humusinnhold og pH er eksempler på fysiske forutsetninger som naturlig kan inkludere ekstremer i begge ender av skalaen i Norge. En konsekvens av dette er at det ikke er mulig å lage en indeks som kan dekke alle ferskvannsforekomster i hele Norge. Større naturlige vannkjemiske forskjeller innen regionene og mellom elvene må tas med i vurderingen. En norsk indeks må derfor tilpasses landsdeler og regioner, og tilpasses spennet mellom innland og kyst, og avstanden mellom nord og sør. Dette krever god kunnskap om utbredelse og forekomst av artene i hvert aktuelle område (Young et al., 2002). Et godt utgangspunkt for å definere regioner er de beskrivelsene som er foretatt i (Solheim et al., 2003; Solheim & Schartau, 2004). Inndeling av Norge i zoologiske økoregioner er gjort av flere forfattere (Illies, 1978; Nøst, 1986; Aagaard, 1987). Lokale eller regionale indekser har vært laget for andre områder, som for eksempel Balkan (Simic & Simic, 1999). Det er nødvendig å skreddersy indekser for ulike biogeografiske områder. For eksempel er den danske DSFI ment å dekke hele Danmark. Danske elver er på alle måter mer homogene enn norske. De danske bekker og elver er sakteflytende og har gjennomgående et høyt innhold av suspendert materiale. Høydegradienten i danske vannløp er bare noen titalls meter.

Videre må disse karakteriseringene ses i sammenheng med de 36 vegetasjonsgeografiske regioner som er beskrevet i Aagaard et al. (2002), s. 19, som er hentet fra Moen et al. (1998). Om noen av disse regionene kan slås sammen og eventuelt sammenfaller med de 18 elvetyper som er identifisert (Solheim & Schartau, 2004), eller om ytterligere inndeling er nødvendig bør vurderes av personer med lokal kompetanse og erfaring. I prinsippet kan en lage en indeks for hele Norge, men den vil bare bestå av de svært få artene som er vanlig utbredt i hele landet. Den vil derfor ha begrenset informasjon og nytte.

3 Konklusjon

Vi foreslår her en funksjonell og effektiv indeks (EPT-indeks) til bruk i klassifisering av rennende vann i forhold til VDs kriterier for klassifisering av økologisk status. Indeksen baserer seg på

de bunndyrartene innen døgn-, stein- og vårfluer som forventes å forekomme i alle lokaliteter med referansestatus i en definert region. Det foreliggende eksemplet baserer seg på Midt-Norge unntatt kyst- og fjellområdene. Indeksen er utviklet på grunnlag av teoretiske og praktiske vurderinger, og har potensiale til å bli et fungerende verktøy ikke bare for oppfølging av VDs behov for overvåking og karakterisering av vannforekomster i Norge, men også for alle typer undersøkelser av rennende vann. Prediksjonen er at artene i Tabell 4 bør finnes i alle lokalitetene innen den definerte regionen. Avvik fra dette artsmangfoldet kan skyldes tre faktorer:

1. Prøven er for liten. For å minske betydningen av denne faktoren har vi valgt arter som forventes å være til stede i registrerbare forekomster i alle lokaliteter. Prøvestørrelsen kan også økes uten at indeksgrunnlaget endres.
2. Forventningen om artsforekomster kan være for høy. Dette vil kunne forbedres gjennom framtidig praktisk anvendelse og akkumulering av data.
3. Et eventuelt resterende avvik fra forventet artsinventar vil være resultatet av antropogen påvirkning.

Det må utarbeides egne EPT-indekser for de ulike klima- og økoregionene i Norge. Dette krever spesiell kompetanse og erfaring som må ta utgangspunkt i eksisterende data for forekomst og utbredelse. Regionenes størrelse og avgrensning må også defineres. Når dette er gjort er grunnlaget lagt for utarbeidelse av regionalt tilpassede klassifiseringssystemer for rennende vann. Indeksene vil kunne bli sentrale for forvaltningen av biologisk mangfold i vassdrag og for oppfølgingen av VD.

Noen av indeksens fordeler er:

- Alle typer undersøkelser av rennende vann, også konsekvensutredninger, overvåking, forskning omkring fisk og næringsgrunnlag og rene biomangfoldundersøkelser vil kunne benytte metoden og indeksen for samme formål, og kunne benytte hverandres data. Dette åpner for en mer helhetlig og kostnadseffektiv tilnærming til forvaltningen av vannressursene.
- Metoden er sammenlignbar og resultatene er entydige. Dataene vil være verdifulle for framtidig forskning og overvåking uavhengig av omlegginger som gjennomføres eller ny kunnskap som erverves.
- Problemene med interkalibrering og sammenligning på tvers av regioner og land vil bli redusert etter hvert som indeksen anvendes og empirisk kunnskap om artsforekomst og påvirkningsgrad øker. Kvaliteten på klassifiseringene vil bli bedre med økende data-tilfang.
- Sammenhengen mellom kjemiske parametere og økologisk status vil få en mer konkret basis, og vil kunne relateres til VDs fem nivåer. Det betyr en mer entydig klassifisering grunnlagt på flere miljøvariabler.
- Registrering av sjeldne og uvanlige arter vil bli bedre, både på grunn av fokuseringen på artsnivå og fordi metoden innebærer direkte registrering av artsmangfoldet.
- Prøvene og resultatene vil lagres slik at både etterprøving av bestemmelse og revurderinger av tidligere klassifiseringer kan gjennomføres i framtida hvis nødvendig.

