



BUNDLEVENDE SMÅDYR (MAKROINVERTEBRATER) – EN MULIG INDIKATOR FOR ØKOLOGISK TILSTAND I DANSKE SØER

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 127

2014



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

BUNDLEVENDE SMÅDYR (MAKROINVERTEBRATER) – EN MULIG INDIKATOR FOR ØKOLOGISK TILSTAND I DANSKE SØER

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 127

2014

Peter Wiberg-Larsen

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 127
Titel:	Bundlevende smådyr (makroinvertebrater) – en mulig indikator for økologisk tilstand i danske søer
Forfattere:	Peter Wiberg-Larsen
Institution:	Institut for Bioscience, Aarhus Universitet
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	December 2014
Redaktion afsluttet:	December 2014
Faglig kommentering:	Martin Søndergaard, Poul Nordemann Jensen & Naturstyrelsen
Finansiel støtte:	Naturstyrelsen
Bedes citeret:	Wiberg-Larsen, P. 2014. Bundlevende smådyr (makroinvertebrater) – en mulig indikator for økologisk tilstand i danske søer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 50 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 127 http://dce2.au.dk/pub/SR127.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Makroinvertebrater (bundlevende smådyr) er ét af flere biologiske kvalitetsselementer, der kan anvendes til vurdere økologisk tilstand i søer. Rapporten beskriver test af to indices, baseret på de makroinvertebrater som lever i søernes lavvandede bredzone, og som potentielt afspejler påvirkninger i form af generel eutrofiering og menneskeskabte påvirkninger inden for bredzonen og de sønære arealer. Rapporten beskriver hvordan de to indices er opbygget, hvordan de interkalibreres i forhold til en fælles europæisk standard, samt fordele og ulemper ved anvendelse af dem.
Emneord:	Makroinvertebrater, indeks, søer, vandrammedirektivet, Danmark
Layout:	Grafisk Afdeling, Bioscience, Silkeborg
Illustrationer:	Grafisk Afdeling, Bioscience, Silkeborg/Peter Wiberg-Larsen
Foto forside:	Almindelig flodguldsmid findes langs bredden af enkelte af vores reneste søer: Nymfen lever nedgravet i søbunden, hvor der er sand og "bølgeskvulp". Foto: Biopix© (med tilladelse)
ISBN:	978-87-7156-108-1
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	50
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR127.pdf

Indhold

1	Baggrund	5
1.1	Makroinvertebrater – definition, biodiversitet og levesteder	5
1.2	Littoralzonens makroinvertebrater som indikatorer	6
2	Valg af søtype, søer og lokaliteter	8
2.1	Søtyper	8
2.2	Referencesøer	8
2.3	Valg af søer og lokaliteter	9
3	Metoder	11
3.1	Indsamling af makroinvertebratprøver	11
3.2	Bearbejdning af makroinvertebratprøver	11
3.3	Karakteristik af prøvefelt og de nære omgivelser til dette	11
3.4	Fysisk-kemiske sødata	14
3.5	"Harmonisering" af makroinvertebratdata	14
3.6	Beregning af indices og metrics	14
3.7	Analyser og statistiske beregninger	14
4	Resultater	17
4.1	Miljøvariable på sø og lokalitetsniveau	17
4.2	Referencesøer	17
4.3	Makroinvertebrater	18
4.4	Indices og metrics	20
5	Diskussion	23
5.1	Opstilling af et dansk indeks	23
5.2	Hvor godt afspejler DISI og LIMCO relevante påvirkninger?	24
5.3	"Interkalibrering" af DISI og LIMCO mod ICCMi	26
5.4	Klassifikation af søerne	27
6	Konklusioner, overvejelser og anbefalinger	30
7	Tak og anerkendelse	32
8	Referencer	33
9	Bilagsoversigt	37

[Tom side]

1 Baggrund

Ifølge Vandrammedirektivet (EU-Parlamentet og Rådet 2000) skal søer, vandløb, og kystnære havområder skal som udgangspunkt opnå mindst god økologisk tilstand. Økologisk tilstand vurderes ud fra biologiske kriterier på en 5-trins skala (høj, god, moderat, ringe og dårlig). De biologiske kriterier omfatter en række såkaldte biologiske kvalitetselementer. For hvert af disse (fytoplankton, fytobenthos & makrofytter, bentisk invertebratfauna og fisk) forventes EU-landene at udvikle 1-flere metrics eller indikatorer, som er egnede til at beskrive påvirkningen af forskellige relevante miljøfaktorer. De enkelte landes miljøindikatorer interkalibreres efterfølgende for at opnå en harmonisering af grænserne for økologisk tilstand, først og fremmest grænsen mellem moderat og god tilstand.

For søer er i forbindelse med første generations vandplanerne (der gælder frem til 2015) kun anvendt én indikator, nemlig klorofyl-a, der repræsenterer kvalitetselementet fytoplankton.

For Danmarks vedkommende foreligger der derudover interkalibrerede indices for fytoplankton og makrofytter, ligesom der er udviklet et fiskeindeks. Disse tages i anvendelse i 2. generations vandplanerne (gældende perioden 2015-2021). Tilbage står at udvikle indices for hhv. fytobenthos og bentisk invertebratfauna (bundlevende smådyr). 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.

På denne baggrund har Naturstyrelsen, Haraldsgade, bedt DCE/Bioscience, AU, om at udvikle et indeks for bentisk invertebratfauna (i det følgende omtalt som makroinvertebrater) til brug i danske søer, hvilket er emnet i nærværende rapport.

Bentisk invertebratfauna for søer er allerede interkalibreret inden for den såkaldte "Central Baltic Intercalibration Group", hvortil Danmark hører (EU kommissionen 2013). Det betyder, at et nyt indeks i givet fald skal "efterinterkalibreres". Proceduren for denne proces er detaljeret beskrevet af Willby et al. (2014).

1.1 Makroinvertebrater – definition, biodiversitet og levesteder

Makroinvertebrater omfatter de "større" hvirvelløse dyr som fx børsteorme, "triclade" fimreorme, igler, muslinger, snegle, mosdyr, vandmider, storcrebs, og en lang række insekter. Mindre hvirvelløse dyr som fx små grupper af fimreorme, samt småkrebs som vandlopper, dafnier og muslingekrebs regnes således ikke til makroinvertebraterne, men størrelsesmæssigt kan mikro- og makroinvertebrater i flere tilfælde "overlappe" hinanden.

