



BUNDDYR SOM INDIKATORER VED BEDØMMELSE AF ØKOLOGISK KVALITET I DANSKE SØER

Faglig rapport fra DMU nr. 747 2009



DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER
AARHUS UNIVERSITET



[Tom side]

BUNDDYR SOM INDIKATORER VED BEDØMMELSE AF ØKOLOGISK KVALITET I DANSKE SØER

Faglig rapport fra DMU nr. 747 2009

Peter Wiberg-Larsen
Rikke Bjerring
Jens Clausen



Datablad

| | |
|------------------------|---|
| Serietitel og nummer: | Faglig rapport fra DMU nr. 747 |
| Titel: | Bunddyr som indikatorer ved bedømmelse af økologisk kvalitet i danske søer |
| Forfattere: | Peter Wiberg-Larsen, Rikke Bjerring, Jens Clausen |
| Institution, afdeling: | Afdeling for Ferskvandsøkologi |
| Udgiver: | Danmarks Miljøundersøgelser© Aarhus Universitet |
| URL: | http://www.dmu.dk |
| Udgivelsesår: | November 2009 |
| Redaktion afsluttet: | Oktober 2009 |
| Faglig kommentering: | Martin Søndergaard, Jens Skriver, Nikolai Friberg, Peter Bundgaard Jensen, Claus Koch, Mads Ulrik Kousgaard |
| Finansiel støtte: | By- og Landskabsstyrelsen, Miljøministeriet |
| Bedes citeret: | Wiberg-Larsen, P., Bjerring, R. & Clausen, J. 2009. Bunddyr som indikatorer ved bedømmelse af økologisk kvalitet i danske søer. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 46 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 747. http://www.dmu.dk/Pub/FR747.pdf |
| | Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse |
| Sammenfatning: | Forekomst og hyppighed af bunddyr (makroinvertebrater) indsamlet med kajakbundhenter fra den bløde bund i 139 danske søer er analyseret med henblik på at vurdere deres anvendelighed til økologisk klassificering jf. EU's Vandrammedirektiv. Selvom der blev fundet sammenhænge mellem artssammensætningen og miljøvariable som dækningsgrad af bundplanter, middeldybde, søareal, alkalinitet og til en vis grad klorofyl-a indhold, vurderes den anvendte type prøver – på grund af en for lille forklaringsgrad - uegnede som grundlag for udvikling af et fremtidigt dansk indeks. Til gengæld viste en supplerende analyse af artssammensætningen af bunddyr indsamlet med ketsjer fra littoralzonen i 17 danske søer i perioden 1984-1994, at sådanne prøver formodentlig vil være velegnede til at afspejle påvirkningen med næringsstoffer (og muligvis også fysiske påvirkninger i littoralzonen). Rapporten anbefaler således, at der udvikles et bunddyrindex på dette grundlag, ikke mindst fordi det vil være muligt at interkallibrere et sådant indeks med tilsvarende indices fra andre sammenlignelige EU-lande. |
| Emneord: | Søer, vandkvalitet, Vandrammedirektiv, økologisk tilstand, bunddyr, artssammensætning, indices. |
| Layout: | Anne-Dorthe Villumsen |
| Illustrationer: | Grafisk værksted, DMU Silkeborg |
| Omslagsfoto: | Døgnfluen <i>Ephemera vulgata</i> forekommer i enkelte rene danske søer (fotograf: Niels Sloth, Biopix) |
| ISBN: | 978-87-7073-134-8 |
| ISSN (elektronisk): | 1600-0048 |
| Sideantal: | 46 |
| Internetversion: | Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/Pub/FR747.pdf |

Indhold

- 1 Sammenfatning 5**
- 2 Introduktion 7**
- 3 Materialer og metoder 10**
 - 3.1 NOVANA - data 10
 - 3.2 Andre makroinvertebrat-data 13
- 4 Resultater 15**
 - 4.1 NOVANA-data 15
 - 4.2 Andre makroinvertebrat-data 24
- 5 Diskussion 28**
 - 5.1 NOVANA-data 28
 - 5.2 Andre makroinvertebratdata 31
- 6 Fremtidig overvågning af bunddyr i danske søer – og mulige tilknyttede kvalitetsmål 33**
 - 6.1 Ketsjerprøver fra littoralzonen 33
 - 6.2 Stenprøver fra littoralzonen 34
 - 6.3 CPET 34
 - 6.4 Hovedkapsler af Chironomidae i overfladesediment 35
 - 6.5 Anbefalinger 36
- 7 Referencer 38**
- 8 Bilag 43**
 - Bilag A. Oversigt over taxa fundet i Kajakprøver fra 139 NOVANA-søer 43
 - Bilag B. Oversigt over søer hvorfra der er analyseret makroinvertebrat data fra ketsjerprøver indsamlet i littoralzonen 46

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

[Tom side]

1 Sammenfatning

Som et led i implementeringen af EU's Vandrammedirektiv skal søer og andre kategorier af vandområder som udgangspunkt have 'god økologisk tilstand' ved udgangen af 2015. Begrebet økologisk tilstand defineres ud fra forskellige biologiske kvalitetselementer som planteplankton, vandplanter, makroinvertebrater (smådyr) og fisk. For hver af disse forventes udviklet systemer (indices m.v.), som er i stand til at beskrive en given søs tilstandsklasse, hhv. høj, god, moderat, ringe eller dårlig.

Formålet med denne rapport, der er udarbejdet for By- og Landskabsstyrelsen, er - ud fra data indsamlet i forbindelse med det nationale overvågningsprogram NOVANA 2004-2009 - at undersøge mulighederne for at udvikle indices mv. for bundlevende smådyr til brug i danske søer. Disse smådyr er i dette program indsamlet med Kajak-bundhenter (areal: 21 cm²) på relativt dybt vand og blød bund, hvor der i den enkelte sø blev indsamlet enten 8 eller 12 prøver. Der blev analyseret data fra 139 ferske og ikke-survandede søer med varierende størrelse, dybde, kalkholdighed, indhold af kvælstof, fosfor og planktonalgebiomasse (klorofyl-a), bunddække af vandplanter, samt biomasse af bunddyr-ædende fisk. Analysen (Canonical Correspondence Analysis) viste, at kun areal, middeldybde, total-alkalinitet, klorofyl-a og relativt plantedækket areal havde signifikant sammenhæng med sammensætningen af bundlevende smådyr, men at disse miljøvariable samlet set kun forklarede en relativt beskedent del af variationen af sammensætningen af bunddyrene. Ligeledes var der kun en relativt god (men signifikant) sammenhæng mellem de miljøvariable (fx middeldybde, total-alkalinitet, total-fosfor, klorofyl-a og relativt plantedækket volumen) og enkelte af en række udvalgte indices, hvoraf de fleste har været testet ved lignende afprøvninger i søer i andre europæiske lande. Den bedst forklarende miljøvariabel var i alle tilfælde det relativt plantedækkede areal, som i høj grad afhænger af søernes næringsstofniveau, mens der fx ikke var sammenhæng mellem biomassen af bunddyr-ædende fisk og hverken bunddyrssammensætning eller miljøvariable. Der var dog en alt for dårlig sammenhæng mellem søernes næringsstofniveau og sammensætningen af bunddyrene.

Konklusionen på analyserne er derfor, at den i NOVANA anvendte metode til beskrivelse af bunddyrssamfundene ikke er egnet som grundlag for udvikling af indices, der på tilfredsstillende måde kan bruges til at klassificere danske søer i de 5 tidligere nævnte tilstandsklasser.

Det blev derfor undersøgt, om andre typer af bunddyrsdata kunne anvendes i stedet, fx data indsamlet af de tidligere amter som et led i disses regionale søtilsyn. En analyse af sammenhængen mellem udvalgte indices o.l. beregnet på baggrund af ketsjerprøver fra littoralzonen i 17 danske søer og en række miljøvariable viste således, at flere indices var ret stærkt (og signifikant) korrelerede med en næringsstofgradient. Der er således et lovende potentiale for udvikling af egnede indices på baggrund af denne type prøver, som i øvrigt anvendes til samme formål i flere andre europæiske lande.

Rapporten vurderer muligheden for at anvende andre metoder til indsamling af bunddyrsdata med henblik på udvikling af indices (fx Chironomid Pupal Exuvial Technique fra Storbritannien, stenprøver fra søers littoralzone). Ingen af disse vil dog ud fra en samlet vurdering være bedre egnet end ketsjerprøver fra littoralzonen.

Rapporten konkluderer, at den hidtidige indsamlingsmetode for bunddyr i søer under NOVANA-programmet – og i det hidtidige omfang mht. til prøvestørrelse og antal – ikke er egnet som grundlag for bedømmelse af danske søers tilstand. Rapporten anbefaler i stedet udvikling af indices baseret på ketsjerprøver fra søernes littoralzone. Dels anvendes denne metode allerede som den eneste i flere andre EU-lande, hvilket gør det muligt at interkallibrere et fremtidigt dansk indeks, dels er metoden lidt billigere end den hidtidige metode. Endelig rummer metoden mulighed for at udvikle indices mv., der afspejler andre miljøpåvirkninger (fx fysiske) end næringsstofbelastning.

2 Introduktion

Et af målene med EU's Vandrammedirektiv er mindst at opnå "god økologisk tilstand" i overfladevande som søer, vandløb og kystvande. Begrebet "økologisk tilstand" defineres ud fra såkaldte biologiske kvalitetselementer, som omfatter planktonalger, bundlevende alger + vandplanter, makroinvertebrater (større hvirvelløse dyr) og fisk. Inden for hver af nævnte fire biologiske kvalitetselementer forudsættes den økologiske tilstand beskrevet på en 5-trins skala fra dårlig til høj (dårlig, ringe, moderat, god og høj). Hver af disse tilstandsklasser fastlægges ud fra deres relative afvigelse fra den såkaldte referencetilstand. Referencetilstanden defineres som den tilstand, som et vandområde har, hvis det er helt upåvirket eller næsten upåvirket af menneskeskabte miljøpåvirkninger.

Uanset hvilke biologiske kvalitetselementer, der er tale om, forudsættes udvælgelsen af indikatorer o.l. at ske specifikt for en bestemt kategori af vandområder, fx søer. Og ikke nok med det, indikatorerne skal være tilpasset og egnede til at beskrive tilstanden i forskellige typer af hhv. søer, vandløb eller kystvande. Disse typer defineres på forhånd ud fra en række ikke-biologiske kriterier. For søer kan der fx være tale om geografisk placering, størrelse, dybde, alkalinitet, saltholdighed, farve. Endelig skal indikatorerne være egnede til at afspejle bestemte menneskeskabte miljøpåvirkninger. Vandrammedirektivet forudsætter desuden, at udvælgelsen af biologiske indices eller lignende miljømål tager udgangspunkt i variable som artssammensætning, artsdiversitet, samt individtæthed eller biomasse.

Formålet med at anvende en række forskellige biologiske kvalitetselementer er, at disse tilsammen karakteriserer et vandområdes biologiske struktur, og at de tilsammen bedre er i stand til at beskrive virkningen af forskellige miljøpåvirkninger, end hvis der blot anvendes én type kvalitetselement.

Danmarks Miljøundersøgelser har tidligere i samarbejde med bl.a. Skov- og Naturstyrelsen, Grønlands og Danmarks Geologiske Undersøgelser og de tidligere amter undersøgt mulighederne for at opstille biologiske indikatorer for danske søer (Søndergaard et al. 2003). Herved blev der foretaget en række analyser af eksisterende data fra disse søer, og på denne baggrund blev der givet forslag til grænser mellem de forskellige økologiske tilstandsklasser for en række kvalitetselementer/indikatorer. Dette blev dog ikke gjort for de bundlevende makroinvertebraters vedkommende, fordi det daværende datamateriale ganske enkelt vurderedes at være for spinkelt. Makroinvertebrater indgik således ikke i de nationale overvågningsprogrammer (introduceret fra og med 1989), men i et vist omfang i forbindelse med amternes regionale søtilsyn er der foretaget en del undersøgelser af makroinvertebrater både på søernes bløde bund og i littoralzonen. Disse data blev dog ikke forsøgt anvendt af Søndergaard et al. (2003).

Makroinvertebrater er som allerede nævnt et af de biologiske kvalitetselementer, som er specifikt omtalt i Vandrammedirektivet. Disse smådyr

har i årtier været anvendt til beskrivelse af *forureningstilstanden*, eller i de senere år *miljøtilstanden* mere generelt, i europæiske og danske vandløb (se fx Skriver et al. 2009). I Danmark har der officielt været anvendt to metoder: Saprobiesystemet (Landbrugsministeriet 1970) og afløseren Dansk Vandløbs Fauna Indeks (Miljøstyrelsen 1998). I søer har bundlevende makroinvertebrater derimod ikke hidtil haft helt samme udbredte anvendelse som miljøindikatorer, om end der findes udviklet en række indices, typisk til dybe søer, der er temperaturlagdelte om sommeren (fx Wiederholm 1980, Lafont et al. 1991, Mouthon 1993, Verneaux et al. 2004). I Danmark har der hidtil ikke foreligget noget officielt anerkendt indeks.

Dall et al. (1983) introducerede ganske vist et såkaldt "Littoralzone Indeks" baseret på forekomst og hyppighed af udvalgte arter/slægter/grupper af makroinvertebrater, som blev indsamlet fra sten på lavt vand i søernes bredzone. Indekset var primært opstillet på baggrund af data indsamlet i forbindelse med sommerkurser i ferskvandsbiologi for universitetsstuderende ved Københavns Universitet. Det har sidenhen vist sig, at indekset, som var tiltænkt at afspejle eutrofiering (berigelse med næringsstoffer), ikke virkede efter hensigten, når det blev testet på et større sæt af data af højere kvalitet (Brodersen, personlig meddelelse).

Det betyder dog ikke, at littoralzonens stenfauna af makroinvertebrater er upåvirkede af eutrofiering - tværtimod. De alger, der vokser på stenene, tiltager således i mængde ved stigende indhold af næringsstoffer i vandet og kan undertiden danne lange totter (Sand-Jensen & Lindegaard 1996). Det medfører øget sedimentation af finkornede partikler på og mellem stenene, hvilket kan resultere i lave koncentrationer af ilt i nattetimerne. Både påvæksten af alger og de forringede iltforhold vil påvirke visse af smådyrene. Det har således været muligt at rekonstruere søers eutrofiniveau (udtrykt som vandets indhold af klorofyl-a) ud fra stenfaunaens kvantitative sammensætning ved brug af multivariate dataanalyse teknikker (Brodersen 1998, Brodersen et al. 1998, Jensen 2008).

Med NOVANA, som blev iværksat i 2004, har bundlevende makroinvertebrater for første gang været en del af den nationale overvågning af danske søer. Her indgår de i programmet for de såkaldte intensive søer, der undersøges hvert år, og større (> 5 ha) ekstensive søer, der undersøges mindst 1 gang i løbet af en 6-årig periode. En væsentlig grund til, at bunddyr blev medtaget i overvågningen, er ønsket om at inddrage disse i en samlet beskrivelse af den enkelte søs biologiske struktur, herunder deres samspil med fx fiskebestandene. Der er herved alene fokuseret på at beskrive den kvalitative og kvantitative sammensætning af makroinvertebraterne på den bløde bund på relativt dybt vand (som omfatter den såkaldte sublittorale og profundale del af søbunden). Det var også ønsket, at data fra et stort antal søer ville gøre det muligt at opstille indices eller lignende, der kunne beskrive søernes økologiske tilstand.

Formålet med nærværende projekt, som er iværksat efter ønske og med finansiering fra By- og Landskabsstyrelsen, er således *at vurdere, hvordan og i hvilket omfang bunddyr kan bruges som biologiske indikatorer i relation til implementeringen af Vandrammedirektivet i danske søer.*

Udviklingen af et dansk bunddyrindeks for søer er særlig aktuell, idet der i 2008 blev startet en interkallibrering af de enkelte EU-landes nationale metoder på dette område. Danmark deltager således i den såkaldte Central-Baltic Geographic Intercalibration Group. En lignende interkallibrering og analyse foregår ligeledes i EU-regi via WISER (Water bodies in Europe: Integrative Systems to access Ecological status and Recovery) (se www.wiser.eu).

Projektet har ikke kunnet gennemføres uden aktiv og engageret medvirken fra en lang række medarbejdere ved de tidligere amter og de nuværende statslige miljøcentre, samt medarbejdere ved en række rådgivende konsulentfirmaer. Desuden takkes Roel Knoben, Royal Haskoning, The Netherlands, for beregning af det hollandske littoralzone-indeks på prøver fra et antal danske søer. De pågældende prøver skyldes i øvrigt fremsynethed hos enkelte af de tidligere amter (Ringkøbing, Viborg, Århus), hvilket hermed skal anerkendes.

Udkast til rapporten har været gennemlæst og kommenteret af, og efterfølgende drøftet med, Peter Bundgaard Jensen, Miljøcenter Ringkøbing, Claus Koch, Miljøcenter Roskilde, og Mads Ulrik Kousgaard, Miljøcenter Ribe. De nævnte repræsentanter for de statslige miljøcentre har desuden givet deres fulde støtte til rapportens anbefalinger.

3 Materialer og metoder

3.1 NOVANA-data

NOVANA-programmet, som forløber i perioden 2004-2009, omfatter undersøgelse af bundlevende makroinvertebrater i 228 søer (heraf 23 intensive og 205 ekstensive).

Ifølge den tekniske anvisning (Lauridsen et al. 2007) foretages undersøgelsen mindst én gang i perioden i hver af søerne. Så vidt muligt foretages undersøgelsen af bunddyrene samme år, som der også foretages fiskeundersøgelser. Undersøgelsen skal foretages i perioden 1.-15. oktober, om nødvendigt tidligere, hvis der er udsigt til, at et etableret springlag ser ud til at brydes før det angivne tidspunkt.

Ifølge den tekniske anvisning udtages der prøver med Kajakrør (diameter 52 mm) af de øvre ca. 10 cm af sedimentet. Antallet af prøver er 12 i hver af de intensive søer og 8 i hver af de ekstensive søer. Prøverne udtages tilfældigt inden for den del af søarealet, som svarer til intervallet mellem 70 % og 90 % af grænserne for hypsografen, regnet fra land mod største dybde. Det betyder, at prøverne alle er taget på "blød" bund, som vil være dækket af sublittoralzonen og/eller profundalzonen, hvis søen er temperaturlagdelt. De udtagne prøver sigtes (maskevidde 212 µm), og alle makroinvertebrater udsorteres, identificeres og optælles. Inden for en række grupper kræves identifikation til art (snegle, muslinger, ekskl. *Pisidium*, igler, storkrebs, slørvinger, døgnfluer, tæger, dovenfluer, voksne biller, vårfluer og sommerfugle), til slægt (svampe, fimreorme, mosdyr, småkrebs, ekskl. muslingekrebs, guldsmede, larver af biller, mikrovårfluer, glasmyg og dansemyg), eller til overordnet gruppe – dvs. familie eller orden (børsteorme, vandmider, muslingekrebs og andre tovinger end glas- og dansemyg). Der henvises i øvrigt til den tekniske anvisnings bilag 9.6.1 (Lauridsen et al. 2007).

