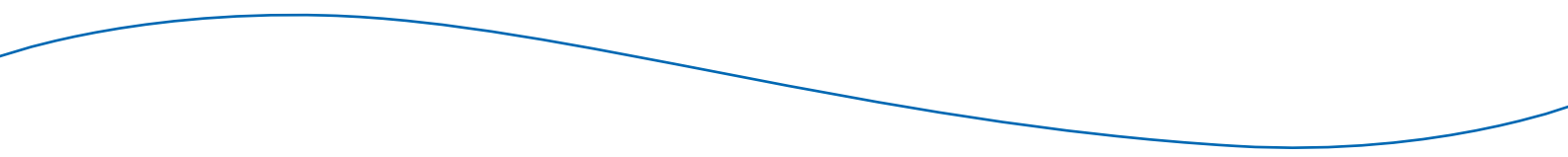


Funksjonelle egenskaper ved bunndyrsamfunn i vassdrag - et mulig verktøy i fremtidig miljøovervåking?

A decorative blue wavy line that spans the width of the page, starting from the left edge, curving upwards, then downwards, and finally curving upwards again towards the right edge.

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

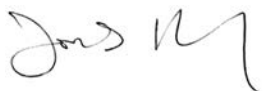
Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

Tittel Funksjonelle egenskaper ved bunndyrsamfunn i vassdrag – et mulig verktøy i fremtidig miljøovervåking?	Løpenr. (for bestilling) 6702-2014	Dato 16.06.2014
	Prosjektnr. Undernr. 12096	Sider 30
Forfatter(e) Jonas Persson	Fagområde Biologi	Distribusjon Fri
	Geografisk område	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) NIVA	Oppdragsreferanse Internt prosjekt
--------------------------	---------------------------------------

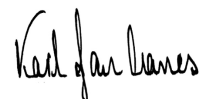
<p>Sammendrag</p> <p>Fysisk-kjemiske endringer på en lokalitet kan spores gjennom forandringer i bunndyrsamfunnets funksjonelle og strukturelle sammensetning, og gi oss viktig informasjon om vassdragets helsetilstand. Taksonomisk basert biologisk overvåking av bunndyr i elver har en stor utbredelse, en lang historie, og er basert på tilstedeværelsen eller fraværet av forventede taksa og andelen følsomme/tolerante organismer. Denne taksonomiske klassifiseringen som underlag for en beskrivelse av miljøtilstanden har vært svært vellykket, men metoden kan utvikles videre. Flere studier basert på forholdet mellom biologisk mangfold og økosystemfunksjoner har konkludert med at de økologiske rollene artene som er til stede på en lokalitet har, er viktig og gir informasjon i tillegg til den vi tolker ut fra taksonomisk variasjon. Bruk av funksjonelle egenskaper hos enkeltarter og grupper kan gi et mål på det funksjonelle mangfoldet som således kan benyttes til en bedre overvåking av økosystemets funksjon enn tidligere. Funksjonelle egenskaper har relativt høy stabilitet gjennom året og over store geografiske områder. Det gir et redusert behov for taksonomisk oppløsning og et mindre behov for replikasjon. Metoden har et potensiale i seg til å åpne opp for en ny æra mht miljøovervåking i ferskvanns (og andre) økosystem. Arbeidet er ennå i startfasen og det trengs mye arbeid med å utvikle egenskapsdatabaser, analyseteknikker og biologiske indekser. Fagfeltet har etter hvert fått en stor og økende interesse og utviklingen går hurtigere nå enn tidligere.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Bunndyr Funksjonelle egenskaper Miljøovervåking Vannressursforvaltning 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Aquatic macroinvertebrates Functional traits Environmental monitoring Water management
--	--



Jonas Persson

Prosjektleder



Karl Jan Aanes

Forskningsleder

Funksjonelle egenskaper ved bunndyrsamfunn i vassdrag – et mulig verktøy i fremtidig miljøovervåking?

Forord

Rapporten er basert på et internprosjekt på NIVA hvor hensikten var å sammenstille og gi en status, samt sammenstille relevant litteratur over hvordan funksjonelle egenskaper hos bunndyr benyttes i dag innen miljøovervåking av ferskvannsføremål. Inntrykket mitt etter arbeid med dette prosjektet er at dette er en lovende metode som får mer og mer oppmerksomhet.

Arbeidet ble initiert av Karl Jan Aanes som også har lest rapporten og gitt verdifulle kommentarer.

Oslo, 16. juni 2014

Jonas Persson

Forsker ferskvannsbiologi

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Introduksjon – bruk av bunndyrsamfunn til miljøvurdering	7
2. Funksjonelle egenskaper («functional traits») ved vassdragenes bunndyrsamfunn	9
2.1 Økologisk bakgrunn	9
2.2 Kan funksjonelle egenskaper ved å beskrive hva som blir gjort (egenskaper) gi mer relevant informasjon enn hvem som gjør det (taksonomi)?	13
2.3 Eksempel på bruk av funksjonelle egenskaper	15
3. Teknikk og metoder	17
3.1 Prøvetaking – variasjon i tid og rom	17
3.2 Identifikasjonsnivå	17
3.3 Databaser	18
3.4 Analysemetodikk	19
4. Sammenfatning/diskusjon	20
5. Referanser	22

Sammendrag

Fysisk-kjemiske endringer på en lokalitet kan spores gjennom forandringer i bunndyrsamfunnets funksjonelle og strukturelle sammensetning, og gi oss viktig informasjon om vassdragets helsetilstand. Taksonomisk basert biologisk overvåking av bunndyr i elver har en stor utbredelse, en lang historie, og er basert på tilstedeværelsen eller fraværet av forventede taksa og andelen følsomme/tolerante organismer. Denne taksonomiske klassifiseringen som underlag for en beskrivelse av miljøtilstanden har vært svært vellykket, men metoden kan utvikles videre. Flere studier basert på forholdet mellom biologisk mangfold og økosystemfunksjoner har konkludert med at de økologiske rollene artene som er til stede på en lokalitet har, er viktig og gir informasjon i tillegg til den vi tolker ut fra taksonomisk variasjon. Bruk av funksjonelle egenskaper hos enkeltarter og grupper kan gi et mål på det funksjonelle mangfoldet som således kan benyttes til en bedre overvåking av økosystemets funksjon enn tidligere. Funksjonelle egenskaper har relativt høy stabilitet gjennom året og over store geografiske områder. Det gir et redusert behov for taksonomisk oppløsning og et mindre behov for replikasjon. Metoden har et potensiale i seg til å åpne opp for en ny æra mht miljøovervåking i ferskvanns (og andre) økosystem. Arbeidet er ennå i startfasen og det trengs mye arbeid med å utvikle egenskapsdatabaser, analyseteknikker og biologiske indekser. Fagfeltet har etter hvert fått en stor og økende interesse og utviklingen går hurtigere nå enn tidligere.

Summary

Title: Functional traits of aquatic macroinvertebrates – a future tool of environmental monitoring?

Year: 2014

Author: Jonas Persson

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 978-82-577-6437-1

Physical-chemical changes to a locality can be tracked through changes in benthic macroinvertebrate functional and taxonomic community composition and provide us with important information about the health status of aquatic ecosystems. Taxonomically based biological monitoring of macroinvertebrate in rivers is widely used, has a long history, and is based on the presence or absence of expected taxa and the proportion of sensitive/tolerant organisms. The taxonomic approach has been very successful, but can be developed further. Several studies on the relationship between biological diversity and ecosystem services has concluded that the ecological roles of the species present is important, and not just their taxonomic numbers. Use of functional traits can provide a measure of functional diversity that more closely monitor the ecosystems function than earlier methods.

Functional traits have shown relatively high stability over seasons and large geographic areas, low need of taxonomic resolution and relatively low demand for replication and has the potential to inaugurate a new era in environmental monitoring of fresh water (and other) ecosystems. Work is still needed on the development of trait databases, identification, development of analysis techniques and biological indices. But the large and growing interest makes the development go faster now than ever before.

1. Introduksjon – bruk av bunndyrsamfunn til miljøvurdering

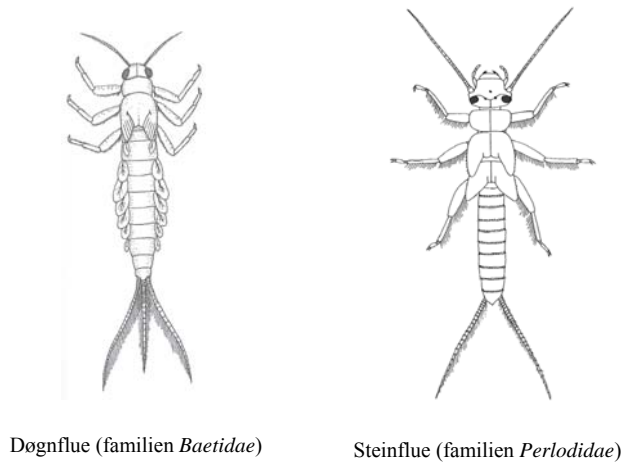
Fordi vannlevende organismer gjennom en lang utviklingshistorie er tilpasset miljøene de i dag lever i, kan fysisk-kjemiske endringer på en lokalitet spores i bunndyrsamfunnets strukturelle og funksjonelle sammensetning og slik gi oss viktig informasjon om vannkvalitet og påvirkningsgrad – med andre ord en beskrivelse av vassdragets helsetilstand. Følsomme organismer tåler ikke store endringer i miljøet før det gir seg utslag i tilstedeværelse/dominans på lokaliteten. Disse organismene anses å være indikatorer (varslere) fordi de ville bli eliminert eller tvunget til å «flytte» hvis de ble utsatt for ugunstige forhold ut over deres ofte smale toleransegrense. Mange vannlevende organismer kan sammenlignes med kanarifuglene som gruvearbeideren tok med ned i gruva – fuglenes negative reaksjoner på et senket oksygenivå var en advarsel for gruvearbeiderne om at noe var feil. På samme måte bruker vi i dag biologiske indikatorer i vassdragsovervåking ved å sammenligne det vi forventer å finne i et ideelt, sunt, økosystem med eventuelle endringer som fravær av arter/taksa eller reduserte antall av organismer i potensielt påvirkede områder. Denne informasjonen gir oss varseltegn og nyttig informasjon om helsetilstanden i våre vannressurser. Bruken av biologiske variabler til å undersøke miljøtilstander benevnes biologisk vurdering (Gerhardt 2000). I motsetning til følsomme organismer tilpasser tolerante arter seg lettere til endringer i vann- eller habitatkvalitet, og antallet av organismer med et stort toleransespekter for den aktuelle påvirkningen kan noen ganger øke dramatisk mens de mer følsomme forsvinner. Biologisk vurdering er basert på tilstedeværelsen eller fraværet av forventede taksa, andelen følsomme eller tolerante organismer, mangfold og antall. Biologisk overvåking av bunndyr i elver har en stor utbredelse og en lang historie (se historisk oversikter i Hellawell (1986), Aanes & Bækken (1989) og Cairns & Pratt (1993)). På slutten av 1900-tallet hadde et stort antall vurderingsmetoder blitt foreslått for alger, vegetasjon, bunndyr, fisk og andre organismer. Noen få innledende tilnærminger i starten har etter hvert blitt utvidet slik at vi i dag har et stort antall ulike metoder som brukes i forskjellige land og regioner. Indikatorene kan her være knyttet til nivåer, fra gener, celler og vev til populasjoner, og samfunn, og videre opp til økosystemnivå (Niemi & McDonald 2004) (se bilag 1 for en oversikt).