Antallet af makroinvertebrater, der kan træffes i søer og damme, er relativt stort, om end det samlede antal danske arter ikke er kendt. Et forsigtigt skøn er ca. 1100 arter – eller ca. 60% af det samlede antal arter i ferskvand - hvoraf en meget stor del er knyttet specifikt til små søer og damme.

Langt det største antal arter er knyttet til det lave vand i søernes, den såkaldte littoralzone - eller dammenes bredzone. Det skyldes først og fremmest en række naturlige forhold. Dels findes her den rigeste plantevækst, som giver fæste, føde og skjul for makroinvertebraterne, dels er iltforholdene mere optimale end på dybt vand. Dertil kommer i de større søer en mere varieret bund med sand, grus og sten, det sidstnævnte primært hvor søbredden er mest eksponeret for vinden.

Søernes dybere og typisk blødbundede dele er også levested for en række arter, men artsrigdommen er typisk langt mindre end i bredzonen, og der er ofte tale om arter, der tilpasset til at kunne tåle perioder med stærkt nedsat iltindhold. Dette er særlig udtalt i dybe søer, hvor vandmassen om sommeren er lagdelt og tilførslen af ilt til bundvandet fra overfladelaget derfor stærkt begrænset.

1.2 Littoralzonens makroinvertebrater som indikatorer

Makroinvertebrater har internationalt været anvendt som indikatorer for miljøkvalitet i vandløb igennem et århundrede og i Danmark siden 1970. I søer har der derimod hverken internationalt eller nationalt været samme tradition, når der ses bort fra en række indices, typisk udviklet til dybe søer, der er temperaturlagdelte om sommeren (fx Wiederholm 1980, Lafont et al. 1991, Mouthon 1993, Verneaux et al. 2004). Der har således ikke i Danmark været udviklet noget officielt indeks baseret på makroinvertebrater. Der har dog været foreslået 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 (Dall et al. 1983). 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). Ligeledes er der gjort forsøg på at finde indikatorer for eutrofieringspåvirkning i samfund af makroinvertebrater på søernes bløde bund, dog uden succes (Wiberg-Larsen et al. 2009).

Det betyder dog ikke, at makroinvertebrater i søer er upåvirkede af eutrofiering - tværtimod. De alger, der vokser på bredzonens sten, tiltager således i mængde ved stigende indhold af næringsstoffer i vandet og kan undertiden danne lange totter (Sand-Jensen & Lindegaard 1996, Brodersen 1998). Det medfører øget sedimentation af finkornede partikler på og mellem stenene, hvilket kan resultere i lave koncentrationer af ilt i nattetimerne. Både på væksten af alger og de forringede iltforhold vil påvirke visse af smådyrene. Det har således været muligt at rekonstruere søers eutrofieringsniveau (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). Ligeledes påvirkes den bløde bunds makroinvertebrater negativt af eutrofiering, når en øget mængde af fytoplankton dør og synker til bunds, hvor den omsættes under betydeligt iltforbrug (se fx Wiederholm 1980).

Som allerede nævnt er meningen med anvendelse af flere biologiske kvalitetselementer, at disse samlet skal give den mest dækkende beskrivelse af et vandområdes økologiske tilstand, herunder at afspejle alle de relevante påvirkninger, som mennesker udsætter det for. De hidtil udviklede indikatorer, som omfatter fytoplankton, makrofytter og fisk, er alle kalibreret i for-

hold til eutrofiering, primært målt som søvandets indhold af total-fosfor (tot-P). Dette vil også blive tilfældet for fytobenthos (nærmere bestemt fastsiddende/bundlevende kiselalger). Det er derfor meningsfuldt, at bare ét andet biologisk kvalitetselement også afspejler andre væsentlige faktorer.

Makroinvertebraterne i søernes bredzone er en sådan mulighed. En række undersøgelser udført i udlandet – herunder i EU-regi - viser således, at makroinvertebraterne er følsomme over for en række påvirkninger i og tæt på bredzonen – såvel i vandet som på land (Solimini et al. 2006, Pilotti et al. 2011, Miler et al. 2012). Dette koncept er testet ved en interkalibrering af en række EU-landes nationale metoder på dette område. Helt konkret er det sket i den såkaldte Central-Baltic Geographic Intercalibration Group, hvortil også Danmark hører, ligesom der er foregået en tilsvarende interkalibrering og analyse i EU-regi via WISER (Water bodies in Europe: Integrative Systems to access Ecological status and Recovery) (se www.wiser.eu).

Det specielle ved konceptet er, at søerne på denne måde ikke alene vurderes i deres helhed og som en funktion af næringsstofftilførslen fra de samlede oplande til søerne, men også på lokalt niveau i den enkelte sø, hvor nogle steder kan være stort set upåvirkede af menneskeskabte faktorer, mens andre steder kan være stærkt påvirkede. Der kan fx være tale om fysiske modifikationer af bredzonen (faskiner, betonvægge o. lign.), vejanlæg, boliger, badestrande, bådebroer, deponering af affald, bekæmpelse af vegetation, eller regulering af vandstanden. Overordnet set er disse påvirkninger mindre betydende end eutrofiering i danske søer, og vil typisk have størst betydning i bynære søer.

2 Valg af søtype, søer og lokaliteter

2.1 Søtyper

Inden der kan opstilles og testes et indeks er det nødvendigt at fokusere på, hvilken søtype det skal omfatte. Nationalt er der defineret 16 typer af søer (Miljøstyrelsen 2004), hvoraf to typer udgør ca. 75% af samtlige søer med et areal større end 5 ha (0,05 km²). Der er tale om hhv. type 9 (alkaliske, klarvandede, lavvandede og ferske søer) og type 10 (alkaliske, klarvandede, dybe og ferske søer). En nærmere karakteristisk fremgår af tabel 2.1.

Tabel 2.1. Fysisk-kemiske karakteristiske for de to mest udbredte danske søtyper (data fra Søndergaard et al. 2003)

Type	Alkalinitet (meqL ⁻¹)	Farvetal (mgPtL ⁻¹)	Salinitet (‰)	Middel-dybde (m)
9	≥ 0,2	< 60	< 0,5	≤ 3
10	≥ 0,2	< 60	< 0,5	> 3

De øvrige søtyper omfatter primært lav-alkaliske og ofte brunvandede søer (>10%) samt brakvandssøer (7%).