Prøver indsamlet ifølge NOVANA blev anvendt i nærværende projekt, i det omfang, de var udtaget, bearbejdet og indrapporteret til DMU. Medio 2009 var der således makroinvertebratdata til rådighed fra 173 søer, for de 26 intensive søer endda for mere end ét år.

Bearbejdningen af de indsamlede makroinvertebrat prøver er i praksis udført af forskellige konsulentfirmaer. Der er herved anvendt et noget varierende identifikationsniveau til trods for anvisningerne omtalt ovenfor. Én konsulent har således konsekvent artsbestemt alle småkrebs (Copepoda, Cladocera, Ostracoda) og vandmider (Hydrachnida) til art, hvilket naturligvis er udmærket, men mere detaljeret end krævet og udført af de øvrige konsulenter. Det var derfor nødvendigt at samle (aggregere) alle identificerede arter inden for disse grupper til samlede hovedgrupper. Derudover blev det besluttet at udelade Cladocera og Copepoda helt fra analyserne, fordi disse traditionelt ikke medregnes til makroinvertebrater. I en lang række tilfælde blev specifikt identificerede arter aggregeret til slægtsniveau eller evt. familieniveau, hvis disse artsbestemmelser ikke var udført ensartet for samtlige søer

NOVANA-søerne omfatter såvel ferske som brakke/salte søer, ligesom en del søer er udpræget sure. Eftersom såvel brakke/salte og sure søer udgør en relativt lille del af det samlede antal søer og desuden kan forventes at have andre økologiske sammenhænge end de resterende søer, blev de udeladt i de efterfølgende statistiske analyser og beregninger. Ligeledes blev kunstige søer med stærkt manipulerede fiskebestande (Put & Take søer) udeladt. Derved reduceredes datasættet til at omfatte ferske, svagt sure til basiske søer, der primært er repræsenteret ved de to mest udbredte nationale kalkrige og klarvandede søtyper: Type 6 (kalkrige, klarvandede, ferske, lavvandede) og type 7 (kalkrige, klarvandede, ferske, dybe), samt kalkfattige og klarvandede søtyper som type 1 og 2 (Søndergaard et al. 2004).

Til brug ved de statistiske analyser af variationen i taxonsammensætning af de bundlevende makroinvertebrater mellem de enkelte søer blev der desuden anvendt NOVANA-data for forskellige relevante forklarende "miljøvariable". Disse miljøvariable omfattede søstørrelse (overfladeareal), middeldybde, total-alkalinitet (årsmiddel), total fosforindhold (årsmiddel), total kvælstofindhold (årsmiddel), sigtdybde (sommermiddel), klorofyl-a indhold (sommermiddel), relativt areal dækket af undervandsplanter (%), samt biomassen af primært makroinvertebrat-ædende fisk (CPUE = Catch Per Unit Effort, opgjort som fanget vægt per anvendt oversigtsgarn per nat). Makroinvertebratædende fisk omfattede arter som brasen (>10 cm), flire, karusse, suder, grundling, 9-pigget hundestejle, aborre og hork. Med hensyn til tilvejebringelsen af disse data henvises i øvrigt til Lauridsen et al. (2007). Kvaliteten af data blev undersøgt for fejl og mangler. Der blev herved fundet og rettet enkelte fejl.

Der blev udeladt søer fra ovennævnte analyser, hvis blot én af de udvalgte miljøvariable manglede. Dette var i vidt omfang tilfældet for pH; denne variabel blev derfor udeladt, ikke mindst fordi udpræget survandede søer, som nævnt ovenfor, blev udeladt. Endelig blev én sø (Ørslev Klostersø) udeladt, fordi der i denne alene forekom ét taxa (ubestemte Chironomidae), hvilket ville føre til en uhensigtsmæssig skævvridning af de senere multivariate analyser mv. Desuden er søen i perioder brak og ikke fersk.

Med disse begrænsninger kom det samlede datasæt til at omfatte 139 søer. Hvor der forekom undersøgelser i mere end ét år i den enkelte sø, blev der kun anvendt ét års data, typisk fra det år, hvor der også var foretaget fiskeundersøgelser.

Samtlige anvendte data fra NOVANA er indsamlet/bearbejdet af medarbejdere ved hhv. de tidligere amter og de nuværende statslige miljøcentre, eller konsulenter for disse. De kemiske målinger er udført ved akkrediterede laboratorier.

I forbindelse med samtlige analyser blev antallet af makroinvertebrater i de udtagne hhv. 12 eller 8 Kajakprøver puljet for den enkelte sø og omregnet til individantal pr. m², idet arealet af hver kajakprøve var 21,2 cm².

Makroinvertebratdata og miljødata fra NOVANA blev analyseret med multivariate teknikker ved anvendelse af programmet CANOCO (ter Braak & Šmilauer 1998). Individtætheden af de enkelte taxa blev indled-

ningsvis $\log_{10}(x+1)$ transformeret, miljøvariable som søareal, middeldybde, total-alkalinitet, total-P, total-N, sigtdybde og klorofyl-a \log_{10} transformeret, mens CPUE-værdier for bunddyr-spisende fisk blev kvadratrods-transformeret. Formålet med transformeringerne var at opnå tilnærmet normalfordeling af data. Kun værdier for relativt plantedækket areal blev ikke transformeret.

For at vurdere om nogle af de 9 miljøvariable var indbyrdes stærkt auto-korrelerede blev der foretaget en Principal Component Analysis (PCA) inkluderende de 9 miljøvariable samt set på variance inflation factors (VIF) (ter Braak, 1995).

Variationen i taxonsammensætningen i de 139 søer blev vurderet via Correspondance Analysis (CA) på data, hvor hhv. (1) alle taxa – også de sjældent forekommende – blev medtaget, idet disse dog blev "nedvægtet", og (2) kun taxa, som forekom i mindst 5 af søerne, blev medtaget. Dernæst udførtes en direkte gradientanalyse, der angiver, hvor stor en del af taxon-variationen, der kan tilskrives de målte miljøvariable. På baggrund af gradientlængden af akse 1 i Detrended Correspondance Analysis (DCA), som viste sig at indikere, at en unimodal ordinationsanalyse var mest hensigtsmæssig (akse 1 standard units ≥ 3), blev således en Canonical Correspondance Analysis (CCA) på makroinvertebratdata og samtlige miljøvariable udført. Udvalgte miljøvariable blev udført ved såkaldt "forward selection" (den miljøvariabel, som forklarer mest variation i taxon-sammensætningen identificeres først, derefter den næstbedst forklarende osv.). Signifikans af de enkelte miljøvariable blev testet ved Monte Carlo permutationer (999 permutationer). Signifikansniveauet blev fastsat til 0,005 ved Bonferoni-korrektion (0,05/antallet af miljøvariable), jf. Legendre & Legendre (1998). Der blev supplerende udført partiel CCA på hver af de miljøvariable, hvis korrelation med makroinvertebrat data var signifikant i den "almindelige" CCA (se ovenfor).

Der blev supplerende udført multivariate regression analyse (MTR, se fx Déath 2002) på makroinvertebrat data (alle taxa, \log_{10} transformerede data) og alle miljøvariable (transformeret som for CCA-analyserne).

MRT grupperer arter og søer modelleret ud fra sammenhænge mellem arts- og miljøvariable ved gentagende opsplitting af data, hvor hver opsplitting minimerer forskellen i søer og arter inden for hver gruppe. Træets overordnede styrke bestemmes som den relative error, og forudsigelsens præcision estimeres via krydsvalidering (1000 krydsvalideringer). Det valgte træ er enten det træ med den mindste krydsvaliderede relative error eller det mest komplekse træ inden for en standardfejl fra dette træ (Breiman et al. 1984). I modsætning til almindelig cluster analyse og -ordination opnås der ved MRT-analyse kvantitative svar på grupperingen.

Karakteristiske arter inden for hver MRT-defineret gruppe identificeres ved brug af INDVAL (indicator species index) beregnet som produktet af den relative forekomst og frekvens inden for hver gruppe (Dufrene og Legendre 1997). En INDVAL værdi på 1 betyder, at arten kun er forekommende i den aktuelle gruppe, mens en værdi på nul indikerer en bred forekomst mellem grupperne. Identifikation af signifikante indikatorarter blev testet via permutation med 500 tilfældige iterationer. Taxa

med INDVAI værdi på 0.25 og $p < 0,05$ blev betragtet som indikatorarter (Dufrene og Legendre 1997). MRT-analysen blev foretaget ved hjælp af R (The R Foundation for Statistical Computing, version 2.2.0) ved brug af pakken mvpart (Multivariate Partitioning) og labdsv (Dynamic Synthetic Vegephenomenology).

Derudover blev der beregnet forskellige potentielle indices og metrics på de puljede makroinvertebrattætheder ved anvendelse af bl.a. programmet ASTERICS (WISL 2005), og de beregnede værdier blev derefter korreleret (Pearson korrelations koefficienter) med de transformerede/utransformerede miljøvariable. Der blev af statistiske årsager udeladt indices, som omfattede kategoriske værdier, fx Dansk Vandløbs Fauna Indeks.

3.2 Andre makroinvertebrat-data

Som nævnt i introduktionen foregår der i EU-regi interkallibreringer af metoder til bedømmelse af miljøkvalitet i søer ud fra bundlevende makroinvertebrater. For de lande, som bedst kan sammenlignes med Danmark (landene i Central-Baltic Geografic Intercalibration Group: Belgien, Danmark, Estland, Frankrig, Holland, Letland, Litauen, Polen, Tyskland), er den mest anvendte metode at indsamle prøver ved brug af standardketsjer (maskevidde 0,5 mm) i littoralzonen ud til $\frac{1}{2}$ meters dybde. Prøverne indsamles inden for et forud defineret areal inden for en fast tidsperiode, hvorunder samtlige tilstedeværende substrater dækkes (se også afsnit 5.1).

Denne type prøver har også været indsamlet i Danmark i forbindelse med regional overvågning i de tidligere amter. Der foreligger således data fra hhv. Ringkøbing, Viborg og Aarhus amter i form af en række overvågningsrapporter, enten udarbejdet af amterne selv eller af konsulenter. For at undersøge potentialet for udvikling af egnede indices mv. ved denne type undersøgelser er disse data søgt valideret og sammenstillet. Der er ligesom for NOVANA-prøverne foretaget nødvendige aggregeringer/justeringer af det anvendte taksonomiske niveau for at opnå sammenlignelighed mellem de enkelte undersøgelser. Resultatet er data fra i alt 18 søer, hvor data er indsamlet i perioden 1984-1994 (se bilag B). Undersøgelserne er i de fleste tilfælde udført om efteråret (september/oktober) og stort set efter samme principper. Der er således ketsjet på alle tilstedeværende substrater inden for vadedybde, og den resulterende prøve har omfattet ca. 1 liter materiale. I de fleste tilfælde er der anvendt sigteketsjer med maskevidde 1 mm, ellers 0,5 mm. Der er typisk indsamlet på flere forskellige lokaliteter i den samme sø (fra 1-8 lokaliteter), hvilket giver mulighed for både at vurdere variationen i taxonsammensætning inden for den samme sø og mellem de enkelte søer.

Ligheder og forskelle i taxonsammensætningen mellem de enkelte prøver og søer blev analyseret ved hjælp af multidimensionel skalering af Bray-Curtis similariteter. Der blev anvendt programmet PRIMER (PRIMER-E 2000). Data blev inden analysen $\log_{10}(x+1)$ transformeret.

Der blev desuden beregnet forskellige indices og metrics på taxodata ved hjælp af bl.a. softwareprogrammet ASTERICS (se afsnit 2.1), men der blev også afprøvet nyere indices som det hollandske DWFDi (Kno-

ben et al. 2008), ligesom der blev afprøvet et dansk littoral zone indeks (Jensen 2008). Det hollandske indeks er beregnet ved Royal Haskoning, The Netherlands, der har det nødvendige software.

Ligesom for NOVANA-prøverne blev der tilvejebragt de samme relevante miljøvariable, bortset fra plantedække og invertebratædende fisk. Disse data blev hentet fra DMU's database (AQUA) eller fra tilgængelige regionale rapporter fra de respektive amter.

Pearson korrelationskoefficienter mellem de forskellige beregnede indices/metrics og de transformerede miljøvariable blev beregnet med programmet XLstat. Korrelationerne blev udført på gennemsnit af indices og metrics-værdier for den enkelte sø. Der blev anvendt et signifikansniveau på 0,05.

Der blev ikke udført multivariate gradient-analyser på ketsjerprøverne, fordi antallet af søer blev vurderet at være for lille til at opnå meningsfulde resultater.

4 Resultater

4.1 NOVANA-data

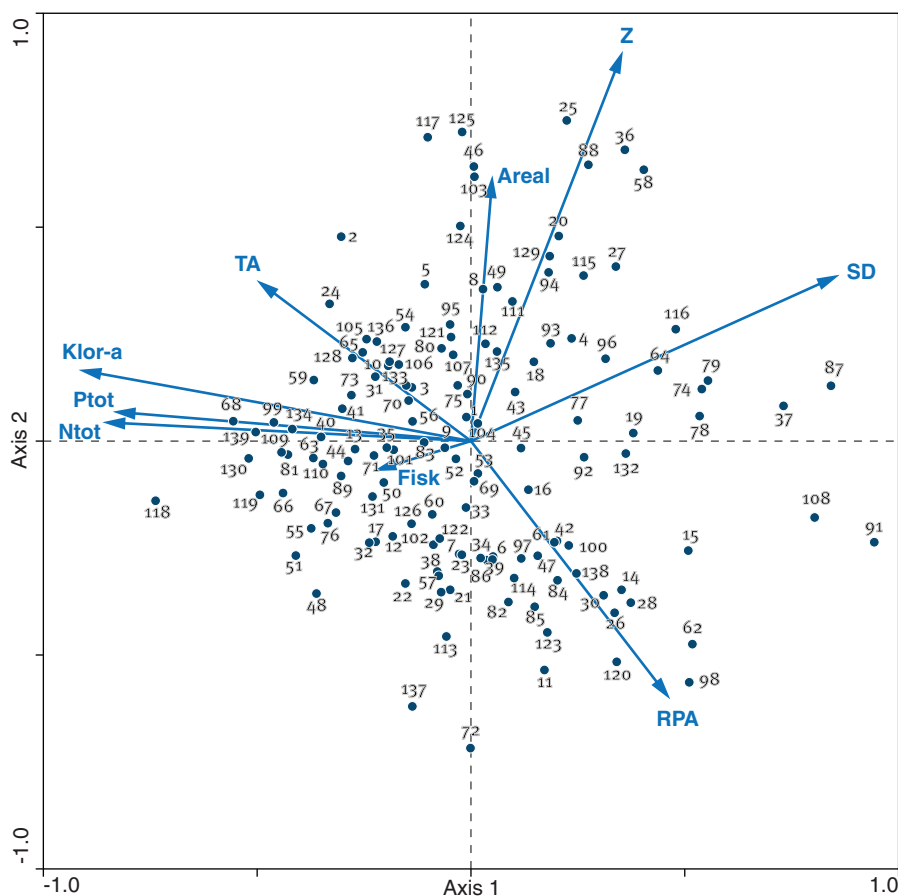
De 9 udvalgte miljøvariable udviste alle en stor variation blandt de 139 søer, således at der var tale om lange gradienter. I PCA'en forklarede de 2 første akser 55,7 % af variationen, heraf første akse alene 36,7 %. Akse 1 var bedst forklaret af total-fosfor, total-kvælstof, klorofyl-a og sigtddybden, mens akse 2 var bedst korreleret med overfladearealet, middeldybden og det relativt plantedækkede areal (figur 4.1). Flere af miljøvariablene var stærkt indbyrdes korrelerede (figur 4.1, tabel 4.1). Total-fosfor, total-kvælstof, klorofyl-a og total-alkalinitet var indbyrdes positivt korrelerede, mens de alle var negativt korrelerede til sigtddybden. Ligeledes var det relativt plantedækkede areal negativt korreleret med næringsstof-variablene samt med middeldybden, men svagt positivt relateret til sigtddybden. Derudover sås en stærk positiv korrelation mellem overfladearealet og middeldybden, mens biomassen af bunddyrædende fisk ikke var korreleret signifikant med nogle af de øvrige miljøvariable.

Sættet af data fra de 139 NOVANA-søer omfattede i alt 122 forskellige taxa (se bilag A). De enkelte taxa forekom i 1 til 129 af søerne. Kun relativt få taxa var vidt udbredt, idet median- og middelværdien for forekomst var hhv. 4 og 13,4 søer. Hele 76 taxa forekom i mindre end 5 % af søerne, mens modsat kun 16 og 5 taxa kunne betegnes som almindeligt optrædende med forekomst i hhv. mere end 20 og 50 % af søerne. Blandt sidstnævnte hyppigt udbredte taxa (forekomst i > 20 % af søerne) var hele 6 repræsenteret ved overordnede og artsrige grupper som Nematoda, Naididae, Tubificidae, Ostracoda, Hydrachnida og Ceratopogonidae, mens yderligere 6 taxa var slægter/slægtsgrupper (*Procladius*, *Cryptochironomus*, *Polypedilum nubeculosum*-gr., *Cladotanytarsus*, *Tanytarsus*, *Pisidium*), der hver især indeholder flere (op til 22) danske arter.

Antallet af taxa i den enkelte sø varierede mellem 2 og 34 med en medianværdi og middelværdi på hhv. 11 og 11,8, mens individtætheden varierede mellem 535 og 52 700 individer/m² med median- og middelværdier på hhv. 8890 og 11 300 individer/m².

I CA-analyserne af datasæt med hhv. alle taxa og taxa, som forekom i mindst 5 af søerne, forklarede de to første akser tilsammen hhv. 16,2-17,4 % af variationen i taxon-sammensætningen. Variationen i taxon-sammensætningen var relativ stor (gradientlængden for DCA-analyser (alle arter og arter, som forekom i mindst 5 af søerne) var hhv. 2,667 og 2,897 standard enheder), hvorfor det vælges at foretage en direkte gradientanalyse på miljøvariable og taxon-data baseret på vægtede gennemsnit af artsforekomster (CCA). CCA analyserne viste indledningsvis, at ingen af de miljøvariable var uacceptabelt tæt autokorrelerede (jf. også PCA). Ingen af disse blev derfor udeladt i analyserne. De 9 miljøvariable forklarede tilsammen 15,3 og 15,8 % af variationen i taxon-sammensætningen, når hhv. alle taxa eller kun de, som forekom i mindst 5 af søerne, var medtaget. Resultaterne er vist i tabel 4.2.