Mangfoldet av metoder er blant annet knyttet til:

1) den informasjon som metodene gir om ulike typer menneskelig påvirkning; 2) forskjellig bakgrunn, erfaring og prioriteringer blant ulike ferskvannsekologer; 3) variasjon i tid og rom krevde tilpasning av eksisterende metoder til forskjellige geografiske områder; og 4) forskjeller i ønsket presisjon (Rosenberg & Resh 1993; Niemi & McDonald 2004).

Utviklingen av biologisk overvåking har også ofte vært et resultat av nye krav, lover og mandater (f.eks. amerikanske «Clean water act», den kanadiske «Protection act» eller Europeiske vanddirektivet (EC 2000; Niemi & McDonald 2004).

Bunndyr (Fig 1) har over tid vist seg å være en svært egnet dyregruppe som indikatorer på vannkvalitet. Det er mange grunner for dette. De har et relativt langt liv i vann (indikerer endringer i vannkvaliteten over lang tid), er stedege og beveger seg normalt ikke noe særlig. Samtidig finnes det mange arter som representerer et bredt spekter av følsomhet for endringer i det akvatiske miljøet. I praksis sitter de som små sensorer ute i vassdraget og kontinuerlig overvåker vannkvaliteten og integrerer den samlede påvirkningen. Samtidig er de tilgjengelige for «avlesning» gjennom hele året. De er enkle å samle inn da man i de fleste tilfeller ikke trenger annet spesialutstyr enn en bunndyrhåv, og man får et godt første inntrykk av miljøtilstanden allerede på lokaliteten straks prøven er kommet inn til elvebredden.

Døgnflue (familien *Baetidae*)Steinflue (familien *Perlodidae*)

Figur 1. Noen bunndyr som påtreffes i norske elver og bekker. Dyr fra familien *Baetidae* er veldig vanlige (der vi ikke har forsuringsproblemer), og funn av representanter fra familien *Perlodidae* indikerer en god miljøtilstand i vassdraget. Bildene er hentet fra Tachet *et al.* (2010).

Resh (2008) stiller i en av sine publikasjoner spørsmålet «Hvilken gruppe er best?» når en skal gi en miljøvurdering av forholdene i strømmende ferskvann. Der hensikten var å sammenstille litteratur om erfaringer knyttet til fordeler og ulemper hos ulike organismegrupper bruk ved miljøvurdering i elver og bekker. Et høyt mangfold av taksa og varierte responser er forutsetninger for å indikere effekter fra stressfaktorer på økosystemer. Ca. 80 % av kildene i Resh (2008) assosierte disse trekkene med bunndyr, mens alger (ca. 45 %) og fisk (ca. 25 %) scoret utpreget lavere. Dette er imidlertid bare en av mange forskjellige kategorier han sammenlignet, og valget av hvilke organismegruppe som er mest passende for en spesifikk overvåking er avhengig av egenskapene til vannforekomsten som skal undersøkes og programmets mål. Men bunndyr var helt klart de absolutt mest brukte organismene for å overvåke menneskelig påvirkning (Resh 2008). Foruten et stort spekter av ulike organismegrupper finnes det også en lang rekke ulike metoder å bruke, se Vedlegg 1 for en sammenstilling og Bonada *et al.* (2006) for en fordypning.

En stor oppgave for nøyaktig å kunne vurdere effekten av menneskelige stressfaktorer på økosystemer i ferskvann (og andre) har vært å søke etter en ideell indikator som gjenspeiler effekter av stressfaktorer på biologiske forhold. Koblingen mellom overvåking og forvaltning av ferskvannssystem spiller krav og behov bl. a. i industrialiserte regioner. Beslutningstagere har vanligvis flere alternativer for tiltak og behov for rehabilitering/restaurering, og de trenger støtteverktøy for å ta veloverveide avgjørelser (Statzner *et al.* 1997; Niemi & McDonald 2004).

Regions-avhengige resultater medfører store vanskeligheter for en bredere integrasjon av data fra miljøovervåking og miljøkvalitetsmål (Sandin & Hering 2004; Hering *et al.* 2006; Nøges *et al.* 2009). Gjeldende trender i politikk (Bis & Usseglio-Polatera 2011) krever at verktøy for overvåking av miljøforhold er effektive over større skalaer. Det vil si at egenskapene og mønstrene som dokumenteres i upåvirkede vassdrag (referanseforhold) bør være relativt stabile.

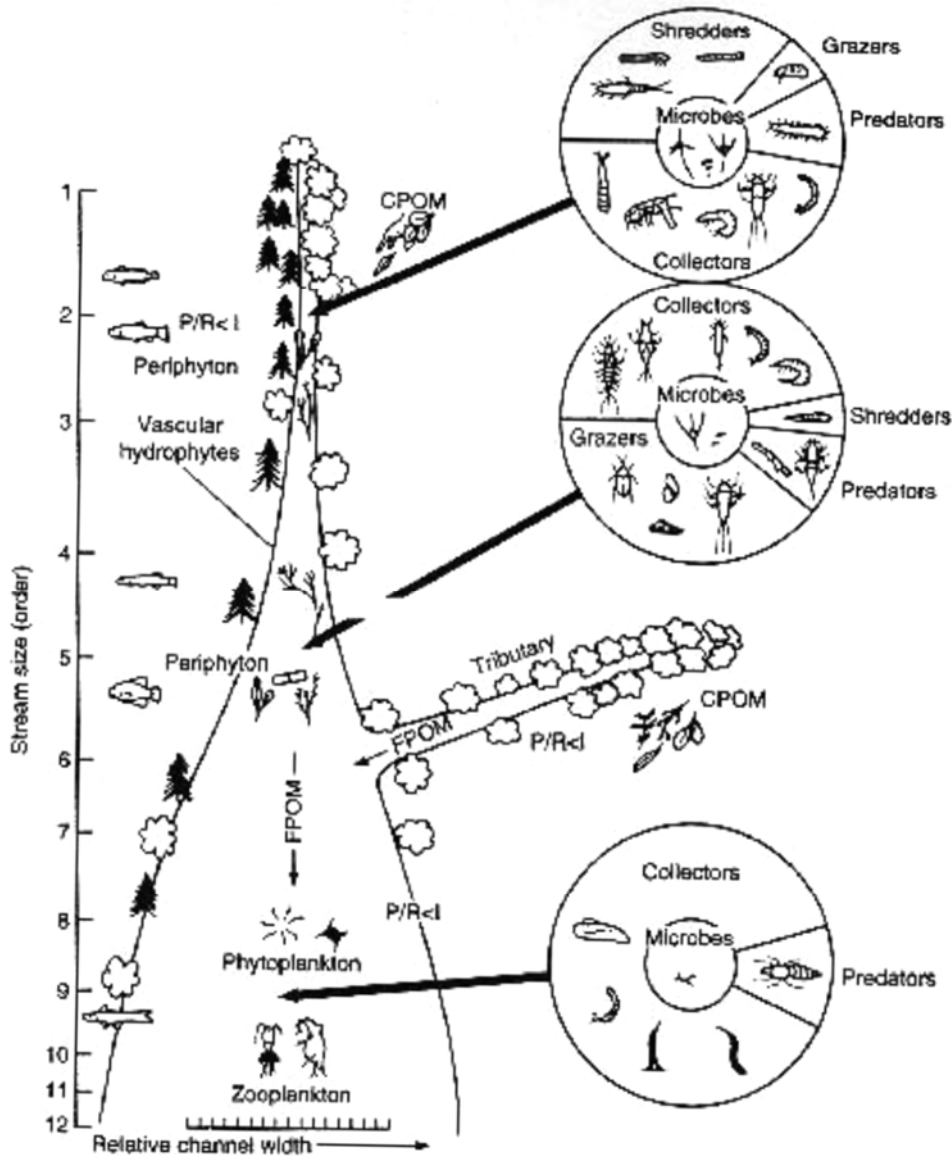
Implementeringen av EUs vanddirektiv (EC 2000) sett i en Europeisk skala utgjør en ny og stor utfordring for vannforvaltning i Europa. Dette fordi eksisterende metoder for biologisk overvåking er utviklet for mindre områder og nå i stor grad må omdefineres eller omskapes. Videre har den vitenskapelige debatten om beskyttelse av biologisk mangfold, økologiske funksjoner og bærekraftig vannforvaltning ledet til omfattende nyorientering av miljømålsettinger (og budsjetter) for å forbedre Miljøtilstanden (økologiske funksjoner) i vannforekomstene (Bis & Usseglio-Polatera 2011). Ferskvannsökologene står overfor nye utfordringer fremover når krav og ønsker som oppstår fra disse nye trendene i miljøpolitikken skal integreres i fremtidig vannforvaltning.

2. Funksjonelle egenskaper («functional traits») ved vassdragenes bunndyrsamfunn

2.1 Økologisk bakgrunn

Cummins (1973) var den første som presenterte en egenskapsbasert tilnærming til vassdrag da han delte inn strømlivende insekter i grupper etter deres næringsopptak som reflekterte måtene de fikk tak i maten sin på. Som en videreføring av dette ble begrepet «Habitat template concept» utviklet (Southwood 1977, 1988) som kobler sammen arters egenskaper med det habitatet de lever i. Arter som oppholder seg i et bestemt habitat har utviklet egenskaper som tillater dem å overleve og reproducere i habitatet, mens arter som mangler disse egenskapene blir borte som et resultat av forstyrrelse/stress eller konkurranse. Southwood mente videre at habitatmalen kunne bli «økologiens periodiske tabell», og hvis vi nøyaktig kan beskrive habitater på en økologisk relevant måte, ville vi da være i stand til å forutsi de artene som forekommer i dem. Townsend & Hildrew (1994) utviklet konseptet videre ved å peke på at variasjon i tid og rom i elvehabitatet må inkluderes for nøyaktig å kunne beskrive det miljøet vannlevende organismer opplever.