Med dette udgangspunkt og fordi datamaterialet kun er tilstrækkelig stort for søer af typerne 9 og 10, er der alene søgt udviklet en fælles miljøindikator for disse. Dette forekommer meningsfuldt, idet bredzonens makroinvertebratsamfund vurderes at være relativt uafhængige af søernes overordnede dybdeforhold (middeldybde). De to danske søtyper svarer da også til de søtyper, hhv. L-CB1 og L-CB2, for hvilke der er foretaget en fælles interkalibrering i "Central-Baltic Geographic Intercalibration Group" (CB-GIG) (Böhmer 2012, Böhmer et al. 2014).

2.2 Referencesøer

For at kunne opstille et indeks, der afspejler effekten af menneskeskabte påvirkninger, er det nødvendigt først at definere, hvad referencetilstanden er for en given søtype. Referencetilstanden defineres som den tilstand et vandområde har, hvis det er helt upåvirket eller næsten upåvirket af menneskeskabte påvirkninger. Definitionen lyder i princippet enkel, men er i praksis vanskelig at håndtere. Der er imidlertid flere måder at angribe opgaven på. Således er det vigtigt at have en stringent og entydig definition på referencetilstanden. Stoddard et al. (2006) angiver flere muligheder: "minimalt forstyrret tilstand", "historisk tilstand", "mindst forstyrret tilstand" og "bedst opnåelig tilstand". I et så kulturopåvirket land som det danske, hvor ca. 60% af arealet udnyttes til landbrugsformål og 10% udgøres af byer og vej anlæg (Levin & Nomander 2008), er det reelt umuligt at finde "minimalt forstyrrede" områder. Her kan man dog alternativt - for sammenlignelige søtyper - søge data fra udenlandske søer beliggende inden for samme biogeografiske region, som Danmark tilhører. Også dette er i praksis vanskeligt, ligesom det er mere end vanskeligt at finde nationale data for historisk tilstand (fx før år 1850), ikke mindst for søernes makroinvertebratsamfund. Tilbage er muligheden for at anvende professionelt funderet ekspertvurderinger, hvilket eksempelvis er gjort for makroinvertebratsamfund i hollandske søer (Knoben et al. 2008). Heller ikke dette synes at være en farbar vej, alene af den grund at der er en udtalt mangel på sådanne eksperter. På denne baggrund synes

anvendelse af "bedst opnåelig tilstand" at være den eneste realistiske mulighed og den som er valgt i nærværende projekt.

Denne tilgang kræver imidlertid, at der opstilles nogle entydige og relevante grænser for, hvad der vurderes som en acceptabel lav grad af påvirkning. Sådanne grænser for en række vandkemiske parametre er foreslået af Søndergaard et al. (2003) – se tabel 2.2.

Tabel 2.2. Vurderede vandkemiske grænseværdier for danske søer i referencetilstand (fra Søndergaard et al. 2003). Søtype nummer refererer til typologi i Miljøstyrelsen (2004); numrene i kursiv er de, som er anvendt i Søndergaard et al. (2003).

Type	Total fosfor ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Total-Kvælstof ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Klorofyl-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Secchi-dybde (m)
9 (6)	14,6	0,40	3,7	3,8
10 (7)	7,6	0,38	3,9	5,4

Disse kriterier er anvendt i nærværende projekt suppleret med kriterier for maksimal andel af hhv. landbrugsmæssig udnyttelse (maks. 10 %) og "kultigt" land (byer, befæstede arealer, veje o. lign.) (maks. 10%) inden for det samlede opland til søerne og en minimal antropogen påvirkning i bredzonen (riparisk/nær-riparisk zone) - se senere under metoder. De nævnte kriterier svarer stort til de, som blev anvendt af CB-GIG (se Böhmer 2012, Böhmer et al. 2014).

2.3 Valg af søer og lokaliteter

Der er siden 1989 foretaget en overvågning af danske søer som et led i et nationalt program. Aktuelt foregår overvågningen via programmet NOVANA 2011-2015. Selvom overvågningen har været relativt omfattende, har den kun i perioden 2004-2009 omfattet makroinvertebrater. Disse er dog som allerede nævnt kun indsamlet på de blødbundede, dybere dele af søerne (se afsnit 1.2). For derfor at tilvejebringe data til nærværende projekt har det været nødvendigt ekstraordinært at indsamle makroinvertebratprøver fra en række søer. På baggrund af en til formålet afsat bevilling har der kunnet indsamles data fra i alt 15 søer. Disse er nøje udvalgt, således at der er sikret en passende stor gradient af hhv. næringsstofniveau/-belastning, oplandsudnyttelse og antropogen påvirkning af bredzonen (se tabel 2.3).

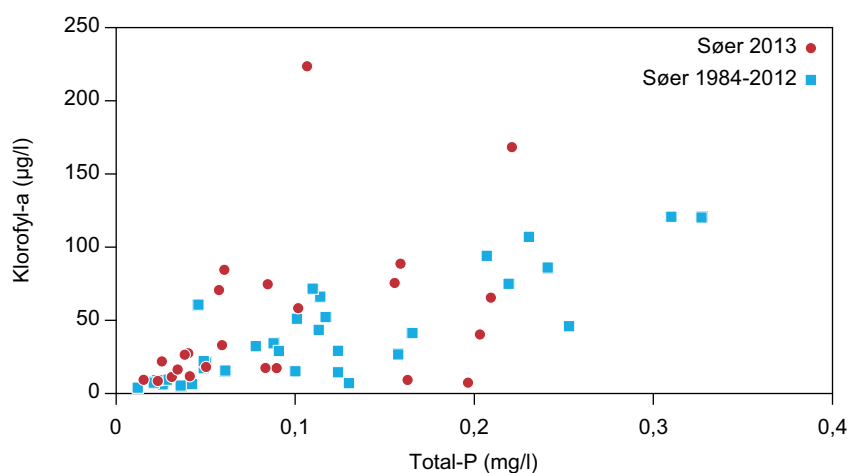
For at sikre et større antal søer til analyser og indeksudvikling/-testning er der desuden inddraget data fra en række søer, som er undersøgt i forbindelse med den regionale overvågning i de tidligere amter. Der foreligger således data fra hhv. Ringkøbing, Viborg og Aarhus amter i form af en række overvågningsrapporter, enten udarbejdet af amterne selv eller af konsulenter. Dette "historiske" materiale (perioden 1984-1994) omfatter i alt 19 søer (se referencer i bilag 2). Også for disse søer er der en passende stor gradient af næringsstofniveau/-belastning, oplandsudnyttelse og antropogen påvirkning af bredzonen (tabel 2.3).