Figur 4.1. Principal Component Analysis på miljøvariable fra 139 NOVANA søer. Forkortelser: Areal – søens overfladeareal, Z – søens middeldybde, Ptot – total fosfor (årsmiddel), Ntot – total kvælstof (årsmiddel), TA – total alkalinitet (årsmiddel), Klor-a – klorofyl-a (sommermiddel), SD – sigtdybde (sommermiddel), RPA – relativt dække af vandplanter, Fisk – Catch Per Unit Effort (biomasse) for bunddyrædende fisk.



| | | | |
|-----------------------------|-------------------------------|--------------------------------|-----------------------------|
| 1 Arreskov Sø | 37 Hampen Sø | 71 Lyngsø | 107 Søbo Sø, Fyn |
| 2 Arresø | 38 Han Vejle | 72 Læssø | 108 Søby Sø, Midtjylland |
| 3 Bagsværd Sø | 39 Hejrede Sø | 73 Madesø | 109 Søgård Sø, Jylland |
| 4 Bastrup Sø | 40 Hinge Sø | 74 Maglesø v. Brorfelde | 110 Søgård Sø, Sjælland |
| 5 Bavelse Sø | 41 Hjulby Sø | 75 Maribo Sødersø | 111 Søholm Sø |
| 6 Bondedam | 42 Hornum Sø | 76 Møllerup Sø | 112 Sønder Sø |
| 7 Borup Sø | 43 Hostrup Sø | 77 Mølle Sø | 113 Søvigssund Sø |
| 8 Brassø | 44 Hulemose Sø | 78 Nedenskov Sø | 114 Tang Sø |
| 9 Bromme Lillesø | 45 Hvidkilde Sø | 79 Norsø | 115 Tebstrup Sø |
| 10 Bue Sø | 46 Hylke Sø | 80 Nørresø, Fyn | 116 Thorsø |
| 11 Byn | 47 Høholmsø v. Vridsløsemagle | 81 Ollerup Sø | 117 Tissø |
| 12 Bøgeholm Sø | 48 Hørby Sø | 82 Olsens Sø | 118 Tofte Sø |
| 13 Dallund Sø | 49 Jels Nedersø | 83 Ormstrup Sø | 119 Torbenfeld Sø |
| 14 Damhussøen | 50 Jels Oversø | 84 Peblingesø | 120 Tormål |
| 15 Dybesø | 51 Jølby Nor | 85 Porsemose | 121 Torup Sø |
| 16 Ejlemade Sø | 52 Karl Sø | 86 Rajemosen | 122 Tranekær Sø |
| 17 Ellesø, Midtjylland | 53 Karlsgårde Sø | 87 Ralsøen | 123 Tueholm Sø |
| 18 Engelsholm Sø | 54 Kimmerslev Sø | 88 Ravnsø | 124 Tuelsø |
| 19 Ensø | 55 Klokkeholm Møllesø | 89 Rosengård Sø | 125 Tystrup Sø |
| 20 Farum Sø | 56 Klostereng Lergrav, nord | 90 Råstofsv G36 | 126 Tåstrup Sø |
| 21 Favrholt Sø | 57 Knap Sø | 91 Rævsø | 127 Tømmerby Fjord |
| 22 Filsø | 58 Knudsø | 92 Røgbøllesø | 128 Ugledige Sø |
| 23 Flintesøen | 59 Kornerup Sø | 93 Rørbæk Sø | 129 Ulse Sø |
| 24 Flynder Sø | 60 Kruså Møllesø | 94 Salten Langsø | 130 Utterslev Mose |
| 25 Furesøen | 61 Kulsø v. Trolhede | 95 Skarresø | 131 Vallensbæk Sø |
| 26 Fåresøen | 62 Kvie Sø | 96 Skt. Jørgens Sø, syd-bassin | 132 Vejlø |
| 27 Fårup Sø | 63 Lading Sø | 97 Skærsø | 133 Vestbirk Sø |
| 28 Førbysø | 64 Langebjerg Gravsvø | 98 Skør Sø | 134 Vesterborg Sø |
| 29 Gandrup Sø | 65 Langesø | 99 Snesere Sø | 135 Virket Sø |
| 30 Gentoft Sø | 66 Langå Sø | 100 Sortedamssø | 136 Vomme Sø |
| 31 Gjorslev Møllesø, Stevns | 67 Legind Sø | 101 Stevning Dam | 137 Vullum Sø |
| 32 Gravlev Sø | 68 Lillesø v. Skanderborg | 102 Stigsholmsø | 138 Ål Præstesø |
| 33 Gråsten Slotssø | 69 Lund Fjord | 103 Stilling-Solbjerg Sø | 139 Østrup – Gundsømagle Sø |
| 34 Grærup Langsø | 70 Lyngby Sø | 104 Store Donsedam | |
| 35 Gørlev Sø | | 105 Store Søgård Sø | |
| 36 Hald Sø | | 106 Stubbergård Sø | |

Tabel 4.1. Matrix af Pearson korrelations koefficienter for undersøgte miljøvariable i 139 NOVANA søer. Forkortelser: Z – middeldybde, Ptot – total fosfor (årsmiddel), Ntot – total kvælstof (årsmiddel), TA – total alkalinitet (årsmiddel), SD – sigtddybde (sommerrmiddel), RPA – relativt plantedækket areal, Fisk – bunddyrædende fisk (CPUE, biomasse). Signifikante korrelationer mellem de enkelte variable: Ikke signifikant (NS, dvs. $P > 0,05$), $P < 0,05$ (*), $P < 0,01$ (**), $P < 0,001$ (***), $P < 0,0001$ (****).

| | Areal | Z | Ptot | Ntot | TA | Klorofyl-a | SD | RPA |
|------------|----------------------|---------------------|--------------------|--------------------|---------------------|--------------------|---------------------|---------------------|
| Z | 0,35**** | | | | | | | |
| Ptot | -0,001 ^{NS} | -0,17* | | | | | | |
| Ntot | -0,001 ^{NS} | -0,25** | 0,55**** | | | | | |
| TA | 0,08 ^{NS} | 0,12 ^{NS} | 0,33**** | 0,43**** | | | | |
| Klorofyl-a | 0,05 ^{NS} | -0,13 ^{NS} | 0,67**** | 0,64**** | 0,31*** | | | |
| SD | 0,13 ^{NS} | 0,61**** | -0,54**** | -0,57**** | -0,19* | -0,67**** | | |
| RPA | -0,05 ^{NS} | -0,33**** | -0,27** | -0,31*** | -0,15 ^{NS} | -0,48**** | 0,20* | |
| Fisk | 0,06 ^{NS} | -0,11 ^{NS} | 0,08 ^{NS} | 0,04 ^{NS} | 0,09 ^{NS} | 0,12 ^{NS} | -0,16 ^{NS} | -0,05 ^{NS} |

Tabel 4.2. Resultatet af CCA på taxon data og miljøvariable på baggrund af Kajakprøver fra 139 NOVANA søer. Der er udført to analyser: (A) med alle taxa, hvor dog sjældne arter er nedvægtet, og (D) hvor kun taxa med forekomst i mindst 5 af søerne er medtaget. Lambda A angiver i hvor høj grad den enkelte miljøvariabel forklarer taxonsammensætningen. Signifikante (efter Bonferroni korrektion) lambda-værdier er markeret i kursiv. F-ratio angiver betydningen af alle kanoniske akser.

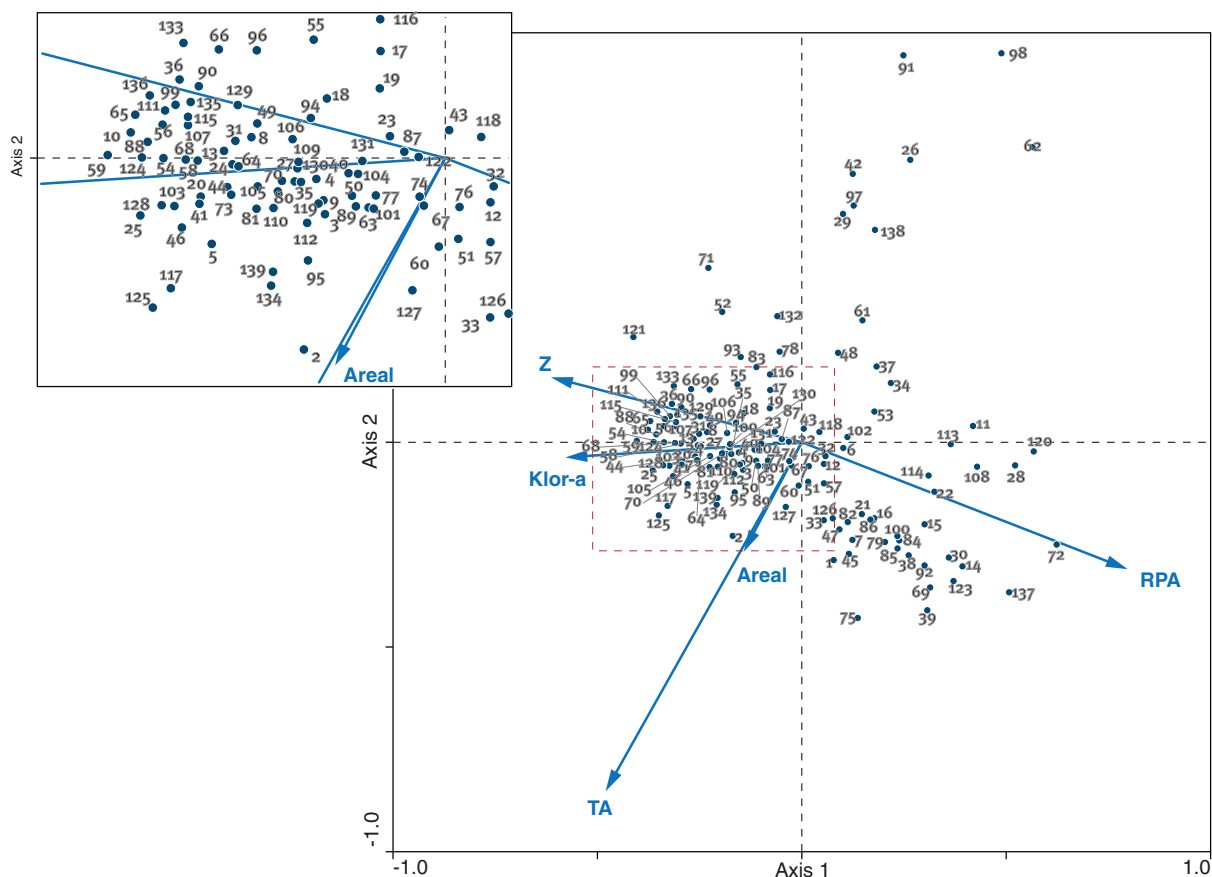
| Parametre | Akse 1 | Akse 2 | Akse 3 |
|---------------------------------------|-------------|---------|---------|
| Eigenvalues (A) | 0,146 | 0,060 | 0,051 |
| Eigenvalues (D) | 0,189 | 0,088 | 0,074 |
| Taxon–miljøvariabel korrelationer (A) | 0,833 | 0,743 | 0,662 |
| Taxon–miljøvariabel korrelationer (D) | 0,843 | 0,731 | 0,630 |
| Sum af alle eigenvalues (A) | | 2,626 | |
| Sum af alle eigenvalues (D) | | 3,405 | |
| Sum af alle kanoniske eigenvalues (A) | | 0,402 | |
| Sum af alle kanoniske eigenvalues (D) | | 0,538 | |
| Miljøvariable | Lambda A | P-værdi | F-ratio |
| Relativt plantedækket areal (A) | <i>0,11</i> | 0,001 | 5,85 |
| Relativt plantedækket areal (D) | <i>0,14</i> | | 5,99 |
| Total alkalinitet (A) | <i>0,07</i> | 0,001 | 3,77 |
| Total alkalinitet (D) | <i>0,09</i> | | 3,87 |
| Middeldybde (A) | <i>0,05</i> | 0,001 | 3,25 |
| Middeldybde (D) | <i>0,08</i> | | 3,19 |
| Areal (A) | <i>0,05</i> | 0,001 | 2,52 |
| Areal (D) | <i>0,05</i> | | 2,50 |
| Klorofyl-a (A) | <i>0,03</i> | 0,001 | 1,90 |
| Klorofyl-a (D) | <i>0,04</i> | 0,012 | 1,87 |
| Total-fosfor (A) | <i>0,03</i> | 0,014 | 1,65 |
| Total-fosfor (D) | <i>0,05</i> | 0,003 | 1,91 |
| Bunddyrædende fisk (A) | <i>0,02</i> | 0,105 | 1,28 |
| Bunddyrædende fisk (D) | <i>0,03</i> | 0,019 | 1,58 |
| Total-kvælstof (A) | <i>0,02</i> | 0,142 | 1,23 |
| Total-kvælstof (D) | <i>0,03</i> | 0,067 | 1,40 |
| Sigtddybde (A) | <i>0,02</i> | 0,289 | 1,11 |
| Sigtddybde (D) | <i>0,03</i> | 0,312 | 1,10 |

Flere af de miljøvariable (relativt plantedækket areal, total alkalinitet, middeldybde og overfladeareal) viste sig signifikante ved forklaring af variationen i taxonsammensætning i begge udgaver af datasættet. Ligeledes var deres relative betydning den samme, idet det relative plante-

dækkede areal i begge tilfælde var den klart bedst forklarende variabel. Derudover var klorofyl-a en signifikant forklarende variabel, når alle taxa var medtaget i analysen, mens det var tilfældet for total-fosfor, når kun taxa, som forekom i mindst 5 af søerne, var medtaget. Lambda-værdierne for de øvrige tre miljøvariable var ikke signifikante i nogen af de to udgaver af analyserne.

Hvis CCA-analyserne alene udførtes med de signifikante miljøvariable, forklarede disse tilsammen 11,8 % i taxonsammensætningen, hvor alle taxa var medtaget, og 11,9 %, hvor de "sjældne" taxa blev frasortet. En partiel CCA på de signifikante miljøvariable (dvs. en analyse med kun én forklarende variabel og de øvrige som co-variable) viste, at disse forklarede nogenlunde lige meget af variationen i taxonsammensætning. Bedst forklarende var dog middeldybden (2,4 og 2,6 %), total alkalinitet (2,2 og 2,3 %), relativt plantedækket areal (1,9 og 2,8 %), mens klorofyl-a og total-fosfor hver især kun forklarede 1,3 % af variationen.

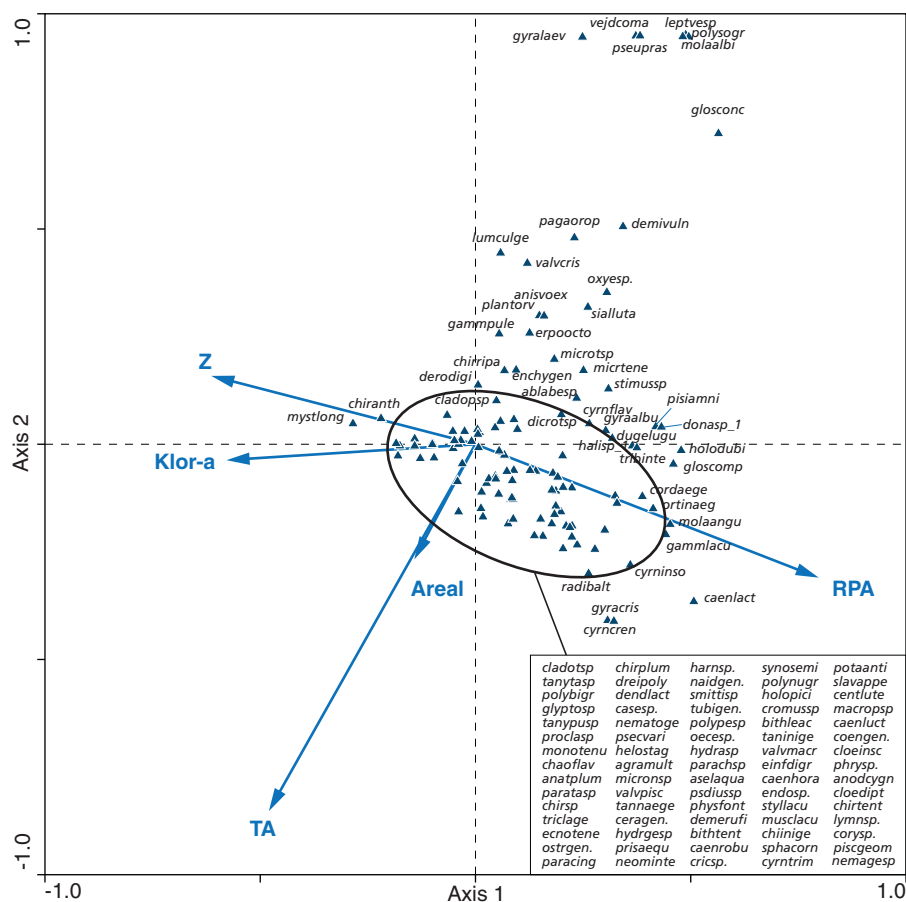
Analysen med alle taxa inkluderet er grafisk præsenteret i figur 4.2-4.3.