En ulempe kan være at det muligens ikke er nok personer med lokal kompetanse til å utarbeide regionale artslister for indeksen. Likevel vil det med nåværende kunnskap være mulig å foreslå midlertidige artslister som vil kunne utvikles og forbedres etter hvert som den anvendes og empirisk kunnskap om hver enkelt region øker. Hovedpoenget er imidlertid at VDs definisjon av og krav til økologisk status må relateres til biologisk mangfold. Den foreslåtte indeksen forholder seg direkte til dette, ved å operasjonalisere den ferdelte skalaen i forhold til artsmangfoldet.

4 Referanser

- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J.F., Furse, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res.*, **17**, 333-347.
- Arnekleiv, J. V. 1985. Seasonal variability in diversity and species richness of ephemeropteran and plecopteran communities in a boreal stream. *Fauna norv. Ser. B.*, **32**, 1-6.
- Bartsch, L. A., Richardson, W. B., Naimo, T. J. 1998. Sampling benthic macroinvertebrates in a large flood-plain river: Considerations of study design, sample size, and cost. *Environmental Monitoring and Assessment*, **52**, 425-439.
- Beisel, J. N., Usseglio-Polatera, P., Bachmann, V. & Moreteau, J. C. 2003. A comparative analysis of evenness index sensitivity. *International Review of Hydrobiology*, **88**, 3-15.
- Beisel, J. N., Usseglio-Polatera, P., Thomas, S. & Moreteau, J. C. 1998. Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia*, **389**, 73-88.
- Bongard, T. 2004. Bunndyrundersøkelser i Atna 2003 - FORSKREF. In: *NINA minirapport 64*.
- Bongard, T. 2005. Bunndyrundersøkelser i Atna 2004 - FORSKREF. In: *NINA minirapport 110*.
- Bustos-Baez, S., Frid, C. 2003. Using indicator species to assess the state of macrobenthic communities. *Hydrobiologia*, **496**, 299-309.
- Bäck, S. & Karttunen, K. 2001. Classification of Ecological Status of Lakes and Rivers. In: *TemaNord*.
- Cao, Y., Williams, W.P., Bark, A.W. 1997a. Effects of sample size (replicate number) on similarity measures in river benthic Aufwuchs community analysis. *Water Environment Research*, **69**, 107-114.
- Cao, Y., Williams, W.P., Bark, A.W. 1997b. Similarity measure bias in river benthic Aufwuchs community analysis. *Water Environment Research*, **69**, 95-106.
- Carey, J. M., Keough, M. J. 2002. The variability of estimates of variance, and its effect on power analysis in monitoring design. *Environmental Monitoring and Assessment*, **74**, 225-241.
- Chandler, J. R. 1970. A biological approach to water quality management. *Water Pollution Control*, **69**, 415-422.
- Evans, T. D., Viengkham, O. V. 2001. Inventory time-cost and statistical power: a case study of a Lao rattan. *Forest Ecology and Management*, **150**, 313-322.
- Foster, J. R. 2001. Statistical power in forest monitoring. *Forest Ecology and Management*, **151**, 211-222.
- Frost, S., Huni, A. & Kershaw, W. E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*, **49**, 167-173.
- Gerrodette, T. 1987. A Power Analysis for Detecting Trends. *Ecology*, **68**, 1364-1372.
- Gerrodette, T. 1991. Models for Power of Detecting Trends - a Reply. *Ecology*, **72**, 1889-1892.
- Hill, M. O. 1973. Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. *Ecology*, **54**, 427-432.
- 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.
- Illies, J., Andrassy, I. 1978. *Limnofauna Europaea : eine Zusammenstellung aller die europäischen Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tierarten, mit Angaben über ihre Verbreitung und Ökologie = A checklist of the animals inhabiting European inland waters, with accounts of their distribution and ecology (except Protozoa)*. Stuttgart: Gustav Fischer.
- Johnson, R. K. 1998. Spatiotemporal variability of temperate lake macroinvertebrate communities: Detection of impact. *Ecological Applications*, **8**, 61-70.
- Kapusta, P., Szarek-Lukaszewska, G. & Kiszka, J. 2004. Spatial analysis of lichen species richness in a disturbed ecosystem (Niepolomice Forest, S Poland). *Lichenologist*, **36**, 249-260.
- Kery, M., Schmid, H. 2004. Monitoring programs need to take into account imperfect species detectability. *Basic and Applied Ecology*, **5**, 65-73.
- 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**, 150-171.
- Klironomos, J. N., Rillig, M. C., Allen, M. F. 1999. Designing belowground field experiments with the help of semi-variance and power analyses. *Applied Soil Ecology*, **12**, 227-238.