Organismer kan tilpasse seg det langsiktige gjennomsnittet av betingelsene over evolusjonære tidsskalaer, men avvik fra det gjennomsnittlige langsiktige miljøet på en kortere tidsskala utgjør en habitatforstyrrelse som kan forårsake omfattende dødelighet. Deler av Southwoods habitatsmal har vært inspirasjon til mange framgangsrike tilpasninger innenfor ulike områder i økologi, fremfor alt innen ferskvannssystemer, bunndyrssamfunn og generelt innen biologisk overvåking. Blant annet det viktige «River continuum concept» (Vannote *et al.* 1980) som er ideen om at biologiske komponenter og prosesser i elver endres langs et langsgående kontinuum (fra kilde til munning). Disse elementene deles hovedsakelig inn i tre typer (som kontinuerlig går over i hverandre; Fig 2):



Figur 2. “River continuum concept”. Generalisert figur over elvestørrelse (“Stream size (order)”), dominerende energi/fødekilde, og funksjonelle grupper blant bunndyr som forventes å være tilstede langs ett vassdrag ifølge. Figuren er hentet fra Vannote *et al.* (1980).

- 1) Kilde-strekningene («headwater reaches», bekker i begynnelsen av vannløpet) er generelt små og bratte med hurtig, kjølig, vann som etter hvert er skyggelagt av vegetasjonen langs bekken. Energikilden i disse vassdragsavsnittene er dominert av organisk materiale tilført fra nedbørfeltet som blader, gress, kvist m.m. som falt ned i vannet, særlig på høsten. Dette gir næringsgrunnlag for bunndyrfaunaen gjennom vinterperioden. Bunndyrsamfunnet består her hovedsakelig av oppdelere («shredders») og samlere («collectors»). Fiskene har kroppsformer som gjør det mulig for dem å bevege seg hurtig, og en munn som er tilpasset til å spise oppdelere og samlere. Egenproduksjonen er vanligvis lavere enn respirasjonen i disse avsnittene av vassdraget.

- 2) I midtstrekninger av elver («middle reaches») er en større del av vannstrengen nå utsatt for sollys og har bunnmateriale som stimulerer etablering av begroingsalger. Bunndyrsamfunnet består mest av beitere («grazers») og samlere («collectors») som er best anpassede for å benytte dette. En finner her større fisker da større basseng gir mer mat, habitat og skjul. Produksjonen er her vanligvis høyere enn respirasjonen på grunn av fotosyntesen fra begroingsalgene.
- 3) I de nederste delene («lower reaches») har elvene en liten høyde gradering og bunnmaterialet består vanligvis av finere grus, sand og silt som er lite gunstig for begroingsalger (ustabilt substrat). Energien som bunndyrsfaunaen lever av kommer nå hovedsakelig fra fint partikulært materiale tilført fra kilder oppstrøms (drift), noe som begunstiger den funksjonelle gruppen samlere («collectors») i bunndyrsamfunnet. Fiskene er her vanligvis mer tilpasset rolig strømforhold og spiser dyreplankton i vannsøylen, eller bunndyr og detritus på bunnen.

Ideene hos disse foregangspersonene (Cummins, Southwood, Vannote, Townsend & Hildrew) om at det finnes en tydelig kopling mellom et habitats forutsetninger (tilbud) og dyrenes egenskaper danner grunnsteinen for den egenskapsbaserte miljøovervåkingen. Tanken er at dyr i lignende habitat over store geografiske områder har lignende egenskaper uavhengig av taksonomisk slektskap.

I tabell 1 er det gitt en kort sammenstilling av disse samt flere andre hypoteser og teorier som er grunnleggende for vår forståelse av økologi i rennende vann.

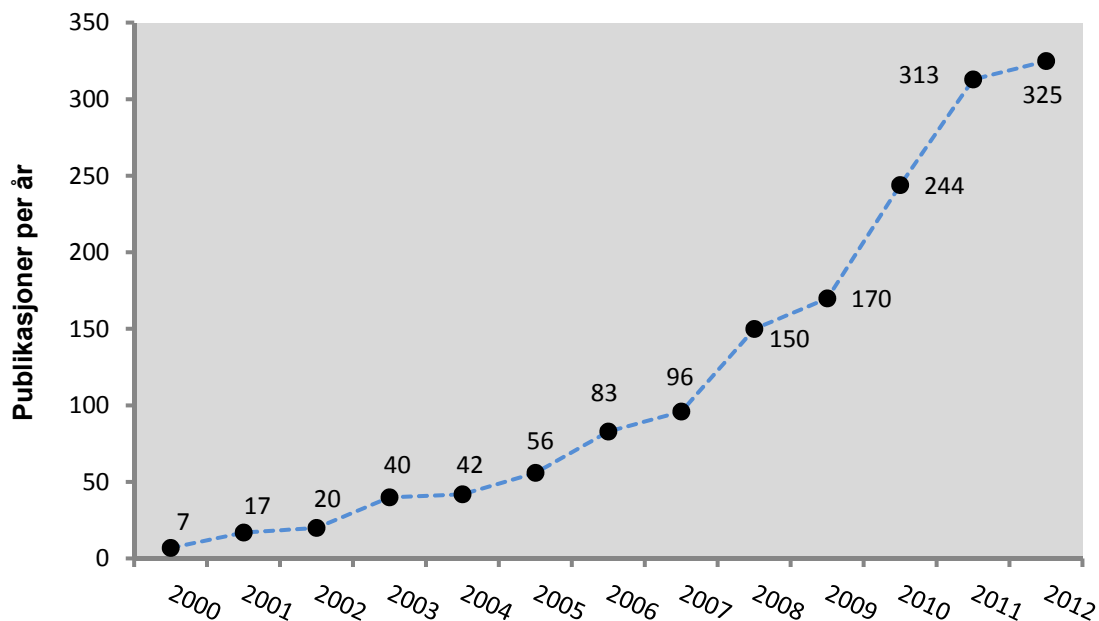
Tabell 1. Grunnleggende økologiske begreper i strømmende ferskvann.

Økologisk konsept	Kort beskrivelse	Referanse
Intermediate disturbance hypothesis	Intensitet og frekvens av påvirkninger vs. artsmangfoldet	Connell (1978)
River continuum concept	Langsgående gradienter; energikilder og forløp; maksimering av energibruk via artserstatning; langsgående mønstre i biologisk mangfold (maksimum i middelstrekninger)	Vannote <i>et al.</i> (1980)
Nutrient spiralling concept	Langsgående forløp for næringsstoffer	Newbold <i>et al.</i> (1981)
Serial discontinuity concept	Diskontinuitet grunnet menneskelig påvirkning	Ward & Standford (1983)
Biotic and abiotic control concept	Skifte i hierarki for de abiotiske faktorene som regulerer samfunn langs en elvestrekning under ulike temperaturregimer	Zalewski & Naiman (1985) Power <i>et al.</i> (1988)
Stream hydraulics concept	Hydrauliske overgangssoner; fysiske karakteristika (strøm-hydraulikk) som en stor determinant av dyresonering i urørte elver	Statzner & Higler (1986)
Fluvial hydrosystem concept	En oppdeling av fluviale hydrosystem i (minkende størrelser) 1) nedbørfelt 2) funksjonelle sektorer 3) funksjonelle sett 4) funksjonelle enheter og 5) mesohabitat	Amoros <i>et al.</i> (1987) Petts & Amoros (1996)
Disturbance - productivity concept	Forutsigbare trender i artsrikdom og produktivitet langs en gradient av påvirkningsfrekvens	Hildrew & Townsend (1987)
Riparian ecotones concept	Overgangssoner, med bestemte fysiske, kjemiske og biologiske egenskaper, som samvirker med tilstøtende økologiske systemer	Naiman <i>et al.</i> (1988)
Flood pulse concept	Lateral overføring av stoffer; strømdynamikk (våtmark og skog minimerer pulseffekter)	Junk <i>et al.</i> (1989)
Hierarchy theory	Økosystemprosesser og funksjoner som opererer på forskjellige skalaer viser et sammensatt, uavhengig system, der hvert nivå påvirker andre nivåer over og under	Allen & Starr (1982) O'Neil <i>et al.</i> (1989)
Patch dynamic concept	Romlige og tidsmessige ulikheter vs. biologisk mangfold, mellomartskonkurranse og påvirkninger	Pickett & White (1985) Townsend (1989)
Four-dimensional nature of lotic systems	Langsgående, laterale, loddrette og tidsmessige prosesser og mønstre	Ward (1989)
Habitat template concept - biological and ecological species traits concept	K, r og A seleksjon på tid- og rom-skalerer; motstand og elastisitet hos biologiske samfunn; funksjonell mangfold	Southwood (1977) Southwood (1988) Townsend & Hildrew (1994)

2.2 Kan funksjonelle egenskaper ved å beskrive hva som blir gjort (egenskaper) gi mer relevant informasjon enn hvem som gjør det (taksonomi)?

Menneskenes ønske om klassifisering av natur har ført til definisjon og katalogisering av arter basert på morfologiske, og nå mer nylig på genetiske, egenskaper. Mens denne taksonomiske klassifiseringen har vært svært vellykket for vår forståelse av naturen, og fortsatt er viktig, er dette kanskje ikke det beste oppsettet for alle økologiske tilpasninger. Bruk av egenskaper kan gi et mål på funksjonelt mangfold, som tillater et skifte fra den vanlige biologiske miljøovervåkingen av taksonomiske arter mot en overvåking nærmere økosystemets struktur og funksjoner.

Flere studier på forholdet mellom biologisk mangfold og økosystemfunksjoner har konkludert med at det er de økologiske rollene til artene som er til stede som er viktig og ikke bare antallet taksa (Hooper & Vitousek 1997; Tilman *et al.* 1997; Symstad *et al.* 2000). I de siste tiårene er tilnærming via funksjonelle egenskaper identifisert som et verktøy med et stort potensiale for biologisk overvåking og forvaltning av økosystemer i strømmende vann (Bis & Usseglio-Polatera 2011). Dette potensialet fokuserer hovedsakelig på egenskapene til det beste tenkbare verktøyet for miljøovervåking: generelt når det gjelder geografisk bruk, spesifikt i identifikasjon av ulike stressfaktorer, være pålitelig og avledet fra sunne teoretiske økologiske begrep. Det er et faktum at tradisjonelle taksonomibaserte tilnærminger mange ganger mislykkes i å fungere i samsvar med disse ideelle måtene. Den økende interessen for funksjonelle egenskaper gjenspeiles i det sterkt økende antallet vitenskapelige publikasjoner som berører emnet etter millenniumskiftet (Fig 3).