| | | | |
|------------------------------|-------------------------------|--------------------------------|-----------------------------|
| 1 Arreskov Sø | 37 Hampen Sø | 71 Lyngsø | 107 Søbo Sø, Fyn |
| 2 Arresø | 38 Han Vejle | 72 Læssø | 108 Søby Sø, Midtjylland |
| 3 Bagsværd Sø | 39 Hejrede Sø | 73 Madesø | 109 Søgård Sø, Jylland |
| 4 Bastrup Sø | 40 Hinge Sø | 74 Maglesø v. Brorfelde | 110 Søgård Sø, Sjælland |
| 5 Bavelse Sø | 41 Hjulby Sø | 75 Maribo Søndersø | 111 Søholm Sø |
| 6 Bondedam | 42 Hornum Sø | 76 Møllerup Sø | 112 Sønder Sø |
| 7 Borup Sø | 43 Hostrup Sø | 77 Mølle Sø | 113 Søvigssund Sø |
| 8 Brassø | 44 Hulemose Sø | 78 Nedenskov Sø | 114 Tang Sø |
| 9 Bromme Lillesø | 45 Hvidkilde Sø | 79 Norssø | 115 Tøbstrup Sø |
| 10 Bue Sø | 46 Hylke Sø | 80 Nørresø, Fyn | 116 Thorsø |
| 11 Byn | 47 Høholmsø v. Vridsløsemagle | 81 Ollerup Sø | 117 Tissø |
| 12 Bøgeholm Sø | 48 Hørby Sø | 82 Olsens Sø | 118 Tofte Sø |
| 13 Dallund Sø | 49 Jels Nedersø | 83 Ormstrup Sø | 119 Torbenfeld Sø |
| 14 Damhussøen | 50 Jels Oversø | 84 Peblingesø | 120 Tornål |
| 15 Dybesø | 51 Jølby Nor | 85 Porsemose | 121 Torup Sø |
| 16 Ejlemade Sø | 52 Karl Sø | 86 Rajemosen | 122 Tranekær Sø |
| 17 Ellesø, Midtjylland | 53 Karlsgårde Sø | 87 Ralsøen | 123 Tueholm Sø |
| 18 Engelsholm Sø | 54 Kimmerslev Sø | 88 Ravnsø | 124 Tuelsø |
| 19 Ensø | 55 Klokkeholm Mølle Sø | 89 Rosengård Sø | 125 Tystrup Sø |
| 20 Farum Sø | 56 Klostereng Lergrav, nord | 90 Råstofsø G36 | 126 Tåstrup Sø |
| 21 Favrholt Sø | 57 Knap Sø | 91 Ræv Sø | 127 Tømmerby Fjord |
| 22 Filsø | 58 Knudsø | 92 Røgbøllesø | 128 Ugledige Sø |
| 23 Flintesøen | 59 Kornerup Sø | 93 Rørbæk Sø | 129 Ulse Sø |
| 24 Flynder Sø | 60 Kruså Mølle Sø | 94 Salten Langsø | 130 Utterslev Mose |
| 25 Furesøen | 61 Kulsø v. Trohede | 95 Skarresø | 131 Vallensbæk Sø |
| 26 Fåresøen | 62 Kvie Sø | 96 Skt. Jørgens Sø, syd-bassin | 132 Vejlsø |
| 27 Fårup Sø | 63 Lading Sø | 97 Skær Sø | 133 Vestbirk Sø |
| 28 Førbysø | 64 Langebjerg Grav Sø | 98 Skor Sø | 134 Vesterborg Sø |
| 29 Gandrup Sø | 65 Langesø | 99 Snesere Sø | 135 Virket Sø |
| 30 Gentoft Sø | 66 Langå Sø | 100 Sortedamssø | 136 Vomme Sø |
| 31 Gjorslev Mølle Sø, Stevns | 67 Legind Sø | 101 Stevning Dam | 137 Vullum Sø |
| 32 Gravlev Sø | 68 Lillesø v. Skanderborg | 102 Stigsholmsø | 138 Ål Præstesø |
| 33 Gråsten Slotssø | 69 Lund Fjord | 103 Stilling-Solbjerg Sø | 139 Østrup – Gundsømagle Sø |
| 34 Grærup Langsø | 70 Lyngby Sø | 104 Store Donsedam | |
| 35 Gørlev Sø | | 105 Store Søgård Sø | |
| 36 Hald Sø | | 106 Stubbergård Sø | |

Figur 4.2 Analyse (CCA) af sammenhængen mellem taxonsammensætningen af bundlevende makroinvertebrater og signifikante miljøvariable på baggrund af Kajakprøver fra 139 NOVANA-søer. De enkelte punkter i diagrammet repræsenterer de enkelte søer (søer med stor lighed ligger tæt ved hinanden, søer som er meget forskellige ligger fjernt fra hinanden); vektorerne repræsenterer de enkelte miljøvariable: Areal – overfladeareal, Z – middeldybde, TA – total alkalinitet (årsmiddel), Klor-a – klorofyl-a i søvandet (sommerrmiddel), RPA – relativt plantedækket areal; data for fire af de fem miljøvariable er log transformerede data). Længden og retningen af vektorerne indikerer betydende gradienter i fordelingen af de enkelte søer.

Figur 4.3. Analyse (CCA) af sammenhængen mellem taxa-sammensætningen af bundlevende makroinvertebrater og signifikante miljøvariable på baggrund af Kajakprøver fra 139 NOVANA søer. De enkelte punkter i diagrammet repræsenterer de enkelte taxa (se bilag A for forklaring på de forkortede latinske navne); vektorerne repræsenterer de enkelte miljøvariable: Areal – overfladeareal, Z – middeldybde, Ptot – total fosfor (årsmiddel), TA – total alkalinitet (årsmiddel), RPA – relativt plantetækket areal; data for fire af de fem miljøvariable er log transformerede data). Længden og retningen af vektorerne indikerer betydende gradienter i fordelingen af de enkelte taxa.



Figurene viser, at der er to betydende gradienter: én knyttet til alkalinitet og én knyttet til graden af vandplantedække, middeldybde og næringsgrad (klorofyl-a). Langs alkalinitetsgradienten ligger en række søer som bl.a. Fåresø, Gandrup Sø, Kvie Sø, Rævsø, Skør Sø, og Skærsø i den lav-alkaline ende og søer som fx Arreskov Sø, Hejrede Sø, Maribo Sø, og Tystrup Sø i den høj-alkaline ende (figur 4.2). En række taxa synes især knyttet til søer med lav alkalinitet, fx døgnfluen *Leptophlebia vespertina*, vårfluen *Molanna albicans* og dansemyggen *Pseudochironomus prasinatus*, mens bl.a. fimreormen *Dendrocoelum lacteum*, iglen *Piscicola geometra*, vårfluen *Cyrrnus crenaticornis* og sneglene *Gyraulus crista* og *Radix balthica* primært optræder ved høj alkalinitet (figur 4.3). Tilsvarende viser figur 3, at døgnfluen *Caenis lactea*, vårfluene *Cyrrnus crenaticornis* og *C. insolutus* synes knyttet til udbredt vandplantedække, mens vårfluen *Mystacides longicornis* og dansemyggen *Chironomus anthracinus* tilsyneladende er knyttet til vegetationsfri bund.

Ved MTR-analysen, som blev udført på samme data som anvendt ved CCA, kunne søerne ikke umiddelbart grupperes, da den mindste krydsvaliderede relative error ikke pegede på nogen opsplnitning af data. Anvendtes imidlertid Breimans regel, hvorved der foretages den mest komplekse inddeling inden for 1 standard error af træet med den mindste relative error (Breiman 2001), fremkom der én opdeling af søerne baseret på det relativt plantede areal. Der kunne således identificeres en gruppe af 48 søer med et plantede areal på $\geq 17\%$ og som samtidig var karakteriseret ved at være lavvandede og have relativt lave værdier af total-alkalinitet, total-fosfor og klorofyl-a. Der kunne endvidere identificeres en række indikatorarter for denne gruppe af søer: døgnfluen *Caenis*

horaria, vårfluen *Cyrrus flavidus*, dansemyggene *Ablabesmyia* spp., *Cladotanytarsus* spp. og *Tanytarsus* spp., og ærtemuslinger *Pisidium* spp. Modsat kunne dansemyg tilhørende *Chironomus plumosus*-gr. identificeres som indikator for søer med et relativt plantedækket areal < 17 %. De nævnte indikatorer havde alle P-værdier <0,01 på nær *Cladotanytarsus* og *Tanytarsus* (P<0,05).

Ud over de oven for beskrevne analyser af taxonsammensætningen af makroinvertebrater blev der beregnet et udvalg af indices og metrics (i alt 20). Disse omfattede elementer som taxonomisk sammensætning, abundans, forholdet mellem følsomme og ufølsomme taxa og diversitet (tabel 4.3). For samtlige disse indices/metrics og de allerede omtalte 9 miljøvariable blev der beregnet Pearson korrelationskoefficienter (tabel 4.4).

Kun 7 af de i alt 20 testede indices og metrics var signifikant korreleret med mindst én af de anvendte miljøvariable (tabel 4.4). Antallet af taxa, % EPT og % EPTCr havde generelt de stærkeste korrelationer (r) med enkelte af de miljøvariable: middeldybde (-0,23 til -0,32), klorofyl-a (-0,31 til -0,41) og relativt plantedækket areal (0,49 til 0,56). Også ratio chironomider/oligochaeter var ret stærkt korreleret (positivt) til middeldybden, mens andelen af chironomider og LQI var relativt stærkt positivt korreleret til total-alkalinitet, og andelen af snegle og muslinger var relativt stærkt positivt korreleret til relativt plantedækket areal. Derimod var de forskellige indices og metrics allerhøjest relativt svagt korreleret til næringsstoffer som total-fosfor og total-kvælstof. Intet indices eller metric var signifikant korreleret med hverken søareal, sigtdybde eller biomassen af bunddyrædende fisk. Ligeledes var abundansen af samtlige taxa ikke korreleret med nogen af de miljøvariable.

Tabel 4.3. Testede indices og metrics benyttet på NOVANA-prøver og/eller ketsjerprøver med angivelse af hvilke aspekter (taksonomisk sammensætning, abundans, forhold mellem følsomme og ufølsomme taxa, diversitet) de hver især afspejler i forhold til kvalitetselementet bundlevende makroinvertebrater (jf. Vandramme Direktivet). Bemærkninger: LQI kan ikke umiddelbart beregnes, hvis samtlige 12 indikator slægter af Chironomidae mangler i en prøve; i sådanne tilfælde er indekset tildelt en værdi på 12.

| Indeks/metric | Beskrivelse | Vandramme Direktiv elementer karakteriseret |
|----------------------------|---|--|
| Abundans | Individtæthed (individer/m ²) af samtlige taxa | Abundans |
| Antal taxa | Totalt antal taxa | Taksonomisk sammensætning, diversitet |
| Antal familier | Totalt antal familier | Taksonomisk sammensætning, diversitet |
| Antal slægter | Totalt antal slægter | Taksonomisk sammensætning, diversitet |
| % EPT (abundans) | Abundans af døgnfluer (Ephemeroptera)+slørvinger (Plecoptera) + vårflyer (Trichoptera)/abundans af samtlige taxa (i %) | Taksonomisk sammensætning, abundans, diversitet |
| % EPTCr (abundans) | Abundans af Ephemeroptera+slørvinger+Trichoptera+krebsdyr (Crustacea)/abundans af samtlige taxa (i %) | Taksonomisk sammensætning, abundans, diversitet |
| EPTCr (taxa) | Antal taxa af Ephemeroptera+ Plecoptera+Trichoptera+ Crustacea | Taksonomisk sammensætning, diversitet |
| % Filtratorer | Abundans af samtlige filtratorer/abundans af samtlige taxa (i %) | Abundans |
| % Chironomidae | Abundans af samtlige dansemyg(Chironomidae)/abundans af samtlige taxa (i %) | Taksonomisk sammensætning, abundans, |
| Chiro/Oligo ratio | Abundans af Chironomidae/(abundans af Chironomidae+børsteorme(Oligochaeta)+1) | Taksonomisk sammensætning, abundans, ratio følsomme/ufølsomme taxa |
| % Chiro+Oligo | Abundans af Chironomidae+ Oligochaeta / abundans af samtlige taxa (i %) | Taksonomisk sammensætning, abundans, ratio følsomme/ufølsomme taxa |
| % Gast+Bival | Abundans af snegle (Gastropoda)+muslinger (Bivalvia)/abundans af samtlige taxa (i %) | Taksonomisk sammensætning, abundans, ratio følsomme/ufølsomme taxa |
| Portugisiske GOLD-Indeks | Abundans af Gastropoda+Oligochaeta+Diptera/abundans af samtlige taxa | Taksonomisk sammensætning, ratio følsomme/ufølsomme taxa |
| LQI | Littoral Quality Index (Jensen 2008); $LQI = \sum_{i=1}^{12} \frac{k_i \cdot n_i}{N}$, hvor k_i er den i te chironomide taxons indikatorværdi (fra 1=næringsfattig til 12=stærkt næringsrig), n_i er abundansen/antallet af det i te chironomide taxon, og N er abundansen/antallet af samtlige 12 taxa af Chironomidae. Kun følgende taxa indgår i indekset (indikatorværdi angivet i parentes): <i>Thienemannimyia</i> -gr. (1), <i>Parakiefferiella</i> (2), <i>Tanytarsus</i> (3), <i>Psectrocladius</i> (4), <i>Corynoneura</i> (5), <i>Pseudochironomus prasinatus</i> (6), <i>Dicrotendipes</i> (7), <i>Microtendipes</i> (8), <i>Cladotanytarsus</i> (9), <i>Polypedilum</i> (10), <i>Glyptotendipes</i> (11), <i>Cricotopus</i> (12) | Taksonomisk sammensætning, ratio følsomme/ufølsomme taxa, diversitet |
| Hollandske Saprobie Indeks | Det hollandske saprobieindeks (uden indikatorvægt) | Ratio følsomme/ufølsomme taxa |
| BMWP | British Monitoring Working Party (Armitage et al. 1983). Baseret på forekomst af familier, der hver er tildelt en indikatorværdi. | Ratio følsomme/ufølsomme taxa |
| ASPT | Average Score Per Taxon (= BMWP/antal taxa) (Armitage et al. 1983). | Ratio følsomme/ufølsomme taxa |
| Simpson Indeks | Simpson dominans indeks, D_s (Simpson 1949) | Diversitet |
| Shannon Indeks | W , jf. Shannon (1948) | Diversitet |
| Margalef Indeks | Margalef (1984) | Diversitet |
| Evenness Indeks | $E = \frac{D_s - W}{\log T}$, hvor T er antallet af taxa, D_s er Simpson Dominans Indeks, og W Shannon-Weaver's Indeks | Diversitet |
| r/K ratio | $rst = \frac{\sum no1}{\sum no1 + \sum no0}$, hvor $no1$ er taxa med strategiværdien 1 (r-strateger) og $no0$ er taxa med strategiværdien 0 (k-strateger) | Ingen |

| Indeks/metric | Beskrivelse | Vandramme Direktiv elementer karakteriseret |
|---------------------------------|--|--|
| Saprobie Indeks | Zelinka & Marvan (1961) | Ratio følsomme/ufølsomme taxa |
| Polysaprobe taxa (%) | Andel af polysaprobe taxa i Saprobie Indekset (ind. i %) | Ufølsomme taxa |
| Tysk Saprobie Indeks | Meier et al. (2006) | Ratio følsomme/ufølsomme taxa |
| IBE AQEM | Iberisk system (ligner danske/belgiske vandløbsindeks) (AQEM Consortium 2002, baseret på Ghetti 1997) | Taksonomisk sammensætning, ratio følsomme/ufølsomme taxa, diversitet |
| Ernæringstyper (%) | Græssere/skrabere, sedimentædere, iturivere – individantal i % af total – eller ratio (græssere+skrabere/sedimentædere+filtratorer) | Taksonomisk sammensætning, ratio følsomme/ufølsomme taxa, diversitet |
| Taxa (glidende/krybende/gående) | Andel (individantal i % af total); Moog (1995) | Taksonomisk sammensætning, abundans, ratio følsomme/ufølsomme taxa |
| Abundans af diverse grupper | Gastropoda, Bivalvia, Oligochaeta Crustacea, Ephemeroptera (E), Plecoptera (P), Odonata, Trichoptera (T), Coleoptera, Diptera, EP, EPT, Insecta – andel af individantal i % af total | Taksonomisk sammensætning, ratio følsomme/ufølsomme taxa |
| EPT abundansklasser | Sum af abundansklasser (individantal omregnet til abundans) | Taksonomisk sammensætning, abundans, diversitet |
| Hololimnisk taxa (%) | Andel af grupper, som lever i vand hele deres liv. Individantal i % af total | Taksonomisk sammensætning |
| Antal taxa af diverse grupper | Bivalvia (B), Gastropoda (G), Ephemeroptera (E), Plecoptera (P), Odonata (O), Trichoptera (T), Coleoptera (C), Diptera, EPT, EPTCBO, ETO – antal taxa eller ratio | Taksonomisk sammensætning, diversitet |
| Udvalgte EPTD | Sum af abundanser af EPTD (WISL 2008) | Taksonomisk sammensætning, abundans, diversitet |
| AWIC (U.K.) | Acid Water Indicator Community – Ormerod et al. (2006) (udviklet for forsurede vandløb i U.K.) | Taksonomisk sammensætning, abundans, ratio følsomme/ufølsomme taxa, diversitet |
| DWFDi (Holland) | $DWFDi = \{200 * (tx\%KM / KMmax) + (100 - ab\%DN) + 100 * ab\%(DN + KM)\} / 400$ hvor: tx%KM = relative antal af "kritiske" taxa, KMmax = antal kritiske taxa under reference forhold, ab%DN = relativ abundans af dominant negative taxa (transformerede abundans klasser) ab%(DP+KM) = sum af relative abundanser af dominant positive taxa og kritiske taxa (transformerede abundans klasser) Indekset udregnes specifikt for hver af i alt 5 søtyper, hvoraf M14 er sammenlignelig med den danske søtype 6 (fersk, høj-alkalin, lavvandet, klarvandet) – Knoben et al. (2008) | Taksonomisk sammensætning, abundans, ratio følsomme/ufølsomme taxa, diversitet |

Tabel 4.4. Pearson korrelations koefficienter mellem udvalgte makroinvertebrat indices og metrics (se forklaring og beskrivelser i tabel 4.3) og 9 miljøvariable for Kajakprøver, baseret på 139 NOVANA søer. Signifikante koefficienter ($P < 0,01$) er markeret med fed, stærkt signifikante koefficienter ($P < 0,0001$) er markeret med fed+kursiv. Forklaringer: Z – middeldybde, Ptot – total-fosfor (årsmiddel), Ntot – total-kvælstof (årsmiddel), TA – total alkalinitet (årsmiddel), Klor-a – klorofyl-a (sommerrmiddel), SD – sigtdybde (sommerrmiddel), planter – relativt plantedækket areal, fisk – bunddyrædende fisk (CPUE, biomasse).