Tabel 2.3. Minimum og maksimum af udvalgte miljøparametre for det anvendte datasæt fra 34 danske søer. For forklaring af PI – se afsnit 3.3.

	Total alkalinitet (meq/L)	pH	Total-P (mg/L)	Total-N (mg/L)	Klorofyl-a ($\mu\text{g/L}$)	Secchi dybde (m)	Påvirkningsindeks (PI)
Minimum	0,26	7,1	0,012	0,26	4	0,45	0
Maksimum	3,57	9,2	0,327	4,50	121	5,31	33

Under udarbejdelsen af nærværende rapport blev der supplerende indsamlet data (makroinvertebrater, antropogen påvirkning af bredzonen) fra yderligere 24 søer (heraf dog to søer, som også blev undersøgt i 2012). Disse data er ikke inddraget, primært fordi de ikke vurderedes at bidrage væsentligt til en styrkelse af datasættets gradienter af hhv. eutrofiering (se figur 2.1) og antropogen påvirkning af bredzonen. Således viste en Principal Components Analysis (PCA) på en række relevante miljøvariable dels meget korte gradienter blandt disse, dels ingen tydelig eutrofieringsgradient langs ordinationens akse 1, sådan som det var tilfældet med datasættet fra 1984-2012 (se afsnit 4.1).

Figur 2.1. Sammenhæng mellem total-fosfor og klorofyl-a i vandmassen i en række danske søer, undersøgt hhv. 1984-2012 og 2013.



Datamaterialet omfatter således i alt 34 søer, alle med et overfladeareal over 5 ha og repræsenterende søtyperne 9 og 10 (bilag 1). Antallet af stationer per sø varierer mellem 1 og 8 for søer undersøgt 1984-1994, og for søer undersøgt i 2012 mellem 4 og 6. Det samlede antal stationer er 166. Oplysninger om de enkelte stationer fremgår af bilag 2 og 3.

Placeringen af stationerne ved undersøgelserne i 2012 er fastlagt ud fra en række standardprincipper, som er nærmere beskrevet i afsnit 3.1.

3 Metoder

3.1 Indsamling af makroinvertebratprøver

Ved samtlige stationer – uanset om der var tale om prøver indsamlet 1984-1994 eller 2012 - er der indsamlet én ketsjerprøve efter samme overordnede princip, nemlig fra samtlige tilstedeværende substrater inden for vadedybde – en såkaldt "composite (sammensat) sample". Ligeledes er der generelt indsamlet på steder med relativt "hård" bund, dvs. med forekomst af sand, grus eller sten, men derimod ikke på blød, meget finkornet bund.

Metoden ved indsamlingerne i 2012, herunder udpegningen af indsamlingslokaliteter i den enkelte sø, er detaljeret beskrevet i Wiberg-Larsen (2013). Der er her anvendt indsamling over et fast tidsrum (2 minutter effektivt) og inden for et i forvejen afgrænset prøvefelt (se figur 3.1), og der er anvendt sparke-teknik som kendt fra prøvetagning i vandløb (der sparkes i bunden, hvorefter det frigjorte materiale inkl. dyr opsamles i en standardketsjer). De enkelte spark tages proportionalt i forhold til dækningen af de forekommende substrater. Dette skal resultere i en prøve på ca. 1 liter. Den anvendte ketsjers maskevidde er 0,5 mm. Der er indsamlet i tidsrummet 15. september-31. oktober. Den i metodebeskrivelsen beskrevne "pilleprøve" er ikke udført.

Metodikken ved indsamlingerne i 1984-1994 har formodentlig afvejet noget herfra (fx i enkelte tilfælde anvendt ketsjer med maskevidde 1 mm i stedet for 0,5 mm), men den overordnede teknik og prøvemængden dog er sammenlignelig (dvs. samme "catch per unit effort"). De "historiske" indsamlinger er i enkelte tilfælde foretaget det sene forår (maj), men ellers i september-november ligesom for prøverne indsamlet i 2012. Det vurderes derfor, at de indsamlede prøver fra 1984-1994 og 2012 overordnet set er sammenlignelige.

3.2 Bearbejdning af makroinvertebratprøver

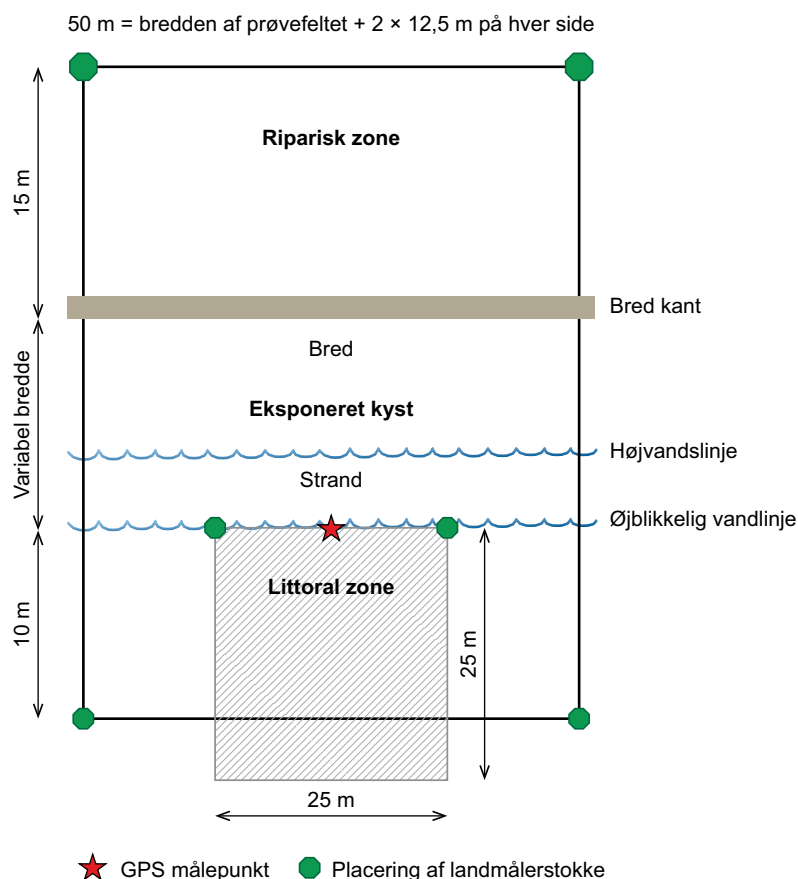
Prøverne fra 2012 er bearbejdet i overensstemmelse med Wiberg-Larsen (2013), både hvad angår udsortering, anvendelse af subsampling, og identifikationsniveau. Sidst nævnte er delvist afstemt med resultatet fra undersøgelserne gennemført i perioden 1984-1994, således at det skulle være muligt at sammenligne data på tværs af de to grupper af undersøgelser.