Figur 3. Antallet vitenskapelige publikasjoner som omhandler funksjonelle egenskaper per år fra år 2000 til 2011. Resultatene er fra søk (14.01.2013) på emnet «functional traits» i «Science Citation Index Expanded (SCI-EXPANDED)» («ISI web of knowledge»; apps.webofknowledge.com), i tidsrommet fra første januar til siste desember for hvert år.

En organisme er en samling egenskaper som har oppstått gjennom et naturlig utvalg for å løse de bestemte økologiske utfordringene deres forfedre har vært utsatt for (Stearns 1976). Disse egenskapene er sammenlignbare hos alle typer av organismer, og ved å bruke dem kan det gi oss et samlet mål på tvers av økoregioner som varierer i taksonomisk artssammensetning. Bruk av

funksjonelle beskrivelser av et samfunn for å forutsi effekter av ulike påvirkninger er inspirert av tidligere tilnærminger innenfor planteøkologi. Konkurransen, stress og forstyrrelser ble der antatt å påvirke et plantesamfunn gjennom å ganne ulike strategier hos plantene (Grime 1974, 1977). Denne tilnærmingen ga en mulighet til å oppdage konkurranse og stress, samt forutsi intensiteten av påvirkninger på bestemte områder. Disse ideene og teoretiske modellene angående egenskaper var grunnlaget for utviklingen av nye samfunnsbeskrivelser og for en funksjonell tolkning av vegetasjonsdata. Funksjonelt mangfold er et biologisk mål basert på funksjonelle egenskaper hos tilstedeværende arter og definerer arter på bakgrunn av deres økologiske roller og hvordan de samvirker med miljøet og andre arter (Diaz & Cabido 2001; Petchey & Gaston 2002; Barnett *et al.* 2007).

Funksjonelle egenskaper hos arter og grupper av bunndyr kan deles opp i biologiske og økologiske, der biologiske er mer direkte koblet til dyrenes fysiologi (e.g. kroppsstørrelse, reproduksjonspotensial, levealder, bevegelsesmåte) mens økologiske egenskaper forteller hvordan de samhandler med sine omgivelser og deres habitatpreferanser (f.eks. temperatur-, pH-preferanse, trofisk nivå, foretrukket substrat). I følge McGill *et al.* (2006) bør helst egenskaper variere mer mellom enn innen arter og fortrinnsvis være mulig å måle på kontinuerlige skalaer for å være mest egnet. Selv om interesse for egenskaper i økologi ikke er ny har økologer foretrukket å fremheve arters identiteter, noe som har resultert i at det har vært mindre fokus på økologisk mangesidighet (Fukami *et al.* 2005).

*For eksempel, den egenskapsbaserte setningen "kompakte planter med < 30 cm² totalt areal og med små eller fraværende blad er begrenset til myrer med < 18 µg P g⁻¹ jord» er mer informativ enn setningen «Campanula aparinoides finnes bare i ufruktbare habitater» (McGill *et al.* 2006).*

Uttalelser om egenskaper gir forutsigbarhet, mens navnbasert økologi tenderer mot regler og unntak (Lawton 1991; Simberloff 2004). Den mekanistiske påvirkningen av stressfaktorer og forandringer i biologiske egenskaper bør forenkles prediksjoner om påvirkningens effekt(er), men kompleksiteten i mulige egenskapsresponser gjør slike forutsigelser vanskelige (Statzner & Beche 2010). Dersom respons i funksjonelle egenskaper kan forutsies, er utarbeidingen av mål for miljøbedømmelse relativt lett, på grunn av at prosessen bak miljøpåvirkningen er kjent og forstått (Statzner & Beche 2010). Visse egenskaper forkommer ofte sammen da de evolusjonært ble utviklet sammen eller er ulike sider av samme egenskap, såkalte egenskapssyndrom. Effekten av en gitt stressfaktor på en gitt egenskap kan føre til effekt på en annen korrelert egenskap i egenskapssyndrom, hvilket hindrer at de kan tolkes uavhengig.

At vannlevende nebbmunner (*Hemiptera*) ofte puster luft, lever på overflaten og kan overleve utenfor vann er eksempel på evolusjonær sammenheng mellom egenskaper. Utviklingshastighet, lengde på eggfasen og eggdiapausen (hvileegg) er nærliggende og speiler samme egenskap (reproduksjonstid). Dette kan lede til vanskeligheter ved den statistiske analysen av datasett (Poff *et al.* 2006; Menezes *et al.* 2010), men mange av disse egenskapssyndromene er relativt lette å nøste opp med litt kunnskap og erfaring i økologi og fysiologi (Statzner & Beche 2010). Statzner & Beche (2010) oppsummerer at en overdreven bruk av bestemte egenskaper for indikasjon på for mange samtidige stressfaktorer må unngås; i stedet bør egenskaper bare brukes i forbindelse med stressfaktorer der det er mulig å forutsi effektene av en årsak-konsekvenssammenheng.

2.3 Eksempel på bruk av funksjonelle egenskaper

For å forutse hvordan flere stressfaktorer påvirker funksjonelle egenskaper, bør fokus være på egenskaper som gir en mekanistisk forklaring av effekten av individuelle stressfaktorer (Statzner & Beche 2010) (Tabell 2).

Tabell 2. *A priori* forutsigelser av egenskapsforandringer som respons på diverse stressfaktorer (Doledec *et al.* 2006; Statzner & Beche 2010). Forandring i stressfaktor (+/-) forventes å gi følgende forandringer i de funksjonelle egenskapene hos bunndyrsamfunnet (+/-).

Stressfaktor	Relativ føendring
Kantvegetasjon	- → Oppdelere («shredders») -
Eutrofiering	+ → Kort generasjonstid +
Eutrofiering	+ → Algebeiting +
Finsediment	+ → Graving +
Finsediment	+ → Eksterne gjeller -
Organisk forurensing	+ → Luftpusting +
Strømhastighet	+ → Liten kroppsstørrelse +
Strømhastighet	+ → Strømlinjeformet kropp +
Strømhastighet	- → Svømmeferdighet +
Tungmetaller	+ → Liten kroppsstørrelse -

Eutrofiering og finsediment – vassdrag i områder som anvendes til landbruksproduksjon påvirkes primært av stressfaktorene forhøyede næringsstoffnivåer og økt nedslamming av bunnssubstratet med finkornet sediment (Riley *et al.* 2003; Niyogi *et al.* 2007). Disse to stressfaktorene forekommer oftest sammen og effektene av hver faktor kan være vanskelige å skille fra hverandre. Doledec *et al.* (2006) spådde her at økt sedimentering og utslipp av næringsstoff langs en gradient vil øke frekvensen av egenskaper som gir samfunnet motstandskraft (f.eks. liten størrelse, kort generasjonstid, aseksuell reproduksjon). Mer spesifikt ventet de en økning i frekvensen av algebeiting (gjennom et økt antall skrapere («scrapers») i samfunnet av bunndyr på lokaliteten) med eutrofiering, samt økt legging av egg på vannflaten og synkende frekvens av eksterne gjeller med økende dekning av fint sediment. Resultatene viste at hyppigheten av egenskaper som gir samfunnet motstandskraft (> 2 reproduktive sykluser per individ, selvbefruktning, aseksuell reproduksjon) økte langs landbruksgradienten, og egglegging som unngår det fine sediment (egg på vannflaten eller i/på kroppen) økte med sedimentdekket. Men, i motsetning til spådommene, økte ikke frekvensen av skrapere («scrapers») med eutrofiering, og antall gjellebærende former ble ikke redusert med økt mengde fint sediment.

Townsend *et al.* (2008) gjennomførte et felteksperiment der de manipulerte nivåene av næringsstoffer og dekningsgrad av finsediment. Egenskapen til å legge egg i overflaten var høy både ved lave nivåer av finsediment og ved høye nivåer av næringsstoffer. Filtrerere hadde større tetthet ved høye nivåer av næringsstoffer dersom dekningsgraden av finsediment var middels eller høy, og gjellebærende former var vanligere ved høye nivåer av næringsstoffer. Dette eksperimentet illustrerte således andre mønstre enn feltobservasjonene, muligens grunnet av at varigheten av eksperimentet spiller inn. Disse og andre nyere studier (Wagenhoff *et al.* 2011; Wagenhoff *et al.* 2012) peker på komplekse interaksjoner mellom eutrofiering og finsediment og varierende effekter på forskjellige egenskaper. Sett som separate stressfaktorer har finsediment generelt en tydeligere effekt enn eutrofiering (Townsend *et al.* 2008; Wagenhoff *et al.* 2011; Wagenhoff *et al.* 2012).

Oksygenunderskudd - for eksempel bør åndedrett-teknikker hos bunndyr kunne svare på økende effekt av stressfaktoren «oksygenunderskudd» i vannet gjennom: 1) en rask nedgang av dyr som mangler spesialiserte åndedrett-organer; 2) en mindre rask nedgang av dyr med gjeller og 3) ingen endring av luftpustende dyr. Ved en sammenligning med en referansetilstand ville økt «oksygen-underskudd» lede til en økning (større dominans) av luftpustere. Denne effekten i et samfunns egenskapssammensetning kan være en indikasjon på oksygenunderskudd forårsaket av organisk forurensing. Imidlertid finnes det flere mulige årsaker til oksygenunderskudd. F.eks. utslipp av vann fra hypolimnion (kaldt og med lavt oksygeninnhold) fra oppstrøms liggende reservoar, eller forurensing med lett nedbrytbart organisk materiale). Åndedrett-egenskaper kan angi potensielt oksygenmangel, men ikke den eksakte årsaken til denne stressfaktoren. For å separere mulige årsaker til oksygenmangel kan man i tillegg vurdere egenskaper som svarer på stressfaktoren «lav temperatur» (hypolimnion-vann er vanligvis svært kaldt). For eksempel, årlig vekst av store ferskvannmuslinger er temperaturavhengige (Strayer 2008), og er reflektert i de årlige ringene i skallet (ligner på årringer i trær). Lav temperatur nedstrøms et reservoar bør gi redusert skallvekst (Tabell 1). Videre slutter skjell å produsere avkom (*glochidia*-larver) i kaldt vann nedstrøms innsjøer med utslipp fra hypolimnion (Strayer 2008). Således skulle en relativ økning av luftpusting alene tilsi oksygenmangel som et resultat av organisk forurensning, men i kombinasjon med en nedgang i skjellvekst eller *glochidia*-produksjon i store muslinger, skulle det peke på at vi hadde en situasjon med utslipp av bunnvann fra et reservoar (som i Norge sjelden har/gir et oksygen problem).