| | Areal | Z | Ptot | Ntot | TA | Klor-a | SD | RPA | Fisk |
|----------------------------|-------|--------------|--------------|-------------|--------------|--------------|-------|-------------|-------|
| Abundans | -0.07 | -0.07 | -0.03 | 0.01 | -0.04 | 0.03 | 0.07 | 0.07 | -0.09 |
| Antal taxa | -0.18 | -0.32 | -0.22 | -0.12 | -0.23 | -0.31 | 0.12 | 0.49 | 0.01 |
| Antal familier | -0.18 | -0.07 | 0.04 | 0.00 | -0.09 | -0.10 | -0.01 | 0.00 | -0.06 |
| Antal slægter | -0.19 | -0.07 | 0.02 | -0.07 | -0.15 | -0.12 | 0.00 | 0.00 | -0.06 |
| % EPT (abundans) | -0.05 | -0.23 | -0.06 | -0.14 | -0.03 | -0.34 | 0.07 | 0.50 | 0.00 |
| % EPTCr (abundans) | -0.01 | -0.21 | -0.04 | 0.03 | 0.09 | -0.11 | -0.05 | 0.13 | 0.13 |
| EPTCr (taxa) | -0.12 | -0.32 | -0.25 | -0.13 | -0.13 | -0.41 | 0.12 | 0.56 | 0.00 |
| % Filtratorer | -0.02 | -0.06 | 0.01 | -0.03 | -0.07 | 0.06 | -0.11 | 0.02 | 0.19 |
| % Chironomidae | -0.03 | -0.28 | -0.15 | -0.16 | -0.30 | -0.08 | -0.08 | 0.16 | 0.21 |
| Chiro/Oligo ratio | 0.10 | 0.31 | 0.19 | 0.21 | 0.23 | 0.14 | 0.02 | -0.21 | -0.15 |
| % Chiro+Oligo | 0.11 | -0.06 | -0.02 | 0.02 | -0.18 | 0.09 | -0.14 | -0.03 | 0.16 |
| % Gast+Bival | 0.22 | -0.20 | -0.08 | -0.10 | -0.07 | -0.13 | 0.10 | 0.37 | 0.03 |
| LQI | 0.02 | 0.11 | 0.25 | 0.22 | 0.30 | 0.18 | -0.12 | -0.16 | -0.01 |
| Hollandske Saprobie Indeks | 0.01 | -0.20 | 0.03 | -0.01 | -0.08 | -0.09 | -0.06 | 0.26 | 0.11 |
| BMWP | -0.12 | -0.13 | 0.09 | 0.01 | -0.07 | -0.07 | -0.09 | 0.05 | -0.10 |
| ASPT | -0.08 | -0.11 | 0.05 | 0.04 | -0.04 | 0.01 | -0.16 | 0.00 | -0.06 |
| Simpson Indeks | -0.04 | -0.12 | 0.11 | -0.03 | -0.13 | 0.00 | -0.02 | -0.01 | 0.06 |
| Shannon-Wiener | -0.10 | -0.13 | 0.09 | -0.04 | -0.15 | -0.05 | -0.03 | 0.03 | 0.01 |
| Margalef Indeks | -0.19 | -0.08 | 0.02 | -0.07 | -0.16 | -0.12 | 0.01 | 0.01 | -0.04 |
| Evenness Indeks | 0.04 | -0.10 | 0.13 | 0.00 | -0.04 | 0.11 | -0.05 | -0.08 | 0.09 |
| r/K ratio | -0.04 | -0.08 | 0.07 | 0.01 | 0.01 | -0.12 | -0.02 | 0.05 | -0.02 |
| Portugisiske GOLD-Indeks | -0.02 | 0.03 | -0.05 | -0.04 | 0.06 | -0.10 | -0.10 | 0.06 | -0.05 |

4.2 Andre makroinvertebrat-data

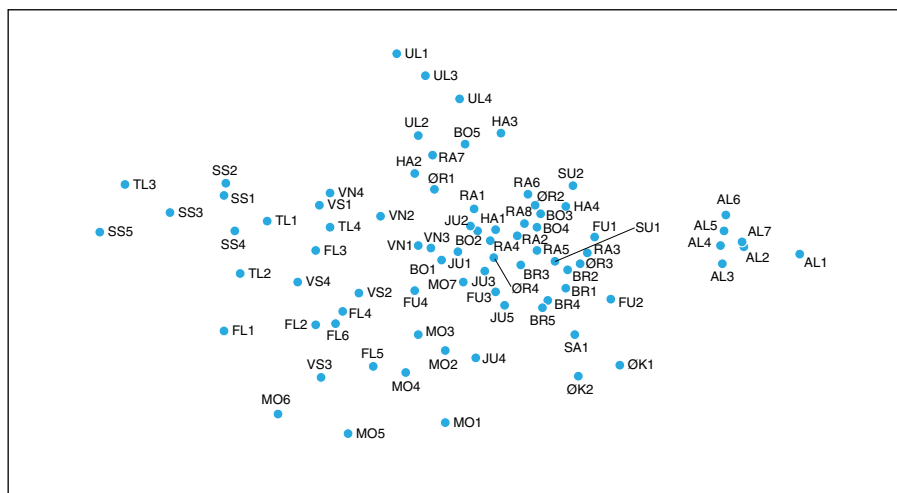
Det var muligt at analysere ketsjerprøver af makroinvertebrater indsamlet fra littoralzonen i 18 danske søer. Det samlede antal prøver var 81, idet der var blevet udtaget op til 8 prøver (hvor hver prøve repræsenterede en specifik lokalitet) i den samme sø.

Der blev registreret i alt 296 forskellige taxa i materialet. Antallet af taxa i den enkelte prøve varierede mellem 11 og 134. Langt den mest taxonrige gruppe var Chironomidae (67 taxa). Andre taxonrige grupper var Trichoptera (52 taxa), Coleoptera (31 taxa), Gastropoda (19 taxa) og Ephemeroptera (10 taxa). En samlet taxonliste kan fås ved henvendelse til denne rapport første forfatter.

Individantallet varierede mellem 57 og 13 800; de største individantal blev fundet i prøverne fra Almind Sø. Der blev fundet en signifikant positiv sammenhæng mellem antallet af taxa og individantallet mellem de i alt 81 prøver ($r_s = 0,75$, $P < 0,0001$).

Variationen i taxonsammensætning var i flere tilfælde væsentlig mindre inden for den enkelte sø end mellem søerne indbyrdes, hvilket er illustreret i figur 4.4. Således skiller Almind Sø, Ulstrup Langsø, Ørslev

Klostersø og i nogen grad også Stilling Solbjerg Sø og Mossø sig klart ud fra de øvrige, mens der for øvrige søer er et betydeligt overlap.



Figur 4.4. Figur 4.5. Multidimensionel skalering (MDS) af Bray-Curtis similariteter (på log-transformerede taxondata) mellem 81 ketsjerprøver fra littoralzonen i 18 søer. Hver prøve er markeret med kode: AL – Almind Sø, BOR – Borre Sø, BRY – Bryrup Langsø, FLY – Flyndersø, FUS – Fussing Sø, HAL – Hald Sø, JUL – Julsø, MOS – Mossø, RAV – Ravn Sø, SAL – Salten Langsø, SS – Stilling-Solbjerg Sø, SUN – Sunds Nørresø, TJL – Tjele Langsø, UL - Ulstrup Langsø, VIBN – Viborg Nørresø, VIBS – Viborg Sønder sø, ØK – Ørslev Klostersø, ØRN – Ørn Sø. Stress faktoren for analysen var 0,21, hvilket angiver, at variationen i taxonsammensætning kun beskrives relativt troværdigt af de to akser i diagrammet.

En undersøgelse af korrelationerne mellem ca. 50 forskellige indices eller metrics og 7 udvalgte miljøvariable viste en række signifikante sammenhænge – positive eller negative – blandt de 17 søer (Ørslevkloster Sø udeladt) (tabel 4.5). Blandt de miljøvariable indbyrdes blev der kun fundet stærkt signifikante korrelationer mellem total-fosfor og hhv. klorofyl-a ($r=0,85$, $P<0,001$) og sigtddybde ($r= -0,77$, $P<0,001$), mens sigtddybde og klorofyl-a var indbyrdes stærkt negativt korreleret ($r= -0,88$, $P<0,001$). Søareal, total-alkalinitet var ikke korreleret til nogle af de andre miljøvariable, mens middeldybden var relativt svagt korreleret med sigtddybden ($r=0,55$, $P<0,05$), og total-fosfor var relativt svagt korreleret med total-kvælstof ($r=0,53$, $P<0,05$). Samlet set var der således en tydelig gradient af næringsrigdom blandt de undersøgte søer (udtrykt ved total-fosfor, total-kvælstof og klorofyl-a).

Tabel 4.5. Pearson korrelations koefficienter mellem udvalgte makroinvertebrat indices og metrics (se forklaring og beskrivelser i tabel 4.3) og 7 miljøvariable for ketsjerprøver fra littoralzonen i 17 danske søer. Signifikante koefficienter ($P < 0,01$) er markeret med fed, stærkt signifikante koefficienter ($P < 0,001$) er markeret med fed+kursiv. Forklaringer: Z – middeldybde, Ptot – total-fosfor (årsmiddel), Ntot – total-kvælstof (årsmiddel), TA – total alkalinitet (årsmiddel), Klor-a – klorofyl-a (sommerrmiddel), SD – sigtddybde (sommerrmiddel).

| Indices/Metric | Areal | Z | Ptot | Ntot | TA | Klor-a | SD |
|---|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| <i>Abundans</i> [ind/m ²] | -0.219 | 0.334 | -0.374 | -0.585 | -0.330 | -0.334 | 0.429 |
| <i>Antal Taxa</i> | -0.436 | 0.194 | -0.660 | -0.548 | -0.694 | -0.523 | 0.468 |
| Saprobie Indeks (Zelinka & Marvan) | 0.317 | -0.167 | 0.351 | 0.186 | 0.414 | 0.337 | -0.380 |
| Polysaprobe taxa (%) | 0.296 | 0.358 | 0.063 | 0.021 | 0.316 | -0.057 | 0.116 |
| Tysk Saprobie Indeks (ny version) | 0.188 | -0.520 | 0.367 | 0.265 | 0.384 | 0.426 | -0.586 |
| <i>BMWP Score</i> | -0.324 | 0.335 | -0.553 | -0.412 | -0.584 | -0.494 | 0.481 |
| <i>ASPT</i> | -0.212 | 0.414 | -0.475 | -0.342 | -0.468 | -0.405 | 0.452 |
| IBE AQEM | -0.282 | 0.350 | -0.572 | -0.473 | -0.645 | -0.488 | 0.521 |
| <i>Simpsons Dominans Indeks</i> | -0.230 | -0.056 | -0.312 | 0.087 | -0.482 | -0.324 | 0.240 |
| <i>Shannon-Wiener Indeks</i> | -0.305 | 0.113 | -0.440 | -0.119 | -0.574 | -0.446 | 0.384 |
| <i>Margalef Indeks</i> | -0.409 | 0.187 | -0.617 | -0.438 | -0.677 | -0.498 | 0.433 |
| <i>Evenness Indeks</i> | -0.028 | -0.051 | -0.025 | 0.259 | -0.103 | -0.102 | 0.063 |
| <i>r/K ratio</i> | -0.083 | -0.179 | -0.387 | -0.192 | -0.577 | -0.402 | 0.315 |
| Græssere and skrabere [%] | 0.389 | 0.291 | -0.013 | 0.142 | -0.111 | -0.159 | 0.114 |
| Sedimentædere [%] | -0.535 | -0.188 | 0.025 | 0.137 | 0.023 | 0.005 | 0.055 |
| (Græssere/skrabere)/(sedimentædere + filtratorer) | 0.541 | 0.412 | 0.077 | 0.064 | 0.078 | -0.049 | 0.051 |
| Iturivere [%] | 0.570 | 0.423 | -0.139 | -0.322 | 0.212 | 0.052 | -0.031 |
| Taxa som glider, kryber eller går [%] | 0.005 | 0.364 | -0.395 | -0.315 | 0.016 | -0.570 | 0.541 |
| Gastropoda abundans [%] | 0.013 | 0.362 | -0.234 | -0.068 | 0.190 | -0.500 | 0.463 |
| Bivalvia abundans [%] | -0.128 | -0.224 | -0.380 | -0.200 | -0.589 | -0.357 | 0.263 |
| Oligochaeta abundans[%] | -0.007 | 0.074 | 0.046 | -0.002 | 0.139 | 0.082 | -0.039 |
| Crustacea abundans[%] | 0.460 | 0.134 | -0.094 | -0.311 | 0.133 | 0.116 | -0.127 |
| Ephemeroptera abundans [%] | -0.461 | 0.013 | 0.210 | 0.116 | 0.028 | 0.273 | -0.091 |
| Odonata abundans [%] | -0.396 | 0.042 | -0.609 | -0.691 | -0.234 | -0.478 | 0.369 |
| Trichoptera abundans [%] | -0.034 | 0.088 | -0.052 | 0.191 | -0.105 | -0.171 | 0.192 |
| Coleoptera abundans [%] | 0.011 | 0.693 | -0.029 | 0.130 | 0.164 | -0.046 | 0.298 |
| Diptera abundans [%] | -0.128 | -0.645 | 0.171 | 0.271 | -0.176 | 0.199 | -0.406 |
| <i>EPT abundans</i> [%] | -0.497 | 0.082 | 0.148 | 0.101 | -0.073 | 0.193 | 0.012 |
| EP [%] | -0.504 | 0.058 | 0.169 | 0.047 | -0.045 | 0.251 | -0.045 |
| EPT [%] (abundans klasser) | -0.384 | 0.247 | -0.378 | -0.056 | -0.351 | -0.385 | 0.537 |
| Insecta [%] | -0.457 | -0.354 | 0.264 | 0.343 | -0.114 | 0.306 | -0.283 |
| Hololimnisk taxa [%] | 0.446 | 0.349 | -0.198 | -0.320 | 0.225 | -0.235 | 0.223 |
| Gastropoda taxa | -0.286 | 0.281 | -0.372 | -0.219 | -0.354 | -0.374 | 0.299 |
| Ephemeroptera taxa | -0.543 | 0.264 | -0.752 | -0.532 | -0.605 | -0.591 | 0.604 |
| Odonata taxa | -0.406 | 0.124 | -0.675 | -0.696 | -0.495 | -0.530 | 0.448 |
| Trichoptera taxa | -0.406 | 0.220 | -0.692 | -0.511 | -0.674 | -0.588 | 0.522 |
| Coleoptera taxa | -0.320 | 0.466 | -0.613 | -0.683 | -0.444 | -0.455 | 0.522 |
| Diptera taxa | -0.480 | 0.118 | -0.691 | -0.532 | -0.709 | -0.482 | 0.432 |
| EPT-Taxa | -0.426 | 0.267 | -0.704 | -0.544 | -0.673 | -0.583 | 0.552 |
| EPT/Diptera | 0.261 | 0.190 | 0.169 | 0.161 | 0.125 | -0.147 | 0.181 |
| EPTCBO (Eph., Ple., Tri., Col., Bivalv., Odo.) taxa | -0.424 | 0.306 | -0.706 | -0.615 | -0.645 | -0.576 | 0.568 |
| ETO-taxa | -0.445 | 0.221 | -0.725 | -0.561 | -0.660 | -0.601 | 0.544 |
| <i>Antal familier</i> | -0.374 | 0.232 | -0.587 | -0.450 | -0.686 | -0.517 | 0.479 |
| <i>Antal slægter</i> | -0.418 | 0.197 | -0.664 | -0.553 | -0.711 | -0.537 | 0.486 |
| <i>Portugisiske GOLD-Indeks</i> | 0.094 | 0.167 | 0.045 | -0.157 | -0.090 | 0.236 | -0.059 |
| Udvalgte EPTD | -0.394 | 0.186 | -0.585 | -0.404 | -0.724 | -0.495 | 0.471 |
| AWIC Indeks (Acid Water Indicator Community index) | -0.209 | -0.557 | -0.011 | -0.033 | 0.203 | 0.029 | -0.255 |
| <i>LQI (Littoral Quality Index)</i> | 0.391 | -0.118 | 0.729 | 0.334 | 0.650 | 0.706 | -0.660 |
| DWFDi(M14) | -0.457 | -0.291 | -0.671 | -0.256 | -0.575 | -0.511 | 0.316 |

De statistisk stærkeste korrelationer mellem næringsstofparametrene (primært total-fosfor eller klorofyl-a) og indices/metrics blev fundet for antallet af taxa af hhv. døgnfluer (Ephemeroptera taxa), vårfluer (Trichoptera taxa), døgnfluer + slørvinger + vårfluer (EPT taxa), døgnfluer + vårfluer + guldsmede (ETO taxa), tovinger (Diptera taxa), biller (Coleoptera taxa), døgnfluer + slørvinger + vårfluer + biller + muslinger + guldsmede (EPTCBO taxa), samt dansemyggeindekset LQI og det hollandske multimetriske indeks, DWFDi. For disse fandtes således r-værdier i intervallet fra -0,67 til -0,75 ($P < 0,001$). Der blev også fundet relativt høje r-værdier ($< -0,57$) mellem enkelte af næringsstofparametre og procentandelen af guldsmede (% Odonata), antal taxa, antal slægter, % glidende/kravlende taxa og Margalef's Indeks, mens fx ASPT, % græssere, % sedimentædere, % polysaprobe taxa og % insekter ikke var signifikant korreleret med nogen af næringsstofparametrene.

En række indices/metrics var relativt stærkt korreleret med andre miljøvariable. Andelen af Coleoptera og Diptera var således hhv. positivt og negativt korreleret med middeldybden, mens antallet af taxa, Margalef Indeks, Ephemeroptera taxa, Trichoptera taxa, Diptera taxa, EPT taxa, EPTCBO taxa, ETO taxa, antal familier, antal slægter, hyppighed af døgnfluer + slørvinger + vårfluer og tovinger (sel EPTD), og LQI var relativt stærkt korreleret (negativt eller positivt) med total alkalinitet.

5 Diskussion

5.1 NOVANA-data

De udvalgte søer var velegnede til at undersøge variationen i bunddyrenes taxonsammensætning langs gradienter af søstørrelse, dybde, alkalinitet, indhold af fosfor og kvælstof, samt fysisk-biologiske kvalitetselementer som sigtddybde (primært et udtryk for biomassen af planktonalger), biomassen af planktonalger (klorofyl-a), bunddækning af undervandsplanter og biomasse af bunddyrædende fisk. Der blev fundet den forventede positive sammenhæng mellem næringsstoffer og algebiomasse, og negative sammenhæng mellem næringsstoffer/algebiomasse og sigtddybden. Desuden er det forventeligt at finde, at sigtddybden øgedes med stigende middeldybde, idet chancen for øget sigtddybde øges jo større dybden er; i en del lavvandede søer vil sigtddybden reelt være større end den maksimale dybde, hvilket i praksis ikke er tilfældet i dybe søer. Derudover mindskes sigtddybden ofte i lavvandede søer pga. ophvirvlet sedimentet, når det blæser kraftigt. Plantedækningen var desuden størst i de lavvandede søer, hvor der naturligt er større mulighed for, at planterne kan få lys nok til at brede sig over større områder end i de dybe søer. Disse sammenhænge er velkendte for bl.a. danske søer (se fx Jensen et al. 1997). Til gengæld var biomassen af de bunddyrædende fisk ikke korreleret med nogen af de øvrige variable, hvilket umiddelbart kan virke overraskende, idet der er påvist nær sammenhæng mellem biomassen af den samlede fiskebestand (bundlevende såvel som pelagisk levende arter), samt af biomassen af karpefisk, og næringsstofindholdet (Jensen et al. 1997).

Total-alkaliniteten var stærkt positivt korreleret med total-fosfor, totalkvælstof og klorofyl-a, hvilket uden tvivl kan forklares ved, at de lavalkaline søer ligger i områder, hvor næringsstofbelastningen fra et ofte meget lille opland er relativt lille, samtidig med at oplandene er relativt upåvirkede af menneskelige aktiviteter, hvorimod hovedparten af de høj-alkaline søer ligger i oplande, hvorfra tilførslen af næringsstoffer er stor.

Trods de stærke korrelationer mellem flere af de variable var ingen af disse dog så stærkt indbyrdes korrelerede, at det var nødvendigt at udelade dem i gradientanalyserne.