Bearbejdningen af de "historiske" prøver er ikke detaljeret beskrevet i de rapporter, hvor fra artslisterne for de enkelte prøver er hentet. Prøverne er dog semikvantitative ligesom prøverne fra 2012 og bearbejdningsniveauet ser ikke ud til at være afgørende forskelligt, om end detaljeringsniveauet for visse af de "historiske" prøver synes at være højere end i 2012-prøverne (se afsnit 3.4).

3.3 Karakteristik af prøvefelt og de nære omgivelser til dette

På hver station (i forbindelse med prøvefeltet) er der registreret en række faktorer (habitatparametre), herunder humant forårsagede stressfaktorer, beregnet til at karakterisere levevilkårene for littoralzonens makroinvertebrater (se Wiberg-Larsen 2013). Parametrene er udvalgt på baggrund af WISER-projektet (Miler et al. 2012), der identificerede en række parametre, som vurderedes egnede til en karakteristik af littoralzonen i søtyper, som også forekommer i Danmark.

Figur 3.1. Diagram visende dels **prøvefelt** (skraveret), inden for hvilket makroinvertebratprøven indsamles, dels **undersøgelsesfelt** (ikke skraveret bortset fra den del, der er dækket af prøvefeltet) til registrering af habitater og humane stresspåvirkninger (sidst nævnte registreres ikke blot i undersøgelsesfeltet men også inden for en zone på i alt 50 m langs randen af feltet). Afstanden X er variabel, og afgrænses modsat vandlinjen af den vadbare dybde (0,75 m). Rød 5-stjerne angiver GPS målepunkt. Røde multi-stjerner angiver placering af landmålerstokke.



Registreringen af habitatparametrene er foretaget inden for et "habitat/stressfaktor undersøgelsesfelt", der omfatter såvel (i) en del af littoralzonen (i form af en del af, men ikke nødvendigvis hele prøvefeltet – se figur 3.1) som (ii) den ripariske zone (se ligeledes figur 3.1).

Inden for den vanddækkede del af undersøgelsesfeltet er registreret habitatparametre og makrofyttyper (se Wiberg-Larsen 2013, bilag 6.1-6.4):

- Arealandel af 8 forskellige substrattyper (stenblokke, sten, grus, sand, silt, tørv, ler og groft dødt ved).
- Arealandel med overhængende vegetation (grene placeret < 1 m over vandoverfladen)
- Arealandel med trærødder
- Volumen af makrofyter (plantefyldt volumen)
- Arealandel af i alt 11 forskellige makrofyttyper.

Inden for hele undersøgelsesfeltet er registreret:

- Arealandel dækket af forskellige vådområdetyper (i praksis kun inden for den ripariske del af undersøgelsesfeltet),
- Tilstedeværelse af en række menneskeskabte påvirkninger. Påvirkningerne er undersøgt dels inden for undersøgelsesfeltet (se figur 3.1), dels inden for en zone på 50 m langs randen af dette. Sidst nævnte er IKKE vist på figuren. De forskellige påvirkninger fremgår af bilag 6.4 i Wiberg-Larsen (2013).

Ved undersøgelserne i 2012 blev oven for nævnte parametre i overensstemmelse med metodebeskrivelsen gennemført i felten i forbindelse med prøvetagningen. Noget lignende var naturligvis ikke muligt for undersøgelserne i 1984-1994. For disse blev parametrene i stedet bestemt "ved skrivebordet" ved nøje studie af dels de rapporter, hvorfra makroinvertebrat data blev hentet (for substrat sammensætning og vegetationsforhold), dels luftfotos fra bl.a. Google Earth. På sidst nævnte var faktisk muligt at se de vigtigste påvirkningsfaktorer.

Oplysningerne om habitater, træørdder og makrofyter er omsat til indeks-værdier, der er anvendt til analyser af relationer mellem disse og makroinvertebrat data.

Der er således beregnet et substratindeks, SI, opbygget således:

$SI = STEN (vægt \times score) + GRUS (vægt \times score) + SAND (vægt \times score) + SILT (vægt \times score) + DØDT VED (vægt \times score)$, hvor vægtene er sten (5), grus (4), sand (2), silt (1) og dødt ved (5), og scorerne (udtryk for dækningsgrader) fremgår af bilag 3.

Rationalet bag det opstillede substratindeks er, at grovere substrater huser en større biodiversitet end finere substrater, samt at flere habitater, dvs. variation, giver større biodiversitet end færre habitater. Bemærk at substrattyperne tørv og ler ikke indgår i SI (forekom ikke ved de undersøgte stationer).

Ud fra lignende principper er der beregnet et vegetationsindeks, VI:

$VI = LEVERMOSSER/MOSSER/LICHENER (vægt \times score) + EMERGENTE BREDBLADEDE URTER (vægt \times score) + EMERGENT ENKIMBLADEDE (vægt \times score) + RODFÆSTEDE FLYDEBLADSPLANTER (vægt \times score) + FRIT FLYDENDE PLANTER (vægt \times score) + NEDDYKKEDE BREDBLADEDE (vægt \times score) + NEDDYKKEDE GRUNDSKUDSPLANTER (vægt \times score) + NEDDYKKEDE M. LINJEFORMEDE BLADE (vægt \times score) + NEDDYKKEDE M. FINE/FINDELTE BLADE (vægt \times score) + TRÅDFORMEDE ALGER (vægt \times score)$, hvor vægtene for de enkelte kategorier af planter er: Neddykkede planter med fin/findelte (5), "mosser" og neddykkede planter med linjeformet løv (3), neddykkede bredbladede planter (2), og alle øvrige kategorier (1).