Organiske forurensinger - Bis & Usseglio-Polatera (2011) fant ut at følgende egenskaper var best egnede for å detektere effektene av organiske forurensinger på bunndyr i elver: 1) kroppsstørrelse; andelen liten kroppsstørrelse (< 1 cm) var betydelig lavere, og stor størrelse (> 4 cm) betydelig høyere i forurensete elvesystemer, 2) reproduksjonstype; en betydelig høyere frekvens av egg som klekkes i moren og aseksuell formering, mens lavere grad av sementert eller fastsatte eggsmalinger i påvirkede system, 3) åndedrett; betydelig lavere frekvens av gjeller hos påvirkede samfunn og 4) med hensyn til næringsopptak så var det betydelig høyere andel depositions-spisere («deposit feeder»), og lavere andel oppdelere («shredders») og skrapere («scrapers») i påvirkede samfunn. Disse resultatene er basert på en database som inneholder mye data fra Sentral-Europa, så resultatene med hensyn til norske forhold skiller seg sikkert noe fra dette. For eksempel er de gjelleløse steinfluer en av de første taksene som forsvinner ved økt forurensing med lett nedbrytbart organisk materiale i våre rennende vannforekomster. Steinfluer liker seg generelt i vann med en mer næringsfattig vannkvalitet og er ikke like vanlig forekommende i Sentral-Europa.

Downes (2010) peker på at en tilsynelatende enkel miljøpåvirkning kan virke gjennom flere miljøparametere og resultere i komplekse økologiske svar. Fordi en organisme representerer en samling av egenskaper, kan komplikasjoner også oppstå når egenskaper anses som isolerte og uavhengige og oppdages i ellers uventet miljøforhold (Statzner *et al.* 2004; Poff *et al.* 2006). Noen egenskaper kan også svare på samme måte ved påvirkning fra forskjellige stressfaktorer og dermed vanskeliggjøre en diagnose (Statzner & Beche 2010). For eksempel, opptaket av tungmetaller i dyr skjer for stor del gjennom kontakt (stor overflate/volum gir relativt større kontakt) (Paul & Meyer 2001), derfor er en av responsene på en økning av innholdet av tungmetaller den at andelen dyr med liten kroppsstørrelse minker (Tabell 1). Tungmetallforurensning bør også redusere andelen dyr med gjeller, fordi gjellene også øker forholdet mellom overflate og volum, noe som resulterer i samme effekt som oksygenunderskudd. Videre kan også effekten av andre gifter som plantevernmidler eller salt ha sammenheng med kroppsstørrelse og/eller nærvær av gjeller på en lignende måte som tungmetaller. Videre er det fortsatt vanskelig og skille mellom effektene av flere samtidig virkende stressfaktorer (Statzner & Beche 2010). Vanskeligheter som disse må avklares nærmere før egenskapsbasert miljøovervåking blir et effektivt verktøy i arbeidet med vannkvalitetsvurdering, beskrive påvirkningsgrad og -type, samt å bli adoptert av miljømyndigheter som en egnet metode i arbeidet med forvaltningen av vannressursene våre (Monaghan & Soares 2012).

3. Teknikk og metoder

3.1 Prøvetaking – variasjon i tid og rom

En bekymring som er knyttet til implementeringen av alle miljøovervåkingsverktøy er romlig og tidsmessig repetisjon av prøvetaking. Bady *et al.* (2005) sammenlignet tradisjonell beskrivelse av mangfold (antall arter/slekter) med egenskapsdiversitet basert på funksjonelle egenskaper hva data hentet fra tre svært store europeiske elver. Antall slekter som ble registrert på lokalitetene var svært avhengig av prøvetakingsinnsats, sesong og plassering av prøvetakingslokaliteten i en gitt elv. Egenskapsdiversitet kunne derimot mer nøyaktig dokumenteres fra noen få prøver, og varierte mindre over årstid og mht plassering av prøvestasjonen i elvestrekningen enn taksonomisk diversitet (Bady *et al.* 2005). Li *et al.* (2001) oppdaget fortsatt nye taksa etter 50 prøvetakinger innenfor en elvestrekning i «mindre» elver (< 8m brede, ca. 80 ganger middelbredden lang). Bradley & Ormerod (2002) derimot, fikk med seg omtrent 70 % av alle taksa i en enkelt prøvetaking (av totalt fem; her var flere habitat kombinert i en sammensatt prøvetaking) i elver av orden to og tre, i henhold til systemet for elveklassifisering til Strahler (1952).

Gitt at tilnærmingen er avledet fra en teoretisk konstruksjon som forutsier forandring i samfunnets egenskaper som svar på variasjon i tid og rom i heterogene habitat, forventer man at egenskapsmønstre naturlig varierer på tvers av landskap. Slik naturlig variasjon ville ha alvorlige negative konsekvenser for et vurderingsverktøy som er avledet fra denne tilnærmingen (Statzner & Beche 2010). En relativt stor stabilitet av naturlige egenskapsmønstre over store romlige skalaer (over økoregioner eller biogeografiske provinser) er en forutsetning for vellykket bruk av egenskapstilnærmingen. En fransk studie fant at den egenskapsbaserte sammensetningen i bunndyrsamfunnet varierte lite mellom ulike franske regioner, i kontrast til den taksonomibaserte sammensetningen som varierte med bl. a. geologi og høyde over havet (Charvet *et al.* 2000). Statzner & Beche (2010) sammenlignet de gjennomsnittlige egenskaps sammensetningene mellom Europa og Nord-Amerika og fant at disse var svært like ($R^2 > 0,9$). Litteratur publisert det siste tiåret gir betydelige bevis for stabilitet over stor skala hos naturlige (eller nesten naturlige) egenskapsmønstre hos bunndyr i strømmende vann (Statzner & Beche 2010). Upåvirkede lokale bunndyrsamfunns egenskaps sammensetning er relativt stabile innenfor Europa og Nord-Amerika fordi egenskapsfiltrene fungerer på samme måte på tvers av disse store biogeografiske enhetene. Men noen egenskaper varierer mye i visse tilfeller (f. eks. omgivelsene nedstrøms breer, langs kildestrekninger eller over svært store områder) slik at det ville være vanskelig å definere en unik felles egenskapsreferanse for slike.

3.2 Identifikasjonsnivå

En faktor som er viktig for kostnadene ved biologisk basert miljøovervåking er knyttet til nivået av den identifikasjon som er nødvendig, samt at det ofte er en mangel på høyt kvalifiserte bunndyr-eksperter i laboratorier involvert i rutineovervåking (Bonada *et al.* 2006). Hittil har flere ulike taksonomiske nivåer blitt brukt i overvåking av bunndyrsamfunn i strømmende vann (familie, slekt, art). Dette er et forhold som har vært omfattende diskutert i sammenheng med kostnader, oppnådd nøyaktighet og presisjon av informasjonen knyttet til disse ulike taksonomiske nivåene (Bailey *et al.* 2001; Lenat & Resh 2001; Schmidt-Kloiber & Nijboer 2004). Gitt at nært beslektede arter deler litteraturbaserte egenskapsbeskrivelser (Devin *et al.* 2005), gir beskrivelser av bunndyrsegenskaper på art eller slektsnivå nesten identisk informasjon. Men to studier har, uavhengig av hverandre, bekreftet at slekt- eller familienivå er langt på vei tilstrekkelig for å beskrive egenskaps-sammensetningen hos bunndyr (Doledéc *et al.* 2000; Gayraud *et al.* 2003). For den slekts-identifikasjonen som trengs for implementering av egenskapsbasert miljøovervåking bør det være tilstrekkelig å bruke identifikasjonsnøkler som Tachet *et al.* (2010) eller Merritt *et al.* (2008) (unntatt er her de taksonomisk

vanskelige dyregruppene fåbørstemark og tovinger, som ofte er utelukket fra dagens egenskapsdatabaser).

3.3 Databaser

Ideelt sett bør data omkring bunndyrs funksjonelle egenskaper bli innhentet gjennom godt kontrollerte eksperimenter, men dette er nok et uopnåelig mål på kort sikt. Det er nå ca. 100 år siden opprinnelsen av Saprobie-systemet (Statzner *et al.* 1997), og målte oksygenkrav (som systemet er basert på) under kontrollerte forhold er i dag tilgjengelig for bare ca. 20 % av indikatortaksene på prioritetslisten (ca. 150 taksa). På samme måte, til tross for en betydelig forskningsinnsats over de siste femti årene, har toksikologene bare data over følsomheten for giftige stoffer for svært få vannlevende taksa (Baird & Van den Brink 2007). Derfor defineres økofysiologiske indikatorverdier for organismer vanligvis på gjetninger av eksperter (Lenat 1993). Men betydelige fremskritt har blitt gjort de senere årene i arbeidet med utvikling av databaser over egenskaper hos dyr i strømmende ferskvann. Kunnskap om egenskaper hos bunndyr i Europa (Charvet *et al.* 2000; Tachet *et al.* 2010) og Nord-Amerika (Poff *et al.* 2006; Vieira *et al.* 2006) har blitt sammenstilt i store databaser og lignende arbeid pågår for New Zealand (Doledec *et al.* 2011). Videre er antallet egenskaper (og kategorier) inkludert i disse databasene tilsynelatende stort nok til at de kan brukes for å teste sammensatte responser for ulike stressfaktorer. Imidlertid avviker databasene fortsatt mht. kunnskapshull og i definisjonene av egenskaper og beskrivelser.

Den europeiske databasen over funksjonelle egenskaper hos bunndyr inneholder (ved publisering av Bis & Usseglio-Polatera (2011)) 590 taksa (39 arter, 384 slekter eller underslekter, 145 familier eller underfamilier, og 22 høyere taksonomiske grupperinger). Den er organisert etter et system som kalles kruset koding («fuzzy coding») (Chevenet *et al.* 1994; Charvet *et al.* 2000; Statzner *et al.* 2001). De ulike kategoriene som finnes i en spesifikk egenskap kobles til taksa via et oppsett med tall (tilhørighet; 0 – 3) som forteller hvor sterkt dette taksa tilhører den enkelte egenskapskategori: 0, arten har ingen kopling til egenskapskategorien; 1, arten har svak kopling; 2, arten har moderat kopling; 3, arten har sterk kopling. Figur 4 forsøker å demonstrere dette for de tre slektene *Caenis* (døgnflue), *Isoperla* (steinflue) og *Plectrocnemia* (vårflue); et større tall (0 – 3) under «tilhørighet» angir et sterkere bånd med egenskapskategoriene (1 – 7). *Caenis* er sterkest assosiert (tilhørighet 3) med en maksstørrelse på 0,5 – 1 cm, men også med 0,25 – 0,5 cm (tilhørighet 2). *Isoperla* er generelt større (1 – 2 cm), men forekommer også som 0,5 – 1 cm, og *Plectrocnemia* er oftest 1 – 2 cm, men forekommer også som 2 – 4 cm.