Selvom der i alt blev fundet 122 forskellige taxa i de 139 undersøgte søer, var kun ca. 20 taxa almindeligt udbredte med forekomst i mere end 20 % af søerne. Samtidig var mere en halvdelen af dem identificeret til et forholdsvis overordnet taksonomisk niveau. Og i den enkelte sø var antallet af taxa gennemgående relativt lille, også selvom individantallet i median/middel svarede til, at der blev fundet ca. 20 individer i hver enkelt Kajakprøve. Den relativt beskedne taxon-rigdom på den bløde bund og på relativt stor dybde er ikke overraskende. Substratet – og hermed habitatforholdene – er her ret ensartede, medmindre der samtidig vokser vandplanter på bunden, som dels bidrager med nye habitater, dels kan virke stabiliserende på sedimentet (nedsætte påvirkningen fra vinden i lavvandede søer). Dertil kommer, at iltindholdene kan være meget dår-

lige og derved begrænse diversiteten og tætheden af bunddyrene, hvis søernes vandmasse er temperatur lagdelt. Til forskel rummer littoralzonen langt flere habitater, fx sten i brændingszonen, undervandsplanter, rørsump af emergente sumplanter, sandbund, akkumuleret detritus, dødt ved og rørsumpvegetation, ligesom iltforholdene normalt vil være særdeles gode. Her vil taxonrigdommen være langt større (se afsnit 5.2).

De multivariate analyser (CCA) viste, at de signifikante miljøvariable tilsammen kun kunne forklare 11,8 % af variationen i taxonsammensætning. Desuden forklarede hver af disse 5 miljøvariable relativt lige meget af variationen (1,3-2,8 %).

Samlet set – hvilket også blev støttet af den multivariate-regression-tree-analyse (MRT) – var det plantedækkede areal den stærkeste fordelende faktor. Denne dannede sammen med middeldybden, som jo var indbyrdes negativt korrelerede, en markant "plante-dybde gradient". En lang række taxa blev primært fundet, når plantedækningen var stor. Det gjaldt fx flere netspindende vårfluer af familien Polycentropodidae, døgnfluen *Caenis lacteum*, snegle som *Radix baltica* og *Gyraulus crista* samt *Gammarus lacustris*. Heraf benytter Polycentropodidae planterne som substrat for deres fangstnet og den retræte, som de opholder sig i, mens de venter på levende bytte (zooplankton eller smådyr, som lever i vegetationen, se fx Wesenberg-Lund 1911), ligesom i hvert fald *Gyraulus crista* græsser epifytiske alger på planterne. Modsat er *Chironomus anthracinus* nært knyttet til den bløde vegetationsløse bund, typisk på større dybder i større søer, hvor iltindholdet samtidig er tilstrækkeligt højt (fx Sand-Jensen & Lindegaard 1996). Betydningen af plantedækket er således forventelig, fordi planterne bidrager til at øge habitatdiversiteten på den bløde bund, ligesom de kan stabilisere bunden. Derudover yder planterne en vis beskyttelse mod prædation, ligesom de fungerer som substrat, hvorpå mange taxa kan søge føde. Alligevel er betydningen af plantedækket på sin vis overraskende, fordi Kajakprøverne ikke måtte tages direkte i vegetationen, men på steder af bunden hvor der ikke voksede planter. Forklaringen er formodentlig, at der foregår en vis "udvandring" af dyr fra områder med planter til nærliggende planteløse områder.

Det var umiddelbart at forvente, at middeldybden alene ville have forklaret en større del af variationen i taxonsammensætning. NOVANA-søerne omfattede således 68 % lavvandede søer (< 3m, primært omfattende højalkaline søer: søtype 6) og 32 % dybvandede søer (≥ 3 m, næsten udelukkende højalkaline søer: søtype 7). En del af de dybe søer har en temperaturbetinget lagdeling af vandmassen hen gennem sommeren og derfor – på grund af et forhøjet næringsstofniveau og deraf følgende nedbrydning af dødt plankton – også et lavt iltindhold i hypolimnion, som vil omfatte den del af bunden, hvorfra bunddyrene blev indsamlet. Det ville udelukke en stor del af de mere iltfølsomme taxa. Denne faktor synes dog ikke at være markant i analysen.

Total-alkaliniteten udgjorde, sammen med søarealet, en anden betyden- de gradient. Langs denne gradient var små, lavvandede og lav-alkaline søer bl.a. karakteriseret ved forekomst af arter som *Leptophlebia vespertina*, *Molanna albicans* og *Pseudochironomus prasinatus*. Især de to førstnævnte er knyttede til denne type søer (søtype 1 og 2 med en total-

alkalinitet på $< 0,2 \text{ meqL}^{-1}$), men er især knyttet til survandede søer (egne observationer fra andre danske søer).

Kun en meget lille del af taxonvariationen kunne forklares direkte ved forskelle i næringsstofniveau, karakteriseret ved fx total-fosfor og den positivt korrelerede planktonalgebiomasse målt som klorofyl-a. Dertil kommer dog, at dækningsgraden af vandplanter i betydelig grad er styret af næringsstofniveauet. Samlet set er det dog kun en meget lille del af variationen i taxonsammensætning, der kan forklares entydigt langs en næringsstof- eller eutrofigradient.

Langt den største del af variationen i taxonsammensætning kunne ikke forklares af de undersøgte miljøvariable, heller ikke af biomassen af samtlige bunddyrædende fisk. Det var ellers umiddelbart forventet, at denne del af fiskebestanden ville have indflydelse på taxonsammensætningen af bunddyrene. Således har biomassen af arter som små brasen, aborrer og skaller stor indflydelse på sammensætningen og mængden af zooplankton i søer og spiller således en central rolle i søernes biologiske struktur og miljøtilstand (fx Jeppesen 1998). Fiskene kontrollerer således zooplanktonet, som på sin side har en regulerende rolle i forhold til planteplanktonet. Tilsvarende sammenspil kunne forventes mellem de bunddyrædende fisk og bunddyrene. Imidlertid havde de bunddyrædende fisk ingen signifikant sammenhæng med mængden, antallet af taxa eller andelen af udvalgte grupper af bunddyr.

Samlet set kunne det påvises, at taxonsammensætningen på den bløde bund, således som den blev beskrevet via de udtagne Kajakprøver, i et vist omfang afspejlede næringsstofniveauet i de undersøgte søer. Der synes således at være et vist, om end beskedent, potentiale for udarbejdelse af indices ud fra fx indikatorarter. Imidlertid viste kun få af de afprøvede indices og metrics direkte at afspejle næringsstofniveauet, og endda kun i utilstrækkelig grad (dvs. med relativt lave korrelationskoefficienter).

Det må derfor konkluderes, at omfanget af det hidtidige NOVANA-program for bunddyr ikke er tilstrækkeligt som grundlag for at udvikle egnede indices/metrics, som kan bruges til at karakterisere søernes miljøtilstand i de forskellige tilstandsklasser.

En stor del af forklaringen skyldes uden tvivl, at *NOVANA-programmet omfatter alt for få og små Kajakprøver*. Til sammenligning anvendes i Tyskland prøveudtagningsudstyr, som dækker et større areal af søbunden (35,3-560 cm^2), ligesom der udtages væsentlig flere prøver (20-120 afhængig af prøvetagningsudstyret), hvilket alt i alt betyder, at der eksempelvis dækkes et areal på 13 500 cm^2 i en sø af størrelsen 500 ha (Zenker et al. 2006). Derved dækkes et ca. 50 gange større areal af søbunden end for NOVANA-programmets søer. Med et øget areal øges også muligheden for få en sikrere beskrivelse af såvel diversitet som abundans af bunddyrene. Ligeledes vil diversiteten (taxonrigdommen) øges med det øgede individantal, som opnås ved flere og større prøver, ligesom diversitet og individtæthed vil blive sikrere bestemt. Det er sikkert en stor del af forklaringen på, at det er lykkedes tyskerne at opstille tilsyneladende velfungerende multimetriske indices for forskellige definerede søtyper (Zenker et al. 2006). Det er i øvrigt blandt vore nabolande kun Tyskland,

der har udviklet indices/metrics ud fra bunddyr indsamlet på blød bund i sublittoralzonen.

Flere lande har til gengæld udviklet indices for bunddyr indsamlet i profundalzonen (den bløde bund under springlaget i temperaturlagdelte, og dermed typisk dybe, søer) til beskrivelse miljøtilstanden (fx Lafont et al. 1991, Verneaux et al. 2004). Noget sådant er vanskeligt for de relativt få dybe, lagdelte danske søer, fordi næsten alle disse vil have iltfrie forhold i profundalzonen, selv ved en relativt lille næringsstofniveau.

Det er på denne baggrund ikke forsøgt at opstille indices/metrics for de danske søtyper ud fra de foreliggende datamateriale, baseret på Kajakprøver fra sublittoral- og profundalzonen.

5.2 Andre makroinvertebratdata

Selvom det kun var muligt at sammenstille data fra littoralzonen i 18 danske søer, var den samlede taxonrigdom fra disse søer langt større end for Kajakprøverne fra den bløde bund på dybere vand i NOVANA søerne. Forskellen er endda reel, idet der ikke var væsentlig forskel i det anvendte taksonomiske niveau. Dette var som allerede omtalt forventet, idet habitatrigdommen og miljøforholdene (fx iltforholdene) er mere favorable på det lave vand.

Ligesom Kajakprøverne fra NOVANA-søerne er ketsjerprøverne fra de undersøgte søer udtaget og bearbejdet af forskellige personer. Dertil kommer, at ketsjerprøverne ikke alle er udtaget på samme årstid, der er ikke anvendt samme maskevidde i ketsjeren eller indsamlet på præcis samme måde og med samme ihærdighed, idet der ikke har ligget nogen standardprotokol til grund. Dette afspejles delvis ved, at der er en nær sammenhæng mellem antallet af taxa og individantallet i de over 80 prøver. Særlig tydeligt er, at arts- og individantallet i Almind Sø er markant større end i de øvrige søer. Dette skyldes bl.a., at der blev samlet særlig ihærdigt i denne "spændende" sø, som kan betragtes som en af de få danske referencesøer. Prøverne blev således relativt store (J. Skriver, personlig meddelelse). Tolkningen af de udførte analyser af data fra samtlige søer skal naturligvis ses i dette lys.

Miljøforholdene i littoralzonen vil i høj grad påvirkes af beliggenheden i forhold til de fremherskende vindretninger, morfometriske forskelle i både horisontalt og vertikalt plan, forekomsten af rørsump, karakteren af de brednære arealer (fx om der er beskygning med træer), og menneskeskabte påvirkninger som fx anlæg af stensætninger, bådebroer, badeanlæg m.v. Dette medfører forskelle i levevilkårene for bunddyrene, hvilket må forventes at gøre det nødvendigt at indsamle prøver fra forskellige lokaliteter i den enkelte sø for at få et helhedsbillede af søens tilstand. Analysen af forskelle i taxonsammensætning mellem de enkelte søer og inden for den samme sø viste da også en betydende variation inden for den enkelte sø. Trods dette var det dog muligt ret tydeligt at adskille visse af søerne fra hinanden ud fra deres taxonsammensætning. Det vurderes derfor tilladeligt at analysere korrelationerne mellem udvalgte miljøvariable og gennemsnittene af de udvalgte indices/metrics for de enkelte søer.

Selvom datamaterialet (antallet af søer) var beskedent, og de udførte feltundersøgelser ikke var fuldt sammenlignelige, blev der fundet en række stærkt signifikante sammenhænge mellem visse miljøvariable og indices/metrics. Helt overordnet var der adskillige indices og metrics, som afspejlede en gradient af næringsstofniveauer. En del indices/metrics gav intet "respons", formodentlig fordi de ikke var specielt designet for søer, men for vandløb. Det skal dog påpeges, at mere eksponerede dele af søers littoralzone har betydelige ligheder med forholdene i vandløb. Særlig interessant er, at det hollandske indeks, der er specielt udviklet til netop ketsjerprøver fra littoralzonen (Knoben et al. 2008), ser ud til at kunne fungere i danske søer. Ligeledes har det danske LQI (Jensen 2008), som er udviklet til stenprøver fra littoralzonen tilsyneladende også et betydeligt potentiale. Derudover synes meget simple metrics som fx antallet af taxa af døgnfluer, guldsmede, vårfluer og dipterer mv. fint at afspejle næringsstofniveauet.

Enkelte metrics viste også en relativt stærk signifikant sammenhæng med middeldybden. Det er dog umiddelbart vanskeligt at forklare, hvorfor andelen af biller øgedes med middeldybden, mens andelen af Diptera (tovinger) aftog med vanddybden. Under alle omstændigheder var der ikke tilstrækkeligt grundlag for at afprøve de forskellige indices i forhold til søtypen. Der forekom således kun høj-alkaline søer (søtype 6 og 7), hvoraf dybe høj-alkaline søer (søtype 7) var klart overrepræsenteret (over 80 %).

Til gengæld var der en relativt dårlig sammenhæng mellem næringsstofniveauet og flere af de indices/metrics, som indgår i det tyske multimetriske indeks (WRRL), og som findes i flere udgaver afhængigt af søtypen. Det gjaldt fx ASPT, andel af græssere og sedimentædere, andel af insekter, andel af krebsdyr, andel af polysaprobe taxa, andel af hololimniske taxa og Shannon Indeks (se Zenker et al. 2006). Enkelte af de øvrige elementer i indekset var dog positivt korreleret til næringsstofniveauet (andel af guldsmede, antallet af ETO taxa).

Samlet set ser ketsjerprøver fra littoralzonen ud til at have et stort potentiale for at kunne afspejle tilstanden i danske søer, også selvom der i høj grad er tale om indices og metrics, som bygger på samlede grupper af arter. Det er i den forbindelse sandsynligt, at det vil være muligt at udpege egnede indikatorer på arts- og slægtsniveau, såfremt der i fremtiden måtte blive indsamlet et større datamateriale fra flere søer.

6 Fremtidig overvågning af bunddyr i danske søer – og mulige tilknyttede kvalitetsmål

Analysen af Kajakprøver fra blød bund på relativt dybt vand (sublittoral/profundal prøver) fra 139 NOVANA-søer viste, at det ud fra disse ikke er muligt at opstille indices, der kan beskrive miljøtilstanden ud fra makroinvertebrater. Årsagen til dette er dels et for lille antal prøver, der samtidig har dækket et for lille bundareal, dels at diversiteten på den bløde bund naturligt er relativt beskedent.

Det skal dog bemærkes, at der i Tyskland også anvendes en metode med prøvetagning på blød bund i sublittoralzonen (Zenker et al. 2006). Imidlertid er omfanget af prøvetagningen og dermed resurseforbruget væsentlig større end i NOVANA. Det vil derfor være nødvendigt at finde andre og mere egnede metoder, eller om muligt udvide omfanget af prøvetagningen i forhold til det hidtidige NOVANA.

Uanset hvilken ny metode, der vælges, skal der indsamles prøver fra et stort antal danske søer (efter fast standard), så det er muligt at dække variationer i belastning og søtype. Desuden skal det være muligt at definere referencetilstanden, hvilket generelt vil være vanskeligt pga. den omfattende humane påvirkning af den danske natur, herunder danske søer. Her kan det derfor komme på tale at supplere med data fra sammenlignelige referencesøer i det baltiske område.

6.1 Ketsjerprøver fra littoralzonen

Analyserne af ketsjerprøver udtaget i littoralzonen i 17 (af de i alt 18) søer viste, at diversiteten i disse prøver er så stor og korreleret med eutrofi-variable, at der er potentiale for at opstille indices/metrics, der på tilfredsstillende vis kan forventes at beskrive miljøtilstanden i danske søer. Dertil kommer, at sådanne ketsjerprøver i flere af de lande, som mht. søer ligner Danmark mest (Tyskland (nordlige del), Holland, Belgien, Estland, Litauen) allerede anvendes som udgangspunkt for bunddyrindices. Dette er af stor betydning, fordi fremtidige danske bunddyrindices, hvis de ellers er anvendelige, skal interkallibreres med andre EU-landes indices. Dertil kommer, at sådanne interkallibreringer bl.a. forudsætter, at der anvendes samme indsamlingsteknik i de deltagende lande.

Resurserne til udtagning og bearbejdning af ketsjerprøver kan vurderes ud fra erfaringerne fra andre EU-lande, herunder det arbejde som pågår i forbindelse med forskningsprogrammet WISER (Water bodies in Europe: Integrative Systems to access Ecological status and Recovery, se www.wiser.eu). Herfra foreligger en aftale om en indsamlingsprotokol. Ifølge denne skal der indsamles prøver fra flere stationer (antallet vil afhænge af søernes størrelse, morfometri og de lokale påvirkninger, som søerne er udsat for). På hver lokalitet indsamles på alle tilstedeværende habitater inden for en afgrænset strækning, indenfor et vist tidsrum, og

med standardkjetsjer. Ligeledes er udsortering og videre bearbejdning af prøverne standardiseret.

Ud fra erfaringerne fra bl.a. udlandet forventes metoden at være velegnet til at beskrive miljøtilstanden i forhold til søernes næringsstofniveau. Imidlertid rummer den også mulighed for at afspejle andre påvirkninger, som primært berører littoralzonen. Der kan fx være tale om fysiske påvirkninger (vandspejlsregulering, fysiske ændringer i bredzonens struktur, herunder fiksering af bredderne eller badeaktiviteter). Det er netop et af formålene med de enkelte biologiske kvalitetselementer i Vandrammedirektivet, at de skal afspejle forskellige typer af påvirkninger, ligesom der kan være tale om at beskrive en generel påvirkning af miljøtilstanden ("general degradation", se fx AQEM-consortium 2002).

Resurseforbruget ved metoden er skønnet i tabel 6.1.

6.2 Stenprøver fra littoralzonen

Der er gennem en årrække indsamlet og bearbejdet stenprøver fra danske søers littoralzone, bl.a. af de tidligere danske amter (Dall et al. 1983, Brodersen 1998, Brodersen et al. 1998, Jensen 2008). Metoden har været at indsamle 2 x 10 sten fra et antal forskellige steder i en given sø. Stenene er afbørstet for makroinvertebrater og disse identificeret og optalt. Metoden har vist sig at give data, der kan korreleres med søernes næringsstofniveau (Brodersen 1998, Brodersen et al. 1998, Jensen 2008). Desværre har det vist sig vanskeligt at designe et egentligt indeks, som pålideligt og operationelt afspejler sammenhængen med næringsstofferne (Jensen 2008). Imidlertid fandt Jensen (2008) et enkelt indeks (LQI, se tabel 4.3), baseret på 12 slægter af Chironomidae, som i hvert fald i området fra rene til moderat næringsstoffbelastede søer var i stand til tilfredsstillende at beskrive påvirkningen fra næringsstoffer (total-fosfor), og således dække tilstandsklasserne høj, god og moderat økologisk tilstand. Dette ville i givet fald være tilstrækkeligt, fordi formålet med Vandrammedirektivet bl.a. er at sikre mindst god tilstand i søer.

Resurseforbruget ved metoden, også selv om det forudsættes, at der alene fokuseres på de 12 udvalgte slægter af chironomider, skønnes at være af samme størrelsesorden som for de allerede beskrevne kjetsjerprøver.