Rationalet bag det opstillede vegetationsindeks er, at neddykkede planter med relativt stort bladareal huser en større biodiversitet end planter med relativt lille bladareal og emergente (over vandfladen opstigende) planter, samt at flere vegetationstyper, dvs. variation, giver større biodiversitet end færre typer.

Endelig er de menneskeskabte påvirkninger udtrykt i et såkaldt "påvirkningsindeks", PI ("Pressure Index", jf. Miler et al. 2012). Dette er beregnet som:

$PI = \text{Antal kategori 1 påvirkninger (i en zone på 50 m uden om undersøgelsesfeltet)} + 2 \times \text{antal kategori 2 påvirkninger (i en zone på 50 m uden om undersøgelsesfeltet)} + 2 \times \text{antal kategori 1 påvirkninger (indenfor undersøgelsesfeltet)} + 4 \times \text{antal kategori 2 påvirkninger (indenfor undersøgelsesfeltet)}$.

Kategori 1 påvirkningerne, dvs. relativt beskeden grad af human påvirkning, omfatter: Ikke-befæstede veje/stier, parker og haver, nåletræsbeplantninger, frugtplantager, gødskede græsarealer og lignende.

Kategori 2 påvirkningerne, dvs. høj grad af human påvirkning, omfatter: virksomheder, boliger, veje/jernbaner, camping, indvinding af sten/grus, tørvegravning, dyrket land, havne/marinaer, støbte eller stensatte bredder, faskine-satte bredder, vand- og sediment kontrollerende strukturer, kunstige ud- og indløb, diger, landindvinding, dumping, sedimentindvinding, flydende anlæg, fjernelse af grøde, fortøjningspladser, rekreative aktiviteter af væsentligt omfang.

Der blev ikke foretaget nogen normalisering af PI, således som det ellers er tilfældet i Miler et al. 2012 (skala 1-5). Dette blev udeladt for at styrke den efterfølgende statistiske bearbejdning af data.

3.4 Fysisk-kemiske sødata

For samtlige søer er der indhentet data for en række miljøvariable som overladeareal og middeldybde, alkalinitet og pH, næringsstoffer (fosfor, kvælstof), samt fytoplanktonbiomasse (udtrykt som indhold af klorofyl-a og secchi-dybde). Disse data er dels hentet fra centrale databaser under de nationale overvågningsprogrammer, dels i enkelte tilfælde tilgængelige regionale rapporter fra de tidligere amter. Der er så vidt muligt anvendt miljøvariable fra samme år, som indsamlingen af makroinvertebratprøverne fandt sted. Hvor dette ikke var muligt, blev anvendt data fra år så tæt som muligt på indsamlingsåret.

3.5 "Harmonisering" af makroinvertebratdata

Der er foretaget en række nødvendige aggregeringer/justeringer af det anvendte taksonomiske niveau for at opnå sammenlignelighed mellem de bearbejdede prøver. Det skyldes bl.a. at visse af de "historiske" undersøgelser er foretaget med meget stor detaljeringsgrad i identifikationen (fx Chironomider bestemt til art i flere tilfælde). Ligeledes er de identificerede mikroinvertebrater, som indgår i visse af prøverne, udeladt i det anvendte datasæt.

3.6 Beregning af indices og metrics

Der er beregnet en række forskellige indices og "metrics" (dvs. mål som fx total antal arter, antal arter af forskellige taksonomiske grupper, andele af arter af bestemte grupper). Der er herved bl.a. fokuseret på indices og metrics, som er anvendt i forbindelse med EU-interkalibreringerne og af de enkelte deltagende lande (se tabel 3.1). I følge Vandrammedirektivet forventes et indeks at bygge på taksonomisk sammensætning og tæthed, diversitet og forholdet mellem miljøfølsomme og ikke miljøfølsomme arter/grupper. Denne forventning er således opfyldt i nærværende analytiske tilgang.

Samtlige indices og metrics på nær ét er beregnet ved brug af software pakken ASTERICS version 3.3.1. Programmet og de metrics, som det er muligt at udregne, er beskrevet i Anonym (2012). Det pågældende program og dets indhold af forskellige indices og metrics er egentlig udviklet til brug i vandløb, men er altså også i et vist omfang fundet egnet til brug i søers littoralzone.

Littoral Quality Index (LQI), baseret på forekomst af udvalgte slægter af Chironomidae, blev udregnet i Excel ved brug af formlen vist i tabel 3.1.

3.7 Analyser og statistiske beregninger

Der er foretaget analyser og beregninger for søtyperne 9 og 10 under ét, idet målet har været at udvikle et fremtidigt dansk indeks, der dækker begge disse typer.

Ligheder og forskelle i taxon-sammensætningen mellem de enkelte prøver (og søer) i hhv. datasættene fra 1988-1994 og 2012 er indledningsvis analyseret ved hjælp af multidimensionel skalering af Bray-Curtis similariteter (udregnet parvist for samtlige kombinationer af prøver). Der blev anvendt programmet PRIMER (PRIMER-E, version 6, se Clarke & Gorley 2006). Data blev inden analysen kvadratrodd 4 transformeret for at nedvægte dominerende taxa.

Tabel 3.1. Oversigt over de indices og "metrics", som er søgt anvendt ved udvikling af et dansk makroinvertebrat-indeks for søer.