En fordel med kruset koding er at man kan ta hensyn til at ulike livsstadier kan ha ulike virkemåter og tilhørighetstallet kan vektas for å gjenspeile hele den relevante livshistorien, samt at det er mulig å sammenstille data fra ulike kilder med ulike måter å rapportere tilhørighet.

		Egenskapskategori						
		1	2	3	4	5	6	7
Maksimal størrelse	< 0,25 cm							
	0,25 – 0,5 cm							
	0,5 – 1 cm							
	1 – 2 cm							
	2 – 4 cm							
	4 – 8 cm							
	> 8 cm							

		Tilhørighet						
		1	2	3	4	5	6	7
<i>Caenis</i>		0	2	3	0	0	0	0
<i>Isoperla</i>		0	0	1	3	0	0	0
<i>Plectrocnemia</i>		0	0	0	3	2	0	0

Figur 4. Kobling av egenskapskategoriene innenfor maksimal størrelse *Caenis* (døgnflue), *Isoperla* (steinflue) og *Plectrocnemia* (vårflue) via tilhørighet i kruset koding.

3.4 Analysemetodikk

Måten å organisere datasettene på gir en del utfordringer i den statistiske analysen da man samtidig skal analysere tre datasett: miljøvariabler, egenskaper og artssammensetning (Menezes *et al.* 2010). Metodikken er, som mye annet innenfor funksjonelle egenskaper, under utvikling. Metoder som «Fuzzy correspondence analysis» (Chevenet *et al.* 1994) og «co-inertia analyses» (Dray *et al.* 2003) brukes i flere arbeider (Bady *et al.* 2005; Bis & Usseglio-Polatera 2011; Pizaco *et al.* 2012). Alle de tre sistnevnte publikasjonene analyserte datasettene sine i R (R Development Core Team 2012) og ade4-biblioteket (Dray & Dufour 2007). Statzner & Beche (2010) foretrekker en mer tydelig kobling mellom årsak og virkning fremfor statistisk påviste sammenhenger - de mener at effekter bør kunne forutses a priori og vil nedtone jakten på signifikante p-verdier; de bruker selv mest avvik i egenskaps-sammensetning fra forventede proporsjoner (sammenlignet med urørte referanseområder) i deres sammenstilling.

4. Sammenfatning/diskusjon

Dersom overdreven bruk av egenskaper for indikasjon unngås og en gitt stressfaktor virker direkte på egenskaper som a priori kan forutsies, kan pålitelige tolkninger av egenskapsforandringer oppnås. Dermed har tilnærmingen til biologiske egenskaper et potensiale til å innvie en ny æra i miljøovervåking i ferskvanns (og andre) økosystem. Det trengs ennå mye arbeid med blant annet utvikling av egenskapsdatabasene, identifisering og oppdeling i referanseområder og utvikling av analyseteknikker og biologiske indekser. Men den store, og økende, interessen (Fig 3) gjør at utviklingen går hurtigere nå enn noen gang tidligere.

Biologiske egenskaper gir innsikt i den teoretiske kjernen i ferskvannsökologi, og har derfor potensiale til å forbedre undersøkelsene av referansebetingelser og gradienter av menneskelige påvirkninger. De siste tiårenes forskning har betydelig endret mange forskeres oppfatning om miljøets effekt på egenskapene hos bunndyr i strømmende vann (Statzner & Beche 2010) mht. ideen om at variasjon i tid og rom i naturlige strømhabitater fungerer som filter for bunndyrenes egenskaper, og dermed fører til klare effekter på tilstedeværende egenskaper. Nå er mange overbevist om at visse vannmiljøer er så fysisk krevende at egenskapene i naturlige samfunn av bunndyr oppviser meget små forskjeller i sammensetning over store romlige enheter. Følgelig kan nok referansebetingelsene ved egenskapsbasert miljøovervåking ved hjelp av bunndyr defineres over store områder. Med relativt høy stabilitet over sesonger og store geografiske områder, kombinert med lavt behov for taksonomisk oppløsning og relativt lavt behov for replikasjon, gir dette oss klare bevis på at en egenskapsbasert metode for å tolke effekten av flere samtidige stressfaktorer på bunndyr og miljøovervåking fortjener større oppmerksomhet og satsing på videre utvikling.

Den erfaringsbaserte utviklingen av taksonomisk baserte indekser har tillatt en videre utarbeidelse av detaljerte systemer for toleranserangering, med indikatorverdier som vanligvis strekker seg fra 1 til 10 (f.eks. Chesters (1980); Hilsenhoff (1988)). I kontrast blir funksjonelle egenskaper oftest klassifisert i relativt få kategorier - Poff *et al.* (2006) brukte i gjennomsnitt tre kategorier per egenskap for å skille forskjeller i 20 egenskaper blant Nordamerikanske vanninsekter, og Tachet *et al.* (2010) presenterer i gjennomsnitt fem kategorier for 22 egenskaper blant europeiske bunndyr. Videre oppdeles mange egenskaper i kategorier, noe som begrenser kvantifisering av indikatorklasser.

Taksonomiske indekser kan i dag derfor gi en mer robust vurdering med høyere analytisk oppløsning, men egenskapsbaserte indekser kan utvikles videre til et minst like effektivt verktøy. Monaghan & Soares (2012) beregnet følsomhetsverdier for bunndyrfamilier for den komplekse stressfaktoren organisk forurensing basert på egenskapene åndedrett, adferd, trofisk nivå, vannførings- og temperaturpreferanse, størrelse og aktivitet/bevegelighet. De sammenlignet disse egenskapsbaserte verdiene med følsomhetsverdier fra BMWP (Biological Monitoring Working Party), som er en av de mest brukte biologiske indeksene for å klassifisere vannkvalitet basert på bunndyr (Bennett *et al.* 2011). Til tross for generelt god korrespondanse undervurderte de konsekvent de egenskapsbaserte følsomhetsverdiene hos dyregruppene *Heteroptera* (teger), *Odonata* (øyenstikkere) og *Ephemeroptera* (døgnfluer) når disse ble sammenlignet med BMWP. For *Hirudinea* (igler) og *Gastropoda* (snegler) overvurderte de de egenskapsavledete verdiene. En revisjon av beregningen av egenskapsverdiene kan forbedre disse forskjellene, men de kan også vise til betydningen av evolusjon og slektskap for å bestemme organismers følsomhet for forurensning.

Menezes *et al.* (2010) summerer i deres sammenstilling av funksjonelle egenskaper med at dette kan danne grunnlaget for en ny generasjons verktøy for biologisk overvåking. Men de markerer også behov for ytterligere forskning på følgende områder:

- 1) bredere, enhetlige egenskapsbaserte verktøy for overvåking som dekker større geografiske områder (et behov for en bekreftelse av generelle regler for egenskaper hos bunndyr fra forskjellige klimaområder)
- 2) en nøyaktig forståelse av naturlig variasjon av samfunns egenskaper i referansesystemer
- 3) nye protokoller for egenskapsanalyser som minker virkningene av individuelle egenskapsavveininger og egenskapssyndrom
- 4) det trengs mer data fra livshistorie og økologiske nisjestudier, fremme behov for databaser over funksjonelle egenskaper med åpen tilgang hvor kompilerte resultater av disse studiene kan bli tilgjengelige;
- 5) forbedret forståelse av hvilke egenskaper som er funksjonelt viktige og hvordan vi bruker dem som relevante mål for å beskrive funksjonelt mangfold på samfunnsnivå, spesielt i arbeidet med å utvikle rehabilitering/restaureringsprogrammer
- 6) økt innsats for å bruke egenskapsbaserte tilnærminger for å oppdage spesifikke virkninger under flere, samtidig virkende, stressfaktorer

Flere nye sammenstillinger i fremtiden som denne vil lette arbeidet med å få et overblikk over den hurtigvoksende litteraturen over funksjonelle egenskaper. Oppmerksomheten internasjonalt har så langt gitt opphav til en mengde sammenstillinger (Bonada *et al.* 2006; McGill *et al.* 2006; Barnett *et al.* 2007; Menezes *et al.* 2010; Stutzner & Beche 2010; Bis & Usseglio-Polatera 2011; Monaghan & Soares 2012).

NIVA bør følge denne utviklingen nøye. Ut fra egne data kan vi prøve ut egnetheten nasjonalt og bidra med kunnskap inn i dette arbeidet for å få frem nye verktøy som på en enklere måte kan dokumentere påvirkninger og effekter av vår aktivitet på vannressursene, og hjelpe oss til en mer bærekraftig bruk i fremtiden.

5. Referanser

- Aanes K. J. & Bækken T. (1989). Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Nr. 1 Generell del. NIVA-rapport 2278, p. 62.
- Adams SM (ed.) (2002). *Biological Indicators of Aquatic Ecosystem Stress*. Am. Fish. Soc., Bethesda, MD.
- Allen T. F. H. & Starr T. B. (1982). *Hierarchy*. University of Chicago press, Chicago.
- Amoros C., Roux A. L., Reygrobellet J. L., Bravard J. P. & Pautou G. (1987). A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated rivers*, 1, 17-36.
- Bady P., Doledec S., Fesl C., Gayraud S., Bacchi M. & Scholl F. (2005). Use of invertebrate traits for the biomonitoring of European large rivers: the effects of sampling effort on genus richness and functional diversity. *Freshwater Biology*, 50, 159-173.
- Bailey R. C., Norris R. H. & Reynoldson T. B. (2001). Taxonomic resolution of benthic macroinvertebrate communities in bioassessments. *Journal of the North American Benthological Society*, 20, 280-286.
- Baird D. J. & Van den Brink P. J. (2007). Using biological traits to predict species sensitivity to toxic substances. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 67, 296-301.
- Baptista DF, Buss DF, Egler M, Giovanelli A, Silveira MP & Nessimian JL (2007). A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, 575, 83-94.
- Barbour MT, Gerritsen J, Griffith GE, Frydenborg R, McCarron E, White JS & Bastian ML (1996). A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 15, 185-211.
- Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD & Stribling JB (1999). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. US EPA, Washington DC.
- Barbour MT & Yoder CO (2000). The multimetric approach to bioassessment as used in the United States of America. In: *Assessing the Biological Quality of Fresh Waters: RIVPACS and Other Techniques* (eds. Wright J, Sutcliffe D & Furse M). Freshw. Biol. Assoc. Ambleside, UK.
- Barnett A. J., Finlay K. & Beisner B. E. (2007). Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. *Freshwater Biology*, 52, 796-813.
- Benke A.C. (1993). Concepts and patterns of invertebrate production in running waters. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 25, 15-38.
- Bennett C., Owen R., Birk S., Buffagni A., Erba S., Mengin N., Murray-Bligh J., Ofenbock G., Pardo I., van de Bund W., Wagner F. & Wasson J. G. (2011). Bringing European river quality into line: an exercise to intercalibrate macro-invertebrate classification methods. *Hydrobiologia*, 667, 31-48.
- Bis B. & Usseglio-Polatera P. (2011). Standardisation of river classifications (STAR) deliverable N2 - Species traits analysis. EU, contract no EVK1-CT 2001-00089 http://www.eu-star.at/pdf/Deliverable_N2.pdf.
- Bonada N, Vives S, Rieradevall M & Prat N. (2005). Relationship between pollution and fluctuating asymmetry in the pollution-tolerant caddisfly *Hydropsyche exocellata* (Trichoptera, Insecta). *Archiv Fur Hydrobiologie*, 162, 167-185.
- Bonada N., Prat N., Resh V. H. & Statzner B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. In: *Annual Review of Entomology*, pp. 495-523.
- Bradley D. C. & Ormerod S. J. (2002). Evaluating the precision of kick-sampling in upland streams for assessments of long-term change: the effects of sampling effort, habitat and rarity. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 155, 199-221.