Ingen andre EU-lande anvender imidlertid metoder alene baseret på sådanne stenprøver, om end det hollandske littoralzone indeks anvender stenprøver i kombination med kjetsjerprøver. Der er således ingen mulighed for at interkallibrere en stenprøvebaseret dansk metode med andre landes metoder. Metoden er derfor reelt ikke relevant på nuværende tidspunkt.

6.3 CPET

Denne metode er baseret på indsamling af puppeexuvier (puppehuder) af Chironomidae. Metoden som benævnes CPET (Chironomid Pupal Exuvial Texhnique) er udviklet i Storbritannien og er velafprøvet, ligesom der findes en anerkendt metodebeskrivelse (CEN 2006). Princippet bygger på følgende: Når de voksne Chironomider klækkes fra puppe-

stadiet, sker dette i vandoverfladen, hvorefter den tomme puppehud, exuviet, efterlades flydende. De flydende exuvier skylles af vinden sammen langs søbredden. Herfra kan de indsamles. Chironomidae er en meget divers familie af dipterer, hvor de enkelte arter har meget specifikke krav til deres miljø med forskellige såkaldte optima med hensyn til fx søers næringsstof niveau (se fx Brodersen & Quinlan 2006, Ruse 2008) eller surhedsgrad (fx Halvorsen et al. 2001). CPET har den fordel, at de indsamlede prøver så at sige integrerer forholdene fra flere dybder og zoner i den enkelte sø. Ved at indsamle puppe exuvier flere gange i løbet af sommerhalvåret (april-september) er det muligt at få et billede af arts-sammensætningen. I praksis indsamles 4 gange i den nævnte periode – hver gang i alt mindst 200 individer. Den samlede prøve fra en given sø omfatter altså mindst 800 puppehuder.

Ud fra de enkelte arters optima for fx total-fosfor kan beregnes et kvalitetsindeks. Det er imidlertid muligt at nøjes med identifikation til slægtsniveau og stadig beregne et troværdigt indeks som mål for søernes tilstand (Ruse 2008).

Der findes glimrende bestemmelseslitteratur til slægtsniveau (Wilson & Ruse 2005) og artsniveau (Langton & Visser 2003), og bestemmelse til dette niveau er relativ overkommelig, afhængigt naturligvis af øvelse og erfaring (Wiberg-Larsen, personlige erfaringer).

Metoden er under afprøvning i Polen og vil også blive taget i betragtning som fremtidig metode i Litauen. Det vil således være muligt at interkalibrere et fremtidigt dansk indeks med disse lande.

Resurseforbruget til metoden er skønnet i tabel 6.1.

Tabel 6.1. Oversigt over skønnet resurseforbrug ved forskellige nuværende og fremtidige metoder til overvågning af makroinvertebrater i danske søer.

Tabel 6.1. Oversigt over skønnet resurseforbrug ved forskellige nuværende og fremtidige metoder til overvågning af makroinvertebrater i danske søer.

| Metode | Prøveindsamling inkl. transport (timer/sø) ^{1,2} | Prøvebearbejdning: Sortering, identifikation, optælling (kr.) | Antal prøver/sø | Samlet udgift (kr) |
|---|---|---|----------------------------------|--------------------|
| NOVANA (2004 -2009): Kajakprøver i sublittoral- og profundalzonen | 1500/prøve | | 12 (Intensiv) 8 (Ekstensiv 1) | 18 000 12 000 |
| Ketsjerprøver i littoralzonen | 6 ³ | 1800/prøve ⁵ | 5 ⁶ | 11 500 |
| CPET | 14 ⁴ | 1000/prøve | 4 | 9 400 |

Noter: ⁽¹⁾ Timepris: 384,00 kr.; ⁽²⁾ Der er søgt indregnet transport til og fra den enkelte sø for at kunne sammenligne med udgifterne til de hidtidige NOVANA udgifter – her er der så vidt muligt søgt taget højde for, at der pga. overgangen fra amter til statslige miljøcentre er blevet gennemsnitlig længere til den enkelte sø; ⁽³⁾ 1 prøvetagning; ⁽⁴⁾ 4 prøvetagninger á 1 prøve; ⁽⁵⁾ Der er skønnet samme resurseforbrug som ved Dansk Vandløbs Fauna Indeks med fuld udsortering og detaljeret NOVANA identifikationsniveau; ⁽⁶⁾ Det endelige antal prøver vil afhænge en analyse af graden af statistisk sikkerhed.

6.4 Hovedkapsler af Chironomidae i overfladesediment

Chironomider har ikke blot vist deres potentiale for at beskrive miljøtilstanden i nutiden. Larvernes hovedkapsler bevares således normalt godt i søers sediment, og det er forholdsvis enkelt at identificere de enkelte slægter eller i nogle tilfælde også arter. Eftersom det ligeledes er muligt at beskrive de enkelte slægters/arters nutidige krav til miljøet (fx Bro-

dersen & Lindegaard 1999), kan søernes miljøhistorie (fx temperatur, algeproduktion, iltforhold, udvikling i næringsstofniveau, surhedsgrad) beskrives gennem en analyse af taxonsammensætningen af chironomide hovedkapslerne i udtagne sedimentsøjler gennem en såkaldt rekonstruktion af fx total-fosforkoncentrationen i søen (fx Brodersen & Lindegaard 1997, Halvorsen et al. 2001, Brodersen & Quinlan 2006).

Hovedkapsler af chironomider kan indsamles fra overfladesedimentet, hvor de, forudsat at indsamlingsstedet er fornuftigt valgt, vil repræsentere faunaen fra et bredt udvalg af habitater, inkl. arter fra littoralzonen. Brodersen (1998) har foreslået, at sådanne prøver vil danne et langt bedre grundlag for at beskrive søers nuværende miljøtilstand end traditionelle bundprøver, hvor der indsamles levende bunddyr. Metoden med indsamling af de subfossile hovedkapsler vurderes at være omkostningseffektiv, fordi den i praksis ikke kræver mange og store prøver. Dertil kommer, at prøverne integrerer miljøtilstanden i søen over mere end ét år, hvilket udligner naturlige år til år variationer. Det gør det fx muligt at angive miljøtilstanden over en 4-5-årig periode.

Imidlertid er der ikke udviklet en præcis metode for denne teknik, hvorfor det heller ikke umiddelbart er muligt at angive resurseforbruget. Dertil kommer, at ingen andre EU-lande anvender metoden, hvorfor det ikke vil være muligt at interkallibrere et fremtidigt dansk indeks baseret på denne teknik. Teknikken er derfor ikke relevant i forbindelse med Vandrammedirektivet på nuværende tidspunkt.

6.5 anbefalinger

Ud fra de foretagne analyser, hensynet til mulighederne for at kunne interkallibrere fremtidige danske bunddyr indices, samt resurse-mæssige overvejelser kan der gives følgende anbefalinger:

- Metoden med indsamling af Kajakprøver fra sublittoral- og profundalzonen videreføres **ikke** i forbindelse med revisionen af NOVANA/DEVANO-programmet, såfremt formålet alene er at den skal danne grundlag for en beskrivelse af danske søers miljøtilstand. Det kan naturligvis ikke afvises, at en stærkt forøget indsamlingsindsats med flere og større prøver kunne give grundlag for udvikling af egnede indices for i hvert fald nogle søtyper. Imidlertid vil det betyde op mod en 3-4-dobling af udgifterne pr. sø i forhold til det hidtidige program, hvilket ikke vurderes realistisk.
- Der udvikles i stedet indices for danske søer baseret på én af to potentielt egnede metoder: ketsjerprøver fra littoralzonen eller CPET. Begge metoder skønnes at være billigere end den hidtidige metode og udviklede indices til beskrivelse af miljøtilstanden vil kunne interkallibreres med indices fra sammenlignelige EU-lande.
- Det skal specifikt anbefales at indføre standardiserede ketsjerprøver fra littoralzonen som metode. Dels er metoden allerede indført i flere sammenlignelige EU-lande, og der vil derfor kunne interkallibreres med disse (mens CPET metoden kun vil kunne

interkallibreres med Storbritannien), dels vil metoden ud over af beskrive søernes næringsstof niveau også kunne anvendes til afspejle fysiske menneskeskabte påvirkninger, som specifikt vedrører littoralzonen (hvilket ikke er muligt med CPET).

- Det anbefales hurtigst muligt at iværksætte et program for indsamling af standardiserede ketsjerprøver fra et større antal (50-75) danske søer for at sikre et tilstrækkeligt grundlag for opstilling af egnede indices – tilpasset de vigtigste danske søtyper. Herved søges i nødvendigt omfang inddraget data fra sammenlignelige udenlandske referencesøer. Denne dataindsamling forudsættes ikke udført som en del af det kommende nationale overvågningsprogram, men som et særskilt projekt udført af en enkelt aktør inden for ca. 2-3 år for at sikre ensartet datakvalitet, samt hurtig og effektiv implementering af de kommende indices.
- Når sådanne indices foreligger, indføres metoden på lige fod med de øvrige kvalitetselementer i det nationale overvågningsprogram.

7 Referencer

Andersen, J.M. (1986) Undersøgelse af forureningsforholdene i Stilling-Solbjerg Sø 1984. Århus Amtskommune, Miljøkontoret, 75 pp.

AQEM Consortium (2002) Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0., 198 pp.

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 Research* **17**, 333-347.

Breiman, L., Friedman, J. H., Olshen, R. A. & Stone, C. G. 1984, Classification and regression trees. Wadsworth International Group, Belmont, California, USA.

Brodersen, K.P. & C. Lindegaard (1997) Significance of subfossile chironomid remains in classification of shallow lakes. *Hydrobiologia* **342/343**, 125-132.

Brodersen, K.P. (1998) Macroinvertebrate communities in Danish Lakes. Classification and trophic reconstruction. Ph.D.-thesis, University of Copenhagen.

Brodersen, K.P., P.C. Dall & C. Lindegaard (1998) The fauna in the upper stony littoral of Danish lakes: macroinvertebrates as trophic indicators. *Freshwater Biology* **39**, 577-592.

Brodersen, K.P. & C. Lindegaard (1999) Classification, assessment and trophic reconstruction of Danish lakes using chironomids. *Freshwater Biology* **42**, 143-157.

Brodersen, K.P. & Quinlan, R. (2006) Midges as palaeoindicators of lake productivity, eutrophication and hypolimnetic oxygen. *Quaternary Science Reviews* **25**, 1995-2012.

Comité Européen de Normalisation (2006) Water quality – Guidance on sampling and processing of the pupal exuviae of Chironomidae (order Diptera) for ecological assessment. EN (Norme Européene) 15196, Brussels, 9 pp.

Dall, P.C. , Lindegaard, C. & Kirkegaard, J. (1983) Søernes littoralfauna afspejler eutrofigraden. – *Stads- og Havneingeniøren* **2/1983**, 43-48.

Deáth, G. 2002, Multivariate regression trees: A new technique for modeling species-environment relationships. *Ecology* **83**: 1105-1117.

Dufrene, M. & Legendre, P. 1997, Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs* **67**: 345-366.

Ghetti, P.F. (1997) Manuale di applicazione Indice Biotica Estesio (I.B.E.). I macroinvertebrate nei controllo delle qualita degli ambienti di acque correnti. Provincia Autonoma di Trento, Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente.

Grøn, P.N. (1990a) Smådyr i Borre Sø, 1985. Århus Amtskommune, Miljøkontoret, 86 pp.

Grøn, P.N. (1990b) Smådyr i Ørn Sø, 1988. Århus Amtskommune, Miljøkontoret, 73 pp.

Halvorsen, G.A., Heneberry, J.H. & Snucins, E. (2001) Sublittoral chironomids as indicators of acidity (Diptera: Chironomidae). *Water, Air, and Soil Pollution* **130**, 1385-1390.

Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L. & Sortkjær, L. (1997) Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Ferske vandområder – søer. Faglig rapport fra DMU nr. 211, 106 pp.

Jensen, M.T. (2008) Eksponerede littorale makroinvertebratsamfund – klassifikation og fordelingsmønstre langs trofiske gradienter. Specialeafhandling fra Ferskvandsbiologisk Laboratorium, Københavns Universitet, Hillerød, 101 pp.

Jeppesen, E. (1998) The Ecology of Shallow Lakes – Trophic Interactions in the Pelagial. Doctor's dissertation (DSc), NERI Technical Report No. 247, 358 pp.

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M. & Christoffersen, K. (eds.) (1998) The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Springer. *Ecological Studies* **131**, 423 pp.

Jørgensen, T.B., Bjerring, R., Johansson, L.S., Søndergaard, M., Sortkjær, L. & Landkildehus, F. (2007) Søer 2006 – NOVANA. Faglig rapport fra DMU No. 641, 66 pp.

Knoben, R.A.E., Evers, C.H.M. & Reeze, A.J.G. (2008) A newly developed WFD compliant macroinvertebrate metric for rivers and lakes in The Netherlands (draft manuscript)

Lafont, M., Juget, J. & Rofes, G. (1991) Un indice biologique lacustre base sur l'examen des oligochètes. *Revue des Sciences de l'eau* **4**, 253-268.

Langdon, P.G., Ruiz, Z., Brodersen, K.P. & Foster, I.D.L. (2006) Assessing lake eutrophication using chironomids: understanding the nature of community response in different lake types. *Freshwater Biology* **51**, 562-577.

Langton, P.H. & Visser, H. (2003) *Chironomidae exuviae*. A key to pupal exuviae of the West Palearctic Region. Amsterdam Biodiversity Center of ETI (CD-ROM).

- Larsen, J.E. (1994) Ulstrup Langsø 1993. Smådyrsfauna. Århus Amt, Natur & Miljø, 31 pp.
- Larsen, J.E. (1995) Smådyrsfaunaen i Flynder Sø 1994. Ringkjøbing Amtskommune, Teknik- og Miljøforvaltningen, 27 pp. + bilag.
- Larsen, J.E. & Skriver, J. (1994) Smådyrsfaunaen i Fussing Sø 1989-90. Århus Amt, Natur & Miljø, 26 pp.
- Lauridsen, T.L., Søndergaard, M., Jeppesen, E. & Jørgensen, T.B. (2007) Undersøgelser i søer. NOVANA og DEVANO overvågningsprogram. Teknisk anvisning fra DMU Nr. 25, 164 pp. (<http://www.dmu.dk/Pub/TA25.pdf>)
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998) Numerical Ecology. 2nd ed. Elsevier, Oxford.
- Leonhard, S.B. (1985) Smådyrsfaunaen i Tjele Langsø. Viborg Amtskommune, Vand- og miljøvesenets rapport nr. 41, 19 pp.
- Leonhard, S.B. (1987a) Smådyrsfaunaen i Jul Sø, 1985. Århus Amtskommune, Teknisk Forvaltning, 60 pp.
- Leonhard, S.B. (1987b) Miljøtilstand i Viborgsøerne 1986. Viborg Amtskommune, Vand- og miljøvesenets rapport nr. 75, 44 pp. + bilag.
- Leonhard, S.B. (1988) Smådyrsfaunaen i Mossø, 1986. Århus Amtskommune, Teknisk Forvaltning, 96 pp.
- Leonhard, S.B. (1990a) Smådyrsfaunaen i Ravn Sø, 1988. Århus Amtskommune, Miljøkontoret, 105 pp.
- Leonhard, S.B. (1990b) Sunds Sø 1988. Bundfauna. Ringkjøbing Amtskommune, Teknik- og Miljøforvaltningen, 25 pp. + bilag.
- Leonhard, S.B. & Grøn, P.N. (1990) Bryrup Langsø, 1988. Smådyrsfauna. Århus Amtskommune, Miljøkontoret, 84 pp.
- Leonhard, S.B. & Skriver, J. (1996) Smådyrsfaunaen i Almind Sø, 1994-1995. Århus Amt, Natur- og Miljøkontoret, 52 pp. + bilag.
- Margalef, R. (1984) The science and praxis of complexity. Ecosystems: Diversity and connectivity as measurable components of their complication. I: Aida et al. (ed.) United Nations University, Tokyo, 228-244.
- Meier, C., Böhmer, J., Biss, R., Feld, C., Haase, P., Lorenz, A., Rawer-Jost, C., Rolauuffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Zenker, A. & Hering, D. (2006): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Zuwendungsgeber: UBA. Förderkennzeichen: 202 24 223. (www.fliessgewaesserbewertung.de)
- Miljøstyrelsen (1998) Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet. Vejledning fra Miljøstyrelsem 5/1998, 39 pp.

- Moeslund, B. & Leonhard, S.B. (1988) Miljøtilstand i Ørslevkloster Sø 1986-1987. Viborg Amtskommune, Vand- og miljøvesenets rapport nr. 81, 55 pp. + bilag.
- Moog, O. (1995) Fauna Aquatica Austriaca. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- & Forstwirtschaft, Wien (1 ed.)
- Mouthon, J. (1993) Lacustrine biological index base don the examination of mollusc communities. Bull. Fr. Pêche Piscic. **331**, 397-406.
- Ormerod, S.J., Lewis, B.R., Kowalik, R.A., Murphy, J.F. & Davy-Bowker, J. (2006) Field testing the AWIC index for detecting acidification in British streams. Archiv f. Hydrobiologie **166**, 99-115.
- PRIMER-E (2000) PRIMER 5 for Windows. Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research. [Http://www.primer-ed.com](http://www.primer-ed.com).
- Ruse, L. (2002) Chironomid pupal exuviae as indicators of lake status. Archiv f. Hydrobiologie **153**, 367-390.
- Ruse, L. (2008) Classification of nutrient impact on lakes using the chironomid pupal exuvial technique. EMCAR Project D033 A. Ecology Technical Team, Environment Agency, U.K. (Draft copy) 29 pp.
- Sand-Jensen, K. & Lindegaard, C. (1996) Økologi i søer og vandløb. G.E.C. Gads Forlag, København, 188 pp.
- Simpson, E.H. (1949) Measurement of diversity. Nature **163**, 688.
- Shannon, C.E. (1948). A mathematical theory of communication. Bell System Technical Journal **27**, 379-423 & 623-656.
- Skovgaard, H. & Larsen, J.E. (1995) Salten Langsø og Vessø 1993. Miljøtilstand. Århus Amt, Natur & Miljø, 73 pp. + bilag.
- Skriver, J., Hansen, F.G., Jensen, P.B., Larsen, L.K. & Larsen, S.E. (2009) Anvendelse af en feltbaseret metode til bedømmelse af biologisk vandløbskvalitet i danske vandløb. Faglig rapport fra DMU nr. 731, 42 pp. (<http://www.dmu.dk/pub/FR731.pdf>)
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J.P. (eds.), Bradshaw, E., Skovgaard, H. & Grünfeld, S. (2003) Vandrammedirektivet og danske søer. Del 1: Søtyper, referencetilstand og økologiske kvalitetsklasser. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU Nr. 475, 140 pp. (http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer3_fagrapporter/rapporter/FR475.PDF).
- ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P. (1998) CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4). Centre for Biometry Wageningen, 351 pp.
- Verneaux, V., Verneaux, J., Schmitt, A., Lovy, C. & Lambert, J.C. (2004) The Lake Biotic Index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the Lake Châlain (French Jura) as an example. Annals de Limnologie (Int. J. Lim.) **40**, 1-9.