Indeks/metric	Beskrivelse	Karakteristik ift. Vandramme-direktivet
% ETO (abundans)	Abundans af Ephemeroptera+Trichoptera+ Odonata)/abundans af samtlige taxa (i %)	Taksonomisk sammensætning, abundans, diversitet
ETO taxa	Antal taxa af Ephemeroptera+Trichoptera+Odontata	Taksonomisk sammensætning, diversitet
EPTCBO taxa	Antal taxa af Ephemeroptera+Plecoptera+Trichoptera+ Coleoptera+Bivalvia+Odontata	Taksonomisk sammensætning, diversitet
% Chironomidae	Abundans af samtlige Chironomidae /abundans af samtlige taxa (i %)	Taksonomisk sammensætning, abundans
% Diptera	Abundans af samtlige Diptera taxa/abundans af samtlige taxa (i %)	Taksonomisk sammensætning, abundans
% Lithophile taxa	Abundans af taxa knyttet til sten/abundans af samtlige taxa (i %)	Taksonomisk sammensætning, abundans
% Gatherer /collectors	Abundans af taxa, som spiser partikulært dødt organisk stof / abundans af samtlige taxa (i %)	Taksonomisk sammensætning, abundans, ratio følsomme/ufølsomme taxa
LQI	Littoral Quality Index (Jensen 2008): $LQI = \sum_{i=1}^{12} \frac{ki \cdot ni}{N}$ hvor ki er den i'te chironomide taxons indikatorværdi (fra 1=næringsfattig til 12=stærkt næringsrig), ni 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
ASPT	Average Score Per Taxon (= BMWP/antal taxa) (Armitage et al. 1983). Baseret på forekomst af familier, der hver er tildelt en indikatorværdi	Ratio følsomme/ufølsomme taxa
Shannon-Wiener Indeks	W, jf. Shannon (1948)	Diversitet
Margalef Indeks	Margalef (1956)	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). r-strateger er taxa som via deres formering og store spredningsevne hurtigt er i stand til at opbygge bestande som respons på forhold til ugunstige miljøforhold. Modsat formerer k-strateger sig langsommere, spreder sig dårligere, og er derfor mere følsomme i forhold til ugunstige miljøforhold.	Ingen

Derudover er der udført en gradientanalyse på makroinvertebrat data for at afdække forskelle og ligheder mellem de enkelte prøver og søer. Analysen er udført som en Detrended Correspondance Analysis (DCA), der afbilder faunasammensætningen langs en række akser. Der blev kun anvendt resultater fra de 3 bedst forklarende akser (DCA 1, 2 og 3). Sjældne arter blev nedvægtet. Analysen blev udført ved hjælp af PC-ord version 6 (McCune & Mefford 2011).

Sammenhængen mellem de fysisk-kemiske parametre (på søniveau) blev undersøgt ved hjælp af en Principal Components Analysis (PCA). Data blev forinden $\log_{10}(x+1)$ transformeret for at sikre normalitet og sammenlignelighed. Analysen blev udført ved brug af PC-ord.

Der blev beregnet Pearson korrelations koefficienter mellem DCA akse 1-3 scorerne, de beregnede makroinvertebrat indices/metrics, påvirknings-, substrat- og vegetationsindices, og fysisk kemiske variable. Analysen blev udført ved brug af SigmaPlot 11 (Systat Software 2011).

De beregnede indices og metrics blev omregnet til EQR-værdier (Ecological Quality Ratios) på en skala fra 0 til 1 ved at dividere med 90% fraktilen af værdierne for prøver udtaget fra referencesøerne. Dette svarer til anbefalingerne i forbindelse med de udførte EU-interkalibreringer for vandløb. På lignende vis blev værdierne i det opstillede danske indeks re-skaleret. For ét indeks, ASPT, var det nødvendigt – inden beregningen af EQR – at foretage en korrektion, nemlig at fratrække værdien 3. Det skyldes, at dette indeks ellers vil have svært ved at opnå værdier nær 0.

For nogle metrics giver proceduren med anvendelse af 90%-fraktiler fra referencesøerne "problemer", idet der opnås maksimumværdier væsentlig over 1. I disse tilfælde er der anvendt 99% fraktilen for samtlige data til normaliseringen.

For enkelte metrics (r/k-ratio, % Chironomidae, % Diptera) var det nødvendigt yderligere at normalisere ved transformationen 1-metricsværdien, således at de højeste scorer kom til at svare til "referencetilstanden".

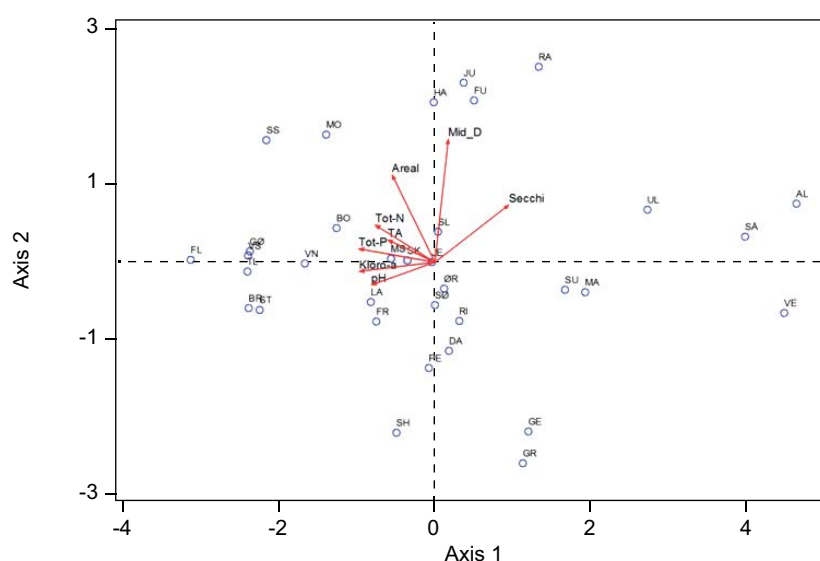
Endelig blev det opstillede danske indeks testet i forhold til relevante antropogene miljøvariable via dels simple lineære regressioner, dels multipel lineær regression. Brug af lineær regression er også "standard" i de udførte EU-interkalibreringer. Regressionerne blev alle udført i SigmaPlot 11.

4 Resultater

4.1 Miljøvariable på sø og lokalitetsniveau

De 34 søer udviste lange gradienter af miljøvariable, både mht. størrelse, dybde, vandkemi, og algebiomasse. En Principal Components Analysis viste, at akse 1 (PCA1) forklarede 48,2 % af variationen i data, og at den repræsenterede eutrofiering (figur 4.1). Således var total-P ($r=-0,89$), total-N ($r=-0,69$), klorofyl-a ($r=-0,88$) og pH ($r=-0,73$) alle stærkt negativt korreleret til denne akse, mens secchi-dybden var stærkt positivt korreleret til akse 1 ($r=0,85$). Derudover var søarealet ($r=-0,49$) og alkaliniteten ($r=-0,54$) negativt korreleret med PCA1. Analysens akse 2 (PCA2) forklarede kun 18,7% af variationen, og var primært positivt korreleret med søarealet ($r=0,63$) og middeldybden ($r=0,89$). De enkelte PCA1 scorer fremgår af bilag 1.