- Buffagni A. & Comin E. (2000). Secondary production of benthic communities at the habitat scale as a tool to assess ecological integrity in mountain streams. *Hydrobiologia*, 422/423, 183-195.
- Buikema AL & Voshell JR (1993). Toxicity studies using freshwater benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates* (eds. Rosenberg D & Resh V). Chapman & Hall New York, p. 488.
- Cairns J Jr & Pratt J. R. (1993). A history of biological monitoring using benthic invertebrates. In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates* (eds. Rosenberg DM & Resh VH). Chapman Hall New York, p. 488.
- Charvet S., Statzner B., Usseglio-Polatera P. & Dumont B. (2000). Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology*, 43, 277-296.
- Chesters R. K. (1980). *Biological monitoring working party: the 1978 national testing exercise.*, Department of the environment, water data unit.
- Chevenet F., Doledec S. & Chessel D. (1994). A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology*, 31, 295-309.
- Connell J. H. (1978). Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science*, 199, 1302-1310.
- Cuffney T. F., Wallace J. B. & Lugthart G. J. (1990). Experimental-evidence quantifying the role of benthic invertebrates in organic-matter dynamics of headwater streams. *Freshwater Biology*, 23, 281-299.
- Cummins K. W. (1973). Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology*, 18, 183-206.
- Depledge MH & Fossi MC (1994). The role of biomarkers in environmental assessment. 2. Invertebrates. *Ecotoxicology*, 3, 161-172.
- Devin S., Beisel J. N., Usseglio-Polatera P. & Moreteau J. C. (2005). Changes in functional biodiversity in an invaded freshwater ecosystem: the Moselle River. *Hydrobiologia*, 542, 113-120.
- Diaz S. & Cabido M. (2001). Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16, 646-655.
- Dobrin M & Corkum LD (1999). Can fluctuating asymmetry in adult burrowing mayflies (*Hexagenia rigida*, Ephemeroptera) be used as a measure of contaminant stress? *Journal of Great Lakes Research*, 25, 339-346.
- Doledec S., Olivier J. M. & Statzner B. (2000). Accurate description of the abundance of taxa and their biological traits in stream invertebrate communities: effects of taxonomic and spatial resolution. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 148, 25-43.
- Doledec S., Phillips N., Scarsbrook M., Riley R. H. & Townsend C. R. (2006). Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. *Journal of the North American Benthological Society*, 25, 44-60.
- Doledec S., Phillips N. & Townsend C. (2011). Invertebrate community responses to land use at a broad spatial scale: trait and taxonomic measures compared in New Zealand rivers. *Freshwater Biology*, 56, 1670-1688.
- Downes B. J. (2010). Back to the future: little-used tools and principles of scientific inference can help disentangle effects of multiple stressors on freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 55, 60-79.
- Dray S., Chessel D. & Thioulouse J. (2003). Co-inertia analysis and the linking of ecological data tables. *Ecology*, 84, 3078-3089.
- Dray S. & Dufour A. B. (2007). The ade4 package: Implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*, 22, 1-20.
- Drover S, Leung B, Forbes MR, Mallory ML & McNicol DK (1999). Lake pH and aluminum concentration: consequences for developmental stability of the water strider *Rheumatobates rileyi* (Hemiptera: Gerridae). *Canadian Journal of Zoology*, 77, 157-161.
- Dufrene M. & Legendre P. (1997). Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67, 345-366.

- EC (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. *Official J Eur Commun*, L327, 1-72.
- Fukami T., Bezemer T. M., Mortimer S. R. & van der Putten W. H. (2005). Species divergence and trait convergence in experimental plant community assembly. *Ecology Letters*, 8, 1283-1290.
- Gayraud S., Statzner B., Bady P., Haybachp A., Scholl F., Usseglio-Polatera P. & Bacchi M. (2003). Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. *Freshwater Biology*, 48, 2045-2064.
- Gerhardt A. (ed.) (2000). *Biomonitoring of polluted waters: reviews on actual topics*. Trans. Tech. Publ., Zurich.
- Gessner M. O. & Chauvet E. (2002). A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications*, 12, 498-510.
- Grime J. P. (1974). Vegetation classification by reference to strategies. *Nature*, 250, 26-31.
- Grime J. P. (1977). Evidence for existence of 3 primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist*, 111, 1169-1194.
- Groenendijk D, Zeinstra LWM & Postma JF (1998). Fluctuating asymmetry and mentum gaps in populations of the midge *Chironomus riparius* (Diptera: Chironomidae) from a metal-contaminated river. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17, 1999-2005.
- Hardersen S (2000). The role of behavioural ecology of damselflies in the use of fluctuating asymmetry as a bioindicator of water pollution. *Ecological Entomology*, 25, 45-53.
- Hellawell J. M. (1986). *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier, London.
- Hering D., Feld C. K., Moog O. & Ofenbock T. (2006). Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566, 311-324.
- Hildrew A. G. & Townsend C. R. (1987). Organization in freshwater benthic communities. In: *Organization of communities past and present* (eds. Gee JHR & Giller PS). Blackwell scientific publications Oxford.
- Hilsenhoff W. L. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7, 65-68.
- Hooper D. U. & Vitousek P. M. (1997). The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science*, 277, 1302-1305.
- Huryn A.D. & Wallace J.B. (1987). Life history and production of stream insects. *Annual Review of Entomology*, 45, 83-110.
- Hyne RV & Maher WA (2003). Invertebrate biomarkers: links to toxicosis that predict population decline. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 54, 366-374.
- Junk W. J., Bayley P. B. & Sparks R. R. (1989). The flood pulse concept in river-plain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106, 110-127.
- Kerans BL & Karr JR (1994). A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications*, 4, 768-785.
- Lagadic L, Caquet T, Amiard J-C & Ramade F (eds.) (2000). *Use of Biomarkers for Environmental Quality Assessment*. Science publishers, Enfield/Plymouth.
- Lawton J. H. (1991). From physiology to population-dynamics and communities. *Functional Ecology*, 5, 155-161.
- Lenat D. R. (1993). A biotic index for the southeastern United-states - derivation and list of tolerance values, with criteria for assigning water-quality ratings. *Journal of the North American Benthological Society*, 12, 279-290.
- Lenat D. R. & Resh V. H. (2001). Taxonomy and stream ecology - The benefits of genus- and species-level identifications. *Journal of the North American Benthological Society*, 20, 287-298.
- Li J., Herlihy A., Gerth W., Kaufmann P., Gregory S., Urquhart S. & Larsen D. P. (2001). Variability in stream macroinvertebrates at multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, 46, 87-97.
- Livingstone D. R. (2003). Oxidative stress in aquatic organisms in relation to pollution and aquaculture. *Revue de Médecine Vétérinaire*, 154, 427-430.

- Maltby L, Clayton SA, Yu H, McLoughlin N, Wood RM & Yin D (2000). Using single-species toxicity tests, community-level responses, and toxicity identification evaluations to investigate effluent impacts. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, 151-157.
- McGill B. J., Enquist B. J., Weiher E. & Westoby M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution*, 21, 178-185.
- Menezes S., Baird D. J. & Soares Amvm (2010). Beyond taxonomy: a review of macroinvertebrate trait-based community descriptors as tools for freshwater biomonitoring. *Journal of Applied Ecology*, 47, 711-719.
- Merritt R.W., Cummins K. W. & Berg M.B. (eds.) (2008). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt, Dubuque, IA.
- Monaghan K. A. & Soares Amvm (2012). Bringing new knowledge to an old problem: Building a biotic index from lotic macroinvertebrate traits. *Ecological Indicators*, 20, 213-220.
- Naiman R. J., Decamps H., Paster J. & Johnstone C. A. (1988). The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 7, 289-306.
- Newbold J. D., Elwood J. W., O'Neill R. V. & Winkle W. V. (1981). Measuring nutrient spiralling in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38, 860-863.
- Niemi G. J. & McDonald M. E. (2004). Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 35, 89-111.
- Niyogi D. K., Koren M., Arbuckle C. J. & Townsend C. R. (2007). Stream communities along a catchment land-use gradient: Subsidy-stress responses to pastoral development. *Environmental Management*, 39, 213-225.
- Noges P., van de Bund W., Cardoso A. C., Solimini A. G. & Heiskanen A. S. (2009). Assessment of the ecological status of European surface waters: a work in progress. *Hydrobiologia*, 633, 197-211.
- O'Connor R. J., Walls T. E. & Hughes R. M. (2000). Using multiple taxonomic groups to index the ecological condition of lakes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 61, 207-228.
- O'Neil R. V., Johnson A. R. & King A. W. (1989). A hierarchy framework for the analysis of scale. *Landscape ecology*, 3, 193-205.
- Paul M. J. & Meyer J. L. (2001). Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, 333-365.
- Petchey O. L. & Gaston K. J. (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, 5, 402-411.
- Petts G. E. & Amoros C. (1996). The fluvial hydrosystem. In: *Fluvial hydrosystems* (eds. Petts GE & Amoros C). Chapman & Hall London.
- Pickett S. T. A. & White P. S. (1985). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic press, New York.
- Pizaco F., Millán A. & Doledéc S. (2012). Are patterns in the taxonomic, biological and ecological traits of water beetles congruent in Mediterranean ecosystems? *Freshwater Biology*, Online early.
- Poff N. L., Olden J. D., Vieira N. K. M., Finn D. S., Simmons M. P. & Kondratieff B. C. (2006). Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society*, 25, 730-755.
- Polak M (ed.) (2003). *Developmental Instability: Causes and Consequences*. Oxford University Press, New York.
- Power M. E., Stout R. J., Cushing C. E., Harper P. P., Hauer F. R., Matthews W. J., Moyle P. B., Statzner B. & Wais De Bagden I. R. (1988). Biotic and abiotic controls in river and stream communities. *Journal of the North American Benthological Society*, 7, 456-479.
- R Development Core Team (2012). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>