Wesenberg-Lund, C. (1911) Biologische Studien über den netzspinnenden Trichopteren Larven. *Int. Revue ges. Hydrobiol. Hydrogr. (Biol. Suppl.)* **3**, 1-64.

Wiederholm, T. (1980) Use of zoobenthos in lake monitoring. *Journal of the Water Pollution Control Federation* **52**, 537-547.

Wilson, R.S. & Ruse, L.P. (2005) A Guide to the Identification of Genera of Chironomid Pupal Exuviae Occurring in Britain and Ireland (including common genera from Northern Europe) and Their use in Monitoring Lotic and Lentic Fresh Waters. *Freshwater Biological Association Special Publication* **13**, 176 pp.

WISL, Alterra (2005) ASTERICS – AQEM/STAR Ecological River Classification System. Wageningen Software Labs, The Netherlands.

Zelinka, M. & Marvan, P. (1961) Zur präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv f. Hydrobiologie* **57**, 389-407.

Zenker, A., Baier, B. & Böhmer, J. (2006) Feinabstimmung des Bewehrungsverfahrens für Makrozoobenthos in stehenden Gewässern. Abschlussbericht 2005. Institut für Zoologie, Universität Hohenheim. 54 pp.

Bilag

Bilag A. Oversigt over taxa fundet i Kajakprøver fra 139 NOVANA-søer

| Hovedgruppe | Art/slægt/gruppe | Artskode | Shortcode |
|---------------------------|--------------------------|----------|-----------|
| Polypdyr (Coelenterata) | Hydra sp. | 2101099 | Hydrasp |
| Fimreorme (Tricladida) | Tricladida Gen. sp. | 6000001 | triclage |
| | Dugesia lugubris | 6000102 | dugelugu |
| | Planaria torva | 6000201 | plantorv |
| | Dendrocoelum lacteum | 6000701 | dendlact |
| | Nematomorpha Gen. sp. | 12000001 | nemagesp |
| Rundorme (Nematoda) | Nematoda Gen. sp. | 18000001 | nematoge |
| Børsteorme (Oligochaeta) | Naididae Gen. sp. | 20010001 | naidgen. |
| | Slavina appendiculata | 20010901 | slavappe |
| | Vejdovskiella comata | 20020101 | vejdcoma |
| | Stylaria lacustris | 20020401 | styllacu |
| | Dero digitata | 20020701 | derodigi |
| | Pristina aequiseta | 20020801 | prisaequ |
| | Enchytraeidae Gen. sp. | 20040001 | enchygen |
| | Tubificidae Gen. sp. | 20060001 | tubigen. |
| | Lumbriculus variegatus | 20090101 | lumculge |
| Igler (Hirudinea) | Glossiphonia complanata | 22010101 | gloscomp |
| | Glossiphonia concolor | 22010102 | glosconc |
| | Helobdella stagnalis | 22010201 | helostag |
| | Piscicola geometra | 22020101 | piscgeom |
| | Erpobdella octoculata | 22040101 | erpoocto |
| Vandmider (Hydrachnida) | Hydrachnidae Gen. sp. | 24000001 | hydrgesp |
| Muslingekrebs (Ostracoda) | Ostracoda Gen. sp. | 34000001 | ostrgen. |
| Krebsdyr (Crustacea) | Neomysis integer | 40010201 | neominte |
| | Asellus aquaticus | 41501010 | aselaqua |
| | Gammarus lacustris | 42020102 | gammlacu |
| | Gammarus pulex | 42020103 | gammpule |
| Døgnfluer (Ephemeroptera) | Centropilum luteolum | 44030201 | centlute |
| | Cloeon dipterum | 44030301 | cloedipt |
| | Cloeon inscriptum | 44030305 | cloeinsc |
| | Caenis horaria | 44060101 | caenhora |
| | Caenis lactea | 44060102 | caenlact |
| | Caenis luctuosa | 44060103 | caenluct |
| | Caenis robusta | 44060106 | caenrobu |
| | Leptophlebia vespertina | 44070102 | leptvesp |
| Guldsmede (Odonata) | Coenagrionidae Gen. sp. | 46040001 | coengen. |
| Tæger (Heteroptera) | Corixidae Gen. sp. | 47010001 | cordaege |
| | Micronecta sp. | 47010999 | micronsp |
| Biller (Coleoptera) | Halipus sp. | 49020399 | halisp.1 |
| | Donacia sp. | 51050199 | donasp.1 |
| Dovenfluer (Megaloptera) | Sialis lutaria | 52010102 | sialluta |
| Vårfluer (Trichoptera) | Agraylea multipunctata | 53010101 | agramult |
| | Oxyethira sp. | 53010399 | oxyesp. |
| | Holocentropus dubius | 53050401 | holodubi |
| | Holocentropus picicornis | 53050402 | holopici |

| Hovedgruppe | Art/slægt/gruppe | Artskode | Shortcode |
|------------------------------------|--|----------|-----------|
| Trichoptera | <i>Cyrnus crenaticornis</i> | 53050501 | cyrncren |
| | <i>Cyrnus flavidus</i> | 53050502 | cyrnflav |
| | <i>Cyrnus insolutus</i> | 53050503 | cyrminso |
| | <i>Cyrnus trimaculatus</i> | 53050504 | cyrntrim |
| | <i>Ecnomus tenellus</i> | 53060101 | ecnotene |
| | <i>Molanna albicans</i> | 53090101 | molaalbi |
| | <i>Molanna angustata</i> | 53090102 | molaangu |
| | <i>Mystacides longicornis</i> | 54020302 | mystlong |
| | <i>Oecetis</i> sp. | 54020899 | oecesp. |
| | <i>Phryganea</i> sp. | 55060199 | phrysp. |
| Tovinger (Diptera), glasmyg | <i>Chaoborus flavicans</i> | 58020202 | chaoflav |
| Tovinger, mitter (Ceratopogonidae) | Ceratopogonidae Gen. sp. | 58070001 | ceragen. |
| Tovinger, dansemyg (Chironomidae) | Tanypodinae Gen. sp. | 59020002 | tannaege |
| | <i>Ablabesmyia</i> sp. | 59020199 | ablabesp |
| | <i>Anatopynia plumipes</i> | 59020201 | anatplum |
| | <i>Macropelopia</i> sp. | 59030199 | macropssp |
| | <i>Monopelopia tenuicalcar</i> | 59030201 | monotenu |
| | <i>Paramerina cingulata</i> | 59030501 | paracing |
| | <i>Procladius</i> sp. | 59030699 | proclasp |
| | <i>Psectrotanypus varius</i> | 59030701 | psecvari |
| | <i>Tanypus</i> sp. | 59040199 | tanypusp |
| | Orthocladiinae Gen. sp. | 60010001 | ortinaeg |
| | <i>Corynoneura</i> sp. | 60010899 | corysp. |
| | <i>Cricotopus</i> sp. | 60010999 | cricosp. |
| | <i>Psectrocladius</i> sp. | 60050199 | psdiussp |
| | <i>Smittia</i> sp. | 60050699 | smittisp |
| | <i>Synorthocladius semivirens</i> | 60050701 | synosemi |
| | Chironomini Gen. sp. | 61010001 | chiinige |
| | <i>Chironomus tentans</i> | 61010211 | chirtent |
| | <i>Chironomus plumosus</i> -Gr. | 61010301 | chirplum |
| | <i>Chironomus riparius</i> | 61010304 | chirripa |
| | <i>Chironomus anthracinus</i> | 61010308 | chiranth |
| | <i>Chironomus</i> sp. | 61010399 | chirsp |
| | <i>Cryptochironomus</i> sp. | 61010499 | cromussp |
| | <i>Cladopelma</i> sp. | 61010599 | cladopsp |
| | <i>Demeijerea rufipes</i> | 61010710 | demerufi |
| | <i>Demicryptochironomus vulneratus</i> | 61010810 | demivuln |
| | <i>Dicrotendipes</i> sp. | 61010999 | dicrotsp |
| | <i>Einfeldia dissidens</i> -Gr. | 61020201 | einfdigr |
| | <i>Endochironomus</i> sp. | 61020399 | endosp. |
| | <i>Glyptotendipes</i> sp. | 61020599 | glyptosp |
| | <i>Harnischia</i> sp. | 61020799 | harnsp. |
| | <i>Microchironomus tener</i> | 61030312 | micrtene |
| | <i>Microtendipes</i> sp. | 61030499 | microtsp |
| | <i>Pagastiella orophila</i> | 61030510 | pagaorop |
| | <i>Parachironomus</i> sp. | 61030699 | parachsp |
| | <i>Polypedilum bicrenatum</i> -Gr. | 61040301 | polybigr |
| | <i>Polypedilum nubeculosum</i> -Gr. | 61040305 | polynugr |
| <i>Polypedilum sordens</i> -Gr. | 61040307 | polysogr | |
| <i>Polypedilum</i> sp. | 61040399 | polypesp | |
| <i>Stictochironomus</i> sp. | 61040899 | stimussp | |
| <i>Tribelos intextus</i> | 61043017 | tribinte | |
| <i>Pseudochironomus prasinatus</i> | 61050510 | pseupras | |
| Tanytarsini Gen. sp. | 61070001 | taninige | |

| Hovedgruppe | Art/slægt/gruppe | Artskode | Shortcode |
|-----------------------------------|--------------------------|------------------|-----------|
| Tovinger, dansemyg (Chironomidae) | Cladotanytarsus sp. | 61070199 | cladotsp |
| | Paratanytarsus sp. | 61070899 | paratasp |
| | Tanytarsus sp. | 61080499 | tanytasp |
| Snegle (Gastropoda) | Radix balthica | 64066020 | radibalt |
| | Valvata cristata | 65030101 | valvcris |
| | Valvata piscinalis | 65030102 | valvpisc |
| | Valvata macrostoma | 65030103 | valvmacr |
| | Potamopyrgus antipodarum | 65040101 | potaanti |
| | Bithynia leachii leachii | 65050101 | bithleac |
| | Bithynia tentaculata | 65050102 | bithtent |
| | Physa fontinalis | 65060201 | physfont |
| | Lymnaea sp. | 65070199 | lymnsp. |
| | Anisus vortex | 65080104 | anisvoex |
| | Gyraulus albus | 65080202 | gyraalbu |
| | Gyraulus crista | 65080203 | gyracris |
| | Gyraulus laevis | 65080204 | gyralaev |
| | Muslinger (Bivalvia) | Anodonta cygnaea | 66020101 |
| Pisidium amnicum | | 66030101 | pisiamni |
| Pisidium sp. | | 66030199 | casesp. |
| Sphaerium corneum | | 66030201 | sphacorn |
| Musculium lacustre | | 66030310 | musclacu |
| Dreissena polymorpha | | 66040101 | dreipoly |

Bilag B. Oversigt over søer hvorfra der er analyseret makroinvertebrat data fra ketsjerprøver indsamlet i littoralzonen

| Sø | År for undersøgelse | Reference |
|----------------------|----------------------------|------------------------------|
| Almind Sø | 1994-1995 | Leonhard & Skriver (1996) |
| Borre Sø | 1985 | Grøn (1990a) |
| Bryrup Langsø | 1988 | Leonhard & Grøn (1990) |
| Flynder Sø | 1994 | Larsen (1995) |
| Fussing Sø | 1989-1990 | Larsen & Skriver (1994) |
| Hald Sø | 1985 | Leonhard & Kristensen (1986) |
| Jul Sø | 1985 | Leonhard (1987a) |
| Mossø | 1986 | Leonhard (1988) |
| Ørn Sø | 1988 | Grøn (1990b) |
| Ørslevkloster Sø | 1986-1987 | Moeslund & Leonhard (1988) |
| Ravn Sø | 1988 | Leonhard (1990a) |
| Salten Langsø | 1993 | Skovgaard & Larsen (1995) |
| Stilling-Solbjerg Sø | 1984 | Andersen (1986) |
| Sunds Sø | 1988 | Leonhard (1990b) |
| Tjele Langsø | 1984 | Leonhard (1985) |
| Ulstrup Langsø | 1993 | Larsen (1994) |
| Viborg Nørresø | 1986 | Leonhard (1987b) |
| Viborg Sønderø | 1986 | Leonhard (1987b) |

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet. På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.

DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø. Her kan du også finde en database over alle publikationer som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler, rapporter, konferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 4630 1200
Fax: 4630 1114

Administration
Afdeling for Arktisk Miljø
Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Afdeling for Marin Økologi (hovedadresse)
Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afdeling for Systemanalyse (hovedadresse)

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsovej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 8920 1400
Fax: 8920 1414

Afdeling for Ferskvandsøkologi
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Terrestrisk Økologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 14, Kalø
8410 Rønne
Tlf.: 8920 1700
Fax: 8920 1514

Afdeling for Systemanalyse
Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, www.dmu.dk/Udgivelser/, finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

- Nr./No. 2009**
- 744 Danish Emission Inventories for Stationary Combustion Plants. Inventories until year 2007. By Nielsen, M., Nielsen, O.-K., Plejdrup, M. & Hjelgaard, K. 216 pp.
- 742 Vildtbestande og jagttider i Danmark: Det biologiske grundlag for jagttidsrevisionen 2010. Af Noer, H., Asferg, T., Clausen, P., Olesen, C.R., Bregnballe, T., Laursen, K., Kahlert, J., Teilmann, J., Christensen, T.K. & Haugaard, L. 288 s.
- 741 Biodiversity at the Ecosystem Level – Patterns and Processes. Proceedings of the 2nd DanBIF conference, 26-27 April 2009. By Balslev, H. & Skov, F. (eds.). 44 pp.
- 739 Emission Inventory for Fugitive Emissions in Denmark. By Plejdrup, M.S., Nielsen, O.-K. & Nielsen, M. 47 pp.
- 738 Økologisk risikovurdering af genmodificerede planter i 2008. Rapport over behandlede forsøgsudsætninger og markedsføringssager. Af Kjellsson, G., Damgaard, C., Strandberg, M., Simonsen, V. & Krogh, P.H. 48 s.
- 737 Environmental monitoring at the former lead-zinc mine in Maarmorilik, Northwest Greenland, in 2008. By Schiedek, D., Asmund, G., Johansen, P., Rigét, F., Johansen, K., Strand J., & Mølvig, S. 70. pp.
- 736 Naturtilstand på terrestriske naturarealer – besigtigelser af § 3-arealer. Af Fredshavn, J.R., Nygaard, B. & Ejrnæs, R. 46 s.
- 735 Naturtilstand i habitatområderne. Habitatdirektivets lysåbne naturtyper. Af Fredshavn, J.R. & Ejrnæs, R. 76 s.
- 734 Undervandsplanter som indikatorer for vandkvalitet i søer. Af Søndergaard, M., Johansson, L.S., Jørgensen, T.B. & Lauridsen, T.L. 48 s.
- 732 Lokal kvælstofdeposition og kvælstofindhold i lav. Af Andersen, H.V., Nielsen, K.E., Degn, H.J., Geels, C., Løfstrøm, P., Damgaard, C. & Christensen, J.H. 46 s.
- 731 Anvendelse af en feltbaseret metode til bedømmelse af biologisk vandløbskvalitet i danske vandløb. Af Skriver, J., Hansen, F.G., Jensen, P.B., Larsen, L.K. & Larsen, S.E. 42 s.
- 730 Metodeafprøvning af passive diffusionsopsamlere til koncentrationsbestemmelse af ammoniak. Af Andersen, H.V., Løfstrøm, P., Moseholm, L., Ellerman, T. & Nielsen, K.E. 31 s.
- 729 Biologiske beskyttelsesområder i Nationalparkområdet, Nord- og Østgrønland. Af Aastrup, P. & Boertmann, D. 90 s.
- 728 Danske plantesamfund i moser og enge – vegetation, økologi, sårbarhed og beskyttelse. Af Nygaard, B., Ejrnæs, R., Baattrup-Pedersen, A. & Fredshavn, J.R. 144 s.
- 727 Overdrev, enge og moser. Håndbog i naturtypernes karakteristik og udvikling samt forvaltningen af deres biodiversitet. Af Ejrnæs, R., Nygaard, B. & Fredshavn, J.R. 76 s.
- 726 Klimatilpasning og den sociale faktor. 2009. Af Petersen, L.K., Jensen, A. & Nielsen, S.S. 52 s.
- 724 Denmark 's National Inventory Report 2009. Emission Inventories 1990-2007 – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change. By Nielsen, O.-K., Lyck, E., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Gyldenkærne, S., Winther, M., Nielsen, M., Fauser, P., Thomsen, M., Plejdrup, M.S., Albrektsen, R., Hjelgaard, K., Vesterdal, L., Møller, I.S. & Baunbæk, L. 826 pp.
- 723 Guidelines to environmental impact assessment of seismic activities in Greenland waters. By Boertmann, D., Tougaard, J., Johansen, K. & Mosbech, A. 38 pp.
- 722 Grønne kommuner. Indikatorer til belysning af kommunernes indsats på natur- og miljøområdet. Af Levin, G., Münier, B., Fuglsang, M. & Frederiksen, P. 177 s.
- 721 Seabirds and marine mammals in Northeast Greenland. Aerial surveys in spring and summer 2008. By Boertmann, D., Olsen, K. & Nielsen, R.D. 50 pp.
- 720 The eastern Baffin Bay. A preliminary strategic environmental impact assessment of hydrocarbon activities in the KANUMAS West area. By Boertmann, D., Mosbech, A., Schiedek, D. & Johansen, K. (eds). 238 pp.

[Tom side]

BUNDDYR SOM INDIKATORER VED BEDØMMELSE AF ØKOLOGISK KVALITET I DANSKE SØER

Forekomst og hyppighed af bunddyr (makroinvertebrater) indsamlet med kajakbundhenter fra den bløde bund i 139 danske søer er analyseret med henblik på at vurdere deres anvendelighed til økologisk klassificering jf. EU's Vandrammedirektiv. Selvom der blev fundet sammenhænge mellem artssammensætningen og miljøvariable som dækningsgrad af bundplanter, middeldybde, søareal, alkalinitet og til en vis grad klorofyl-*a* indhold, vurderes den anvendte type prøver – på grund af en for lille forklaringsgrad - uegnede som grundlag for udvikling af et fremtidigt dansk indeks. Til gengæld viste en supplerende analyse af artssammensætningen af bunddyr indsamlet med ketsjer fra littoralzonen i 17 danske søer i perioden 1984-1994, at sådanne prøver formodentlig vil være velegnede til at afspejle påvirkningen med næringsstoffer (og muligvis også fysiske påvirkninger i littoralzonen). Rapporten anbefaler således, at der udvikles et bunddyrindeks på dette grundlag, ikke mindst fordi det vil være muligt at interkallibrere et sådant indeks med tilsvarende indices fra andre sammenlignelige EU-lande.