- Moen, A., Odland, A. & Lillethun, A. 1998. *Vegetasjon*.
- Nøst, T., Aagaard, K., Arnekleiv, J.V., Jensen, J.W., Koksvik, J.I., Solem, J.O. 1986. Vassdragsreguleringer og invertebrater. En oversikt over kunnskapsnivået. In: *Økoforsk utredning nr. 1*.
- Peet, R. K. 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **5**, 285-307.
- Peterson, B. J., Holmes, R. M., McClelland, J. W., Vorosmarty, C. J., Lammers, R. B., Shiklomanov, A. I., Shiklomanov, I. A. & Rahmstorf, S. 2002. Increasing river discharge to the Arctic Ocean. *Science*, **298**, 2171-2173.
- Raddum, G. G. & Fjellheim, A. 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. *The Science of the Total Environment*, **96**, 57-66.
- Resh, V. H. R., D.M. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York: Chapman and Hall.
- Revenga, C., Campbell, I., Abell, R., de Villiers, P. & Bryer, M. 2005. Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, **360**, 397-413.
- Simic, V. & Simic, S. 1999. Use of the river macrozoobenthos of Serbia to formulate a biotic index. *Hydrobiologia*, **416**, 51-64.
- Skriver, J. 2001. Biological monitoring in Nordic rivers and lakes. In: *TemaNord*.
- 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.
- Solheim, A. L., Andersen, T., Brettum, P., Erikstad, L., Fjellheim, A., Halvorsen, G., Hesthagen, T., Lindstrøm, E., Mjelde, M., Saloranta, T., Schartau, A. K., Tjomsland, T. & Walseng, B. 2003. Forslag til system for typifisering av norske ferskvannsføremønstre, for beskrivelse av referansetilstand, samt forslag til referansenettverk. In: *NIVA Rapport 4634-2003*.
- Solheim, A. L. & Schartau, A. K. 2004. Revidert typologi for norske elver og innsjøer. Tilleggsrapport til første versjon av typologien for ferskvann. In: *NIVA Rapport 4888-2004*.
- Storey, A. W., Edward, D.H.D., Gazey, P. 1991. Surber and kick sampling: a comparison for the assessment of macroinvertebrate community structure in streams of south-western Australia. *Hydrobiologia*, **211**, 111-121.
- Terlizzi, A., Scuderi, D., Frascchetti, S. & Anderson, M. J. 2005. Quantifying effects of pollution on biodiversity: a case study of highly diverse molluscan assemblages in the Mediterranean. *Marine Biology*, **148**, 293-305.
- Thompson, F. R., Burhans, D. E. & Root, B. 2002. Effects of point count protocol on bird abundance and variability estimates and power to detect population trends. *Journal of Field Ornithology*, **73**, 141-150.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & Cushing, C. E. 1980. River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **37**, 130-137.
- Wiederholm, T. 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjøer och vattendrag. In: *Naturvårdsverket bakgrundsrapport nr. 4921(2)*.
- Wiederholm, T. 2000. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjøer och vattendrag. In: *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.
- Wu, P. L., Wood, R. & Stott, P. 2005. Human influence on increasing Arctic river discharges. *Geophysical Research Letters*, **32**, -.
- Yoccoz, N. G., Nichols, J. D. & Boulinier, T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution*, **16**, 446-453.
- Young, J. A., Smith, D. R., Snyder, C. D. & Lemarie, D. P. 2002. A terrain-based paired-site sampling design to assess biodiversity losses from eastern hemlock decline. *Environmental Monitoring and Assessment*, **76**, 167-183.
- Aagaard, K., Bækken, T. & Jonsson, B. 2002. Felles instituttprogram. Virkninger av forurensninger på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstednære områder. Sluttrapport 1997-2001. In: *NINA Temahefte 19*, pp. 80.
- Aagaard, K., Hågvar, S. 1987. Sjeldne insektarter i Norge. In: *Økoforsk utredning nr. 6*.
- Aagaard, K., Solem, J. O., Bongard, T. & Hanssen, O. 2004. Studies of aquatic insects in the Atna river 1987-2002. In: *The Atna river: Studies in an Alpine-Boreal Watershed. Hydrobiologia 521* (Ed. by O.T. Sandlund, K. A.), pp. 87-105: Kluwer Academic Publ.

NINA Rapport 113

ISSN:1504-3312

ISBN: 82-426-1661-2



Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: 9500 37 687

<http://www.nina.no>