- Resh V. H. (2008). Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 138, 131-138.
- Resh V. H., Norris R. H. & Barbour M. T. (1995). Design and implementation of rapid bioassessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology*, 20, 108-121.
- Riley R. H., Townsend C. R., Niyogi D. K., Arbuckle C. A. & Peacock K. A. (2003). Headwater stream response to grassland agricultural development in New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 37, 389-403.
- Rosenberg D. M. & Resh V. H. (eds.) (1993). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York.
- Sandin L. & Hering D. (2004). Comparing macroinvertebrate indices to detect organic pollution across Europe: a contribution to the EC Water Framework Directive intercalibration. *Hydrobiologia*, 516, 55-68.
- Schmidt-Kloiber A. & Nijboer R. C. (2004). The effect of taxonomic resolution on the assessment of ecological water quality classes. *Hydrobiologia*, 516, 269-283.
- Simberloff D. (2004). Community ecology: Is it time to move on? *American Naturalist*, 163, 787-799.
- Southwood T. R. E. (1977). Habitat, the templet for ecological strategies? *Journal of animal ecology*, 46, 337-365.
- Southwood T. R. E. (1988). Tactics, strategies and templates. *Oikos*, 52, 3-18.
- Statzner B. & Beche L. A. (2010). Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? *Freshwater Biology*, 55, 80-119.
- Statzner B., Bis B., Doledec S. & Usseglio-Polatera P. (2001). Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition on invertebrate communities in European running waters. *Basic and Applied Ecology*, 2, 73-85.
- Statzner B., Capra H., Higler L. W. G. & Roux A. L. (1997). Focusing environmental management budgets on nonlinear system responses: Potential for significant improvements to freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 37, 463-472.
- Statzner B., Doledec S. & Hugueny B. (2004). Biological trait composition of European stream invertebrate communities: assessing the effects of various trait filter types. *Ecography*, 27, 470-488.
- Statzner B. & Higler B. (1986). Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology*, 16, 127-139.
- Stearns S. C. (1976). Life-history tactics - review of ideas. *Quarterly Review of Biology*, 51, 3-47.
- Strahler A. N. (1952). Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. *Geological Society of America Bulletin*, 63, 1117-1142.
- Strayer D. L. (2008). *Freshwater mussel ecology: a multifactor approach to distribution and abundance*. University of California press, Berkeley.
- Symstad A. J., Siemann E. & Haarstad J. (2000). An experimental test of the effect of plant functional group diversity on arthropod diversity. *Oikos*, 89, 243-253.
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M. & Usseglio-Polatera P. (2010). *Invertébrés d'Eau Douce*. CNRS éditions, Paris.
- Tilman D., Knops J., Wedin D., Reich P., Ritchie M. & Siemann E. (1997). The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, 277, 1300-1302.
- Townsend C. R. (1989). The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 8, 36-50.
- Townsend C. R. & Hildrew A. G. (1994). Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology*, 31, 265-275.
- Townsend C. R., Uhlmann S. S. & Matthaei C. D. (2008). Individual and combined responses of stream ecosystems to multiple stressors. *Journal of Applied Ecology*, 45, 1810-1819.
- Vannote R. L., Minshall G. W., Cummins K. W., Sedell J. R. & Cushing C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 130-137.

- Vieira N. K. M., Poff N. L., Carlisle D. M., Moulton S. R., LKoski M. L. & Kondratieff B. C. (2006). A database of lotic invertebrate traits for North America. *U.S. Geographical survey data series*, 187, 1-15.
- Vlek HE, Verdonschot PFM & Nijboer RC (2004). Towards a multimetric index for the assessment of Dutch streams using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 516, 173-189.
- Wagenhoff A., Townsend C. R. & Matthaei C. D. (2012). Macroinvertebrate responses along broad stressor gradients of deposited fine sediment and dissolved nutrients: a stream mesocosm experiment. *Journal of Applied Ecology*, 49, 892-902.
- Wagenhoff A., Townsend C. R., Phillips N. & Matthaei C. D. (2011). Subsidy-stress and multiple-stressor effects along gradients of deposited fine sediment and dissolved nutrients in a regional set of streams and rivers. *Freshwater Biology*, 56, 1916-1936.
- Ward J. V. (1989). The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8, 2-8.
- Ward J. V. & Stanford J. A. (1983). The intermediate disturbance hypothesis: an explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. In: *Dynamics of lotic ecosystems* (eds. Fontaine TD & Bartell SM). Ann Arbor science publishers Ann Arbor.
- Werner I, Broeg K, Cain D, Wallace W, Hornberger M, Hinton DE & Luoma S (2000). Biomarkers of heavy metal effects in two species of caddisfly larvae from Clark Fork River, Montana: stress proteins (HSP70) and lysosomal membrane integrity. In: *Clark Fork Symposia papers & abstracts on the Upper Clark Fork or Blackfoot Rivers*.
- Zalewski M. & Naiman R. J. (1985). The regulation of riverine fish communities by a continuum of abiotic-biotic factors. In: *FAO UN Habitat modification and freshwater fisheries* (ed. Alabaster JS). Butterworths scientific London.

Vedlegg 1 – Metoder for biologisk overvåking

Miljøovervåking av bunndyr kan skje på forskjellige nivåer, moderne metoder baseres på alt fra molekylær til økosystemnivå. Her følger en kort sammenstilling av metoder som nå brukes, se Bonada *et al.* (2006) for en mer fullstendig gjennomgang:

Biomarkører – Biomarkører indikerer forandringer på molekylær, cellulær eller vevsnivå (Depledge & Fossi 1994; Lagadic *et al.* 2000; Hyne & Maher 2003). Biomarkører er en utbredt metode for fisk (Adams 2002), og nye biomarkører blir tilgjengelige også for bruk med bunndyr (Adams 2002; Hyne & Maher 2003; Livingstone 2003). Tungmetaller i sediment kan for eksempel øke *hsp70*, ett stressprotein, i vårfluer (Werner *et al.* 2000).

Bioassays – Bioassays (bioanalyse) kalles også toksisitetstest, og går ut på at man måler en organismes overlevelsessevne, vekst, furasjeringsrate, virkemåte, morfologi eller reproduksjon under påvirkning av en eller flere forurensinger (Buikema & Voshell 1993; Maltby *et al.* 2000). Dette kan skje med lab- dyrkede eller feltfangede organismer i laboratorium eller under forsøksbetingelser ute i felt. Videre kan slike tester utføres med forskjellig varighet fra kort til lang tid.

Fluctuating asymmetry – Fluctuating asymmetry (varierende asymmetri) baseres på at nærvær av forurensinger under en organismes tidlige utvikling kan lede til forstyrrelser i kroppssymmetrien, hvilket man kan måle og kvantifisere (Polak 2003). Denne metoden er blitt brukt med Ephemeroptera (Dobrin & Corkum 1999), Odonata (Hardersen 2000), Hemiptera (Drover *et al.* 1999), Diptera (Groenendijk *et al.* 1998) og Trichoptera (Bonada *et al.* 2005); og viser potensiell for miljøovervåking av menneskelig påvirkning.

Multimetriske metoder – Et mål representerer noen aspekter ved strukturen, funksjonen eller en annen egenskap hos biologiske samfunn, og dette er mål som kan forandres av menneskelig påvirkning. Multimetric (multi-mål) er kombinasjoner av flere individuelle mål som velges ut basert på enkeltes forklaringssevne og sammen antas å representere et flertall responser på menneskelig påvirkning (Resh *et al.* 1995; Barbour & Yoder 2000). Multimetrisk indeks er for eksempel den mest brukte for vannkvalitetsbedømming blant akvatiske ressursbyråer i USA (Barbour & Yoder 2000), men blir mer og mer brukt også i resten av verden (Vlek *et al.* 2004; Baptista *et al.* 2007). Metoden består av to trinn, der steg én er valg og kalibrering av mål og sammenslåingen av disse til en kombinasjonsindeks for bruk i lignende lokaliteter (Barbour *et al.* 1999). Trinn to innebærer fastsettelse av grenseverdier og vurdering av den biologiske situasjonen ved spesifikke lokaliteter (Barbour *et al.* 1999).

Multivariate metoder – Minner en del om multimetriske metoder, men baserer seg mer på statistikk for å forutsi biologisk sammensetning, for eksempel taksanærvær eller biologisk indeks. Estimerer menneskelig innvirkning gjennom å sammenligne mønster ved prøvetakingslokaliteter og forventede mønster ved fravær av menneskelig aktivitet. O'Connor *et al.* (2000) integrerte informasjon fra fem forskjellige taksonomiske grupper (diatomeer, bunndyr, dyreplankton, fisk og fugler) for å gi en indeks for den økologiske tilstanden i innsjøer.

Functional feeding groups – Bunndyr kan sorteres inn i funksjonelle grupper basert på hvilke måte de finner og inntar sin mat. Spesialiserte dyr som oppdelere («shredders») og skrapere («scrapers») antas å være mer sårbare for påvirkninger sammenlignet med generalister som samlere («deposit feeders») og filtrerere («collectors») (Barbour *et al.* 1996). Furasjeringsgrupper kan brukes som de er eller som kvoter mellom grupper, eller som indeks som inkluderer flere grupper. Metoden er blitt brukt i miljøovervåkingsmetoder som «The Benthic Index of Biotic Integrity» (Kerans & Karr 1994) og «The Florida Stream Condition Index» (Barbour *et al.* 1996).

Benthic secondary production – akkumulering av dyrebiomasse over tid (Huryn & Wallace 1987), er et funksjonelt mål som regnes som en metode for miljøovervåking (Buffagni & Comin 2000). Selv om

vurderingen gjøres på populasjons- eller samfunnsnivå, kobler den seg til prosesser på økosystemnivå (Benke 1993).

Leaf-litter decay – å måle hastigheten mh. nedbryting av blad ute i vassdraget. Dette er en tilnærming som vurderer den funksjonelle integriteten hos økosystem i strømmende vann (Gessner & Chauvet 2002). En betydelig andel av den årlige bladnedbrytingen er forårsaket av bunndyraktivitet (> 25 % av finfordelere (Cuffney *et al.* 1990)) og tilnærmingen inkluderer derfor effekten av tilstedeværende bunndyr.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no