Figur 4.1. Principal Component Analysis på morfologiske, kemiske, og biologiske miljøvariable i de 34 søer, som er anvendt i nærværende projekt. De enkelte søer er vist ved koder (se bilag 1 for forklaring af koderne).



De 166 undersøgte lokaliteter viste tilsvarende en stor variation i substratsammensætning, vegetationsforhold og grad af antropogen påvirkning. De beregnede værdier for substratindeks (SI) varierede således mellem 10 og 48, mens variationen for vegetationsindekset (VI) var 0-29. Påvirkningsindekset (PI) varierede mellem 0 og 33. Blandt de tre faktorer var kun PI og VI indbyrdes korrelerede og det kun i svag grad ($r=0,22$, $P<0,05$). De enkelte scorer for de tre faktorer fremgår af bilag 3.

4.2 Referencesøer

På baggrund af figur 4.1 kan følgende søer umiddelbart udpeges som mulige referencer: Almind Sø, Slåen Sø, Ulstrup Langsø og med lidt god vilje også Magle Sø. Også Vedsted Sø kunne være en mulighed, men dens opland har for stor en landbrugsandel, ligesom dens nuværende gode tilstand er et resultat af en kemisk restaurering. Anvendes kriterierne i tabel 2.2 og suppleret med grænser for maksimal arealandel af landbrug og kunstigt land (byer/befæstede arealer) på højst 5-10% helt stringent, kan ingen af søerne betragtes som referencer; det gælder også to søer, som blev undersøgt i 2013 (tabel 4.1). Nærmest er Almind Sø og Slåen Sø, hvoraf først nævnte stedvist er påvirket af periodevis intensiv badning. Det er imidlertid de to søer, som kommer referencetilstanden nærmest, og de udpeges derfor som sådan ("mindst påvirket tilstand").

Tabel 4.1. Mulige referencesøer i forhold til foreslåede grænseværdier (se afsnit 2.2). I parentes efter sønavn angivet søtype.* angiver parametre for hvilke de foreslåede grænseværdier er opfyldt. ** Indgår ikke i det aktuelle datasæt, men undersøgt i 2013.

Miljøkrav/potentielle referencesøer	Tot-P (µg/L)	Tot-N (mg/L)	Klorofyl-a (µg/L)	Secchi-dybde (m)	Landbrug i opland (%)	Kunstigt land i opland (%)
Krav – søtype 9:	≤14,6	≤0,40	≤3,7	≥3,8	≤5-10	≤5-10
Krav – søtype 10:	≤7,6	≤0,38	≤3,9	≥5,4	≤5-10	≤5-10
Almind Sø (10)	12	0,29*	4,0	5,3*	3*	12
Magle Sø (10)	21	0,44	8,0	3,0	48	2,0*
Slåen Sø (10)	23	0,26*	9,0	4,9	0*	1,2*
Ulstrup Langsø (10)	36	0,91	5,0	4,3	14	1,4
Madum Sø (9)**	31	0,63	11,3	1,6	26	1,0*
Thorsø (10)**	23	0,37*	8,6	3,1	16	10

4.3 Makroinvertebrater

En indledende analyse af Bray-Curtis similariteten mellem makroinvertebratprøverne viste, at de to prøvesæt (1988-1994 og 2012) ikke var signifikant forskellige (ANOSIM, $R \approx 0$). Det er derfor vurderet at være fuldt acceptabelt at anvende begge prøvesæt sammen i analyserne, i alt repræsenterende 34 søer.

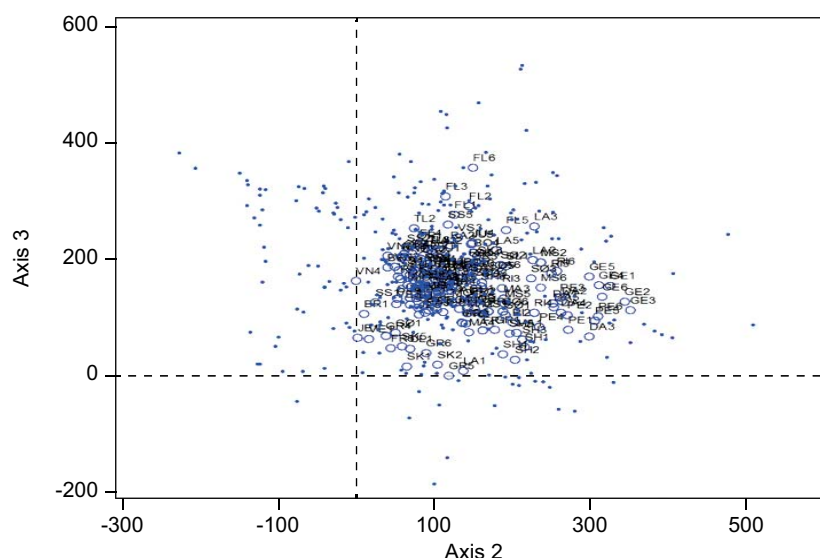
Der blev i alt fundet 330 taxa (arter/slægter/grupper) i de i alt 166 prøver (=lokaliteter) fra de 34 søer (bilag 4). De mest artsrige grupper var tovinger (myg, fluer) og vårflyer med hhv. 32 og 18% af det samlede antal taxa. Af tovingerne udgjorde alene dansemyg de 22%. Andre artsrige grupper var snegle (9%), biller (9%), tæger (5%), guldsmede (4%) og døgnfluer (4%).

De mest udbredte taxa var Tubificidae (børsteorm), *Erpobdella octoculata* (hundeigle), *Asellus aquaticus* (vandbænkebider), *Caenis horaria*, *C. luctuosa* (døgnfluer), *Glyptotendipes*, *Microtendipes* (dansemyg) og *Pisidium* (ærtemusling), der alle forekom ved mere end 50% af lokaliteterne. Yderligere 28 taxa forekom ved mere end 25% af lokaliteterne; heriblandt var repræsentanter for børsteorme, igler, døgnfluer, biller, vårflyer, dansemyg, snegle og muslinger.

De mest talrige taxa var Tubificidae, *A. aquaticus*, *C. horaria*, *C. luctuosa*, *Potamopyrgus antipodarum* (snegl) og *Pisidium*. På nær *P. antipodarum*, der i øvrigt er en såkaldt "invasiv" art, var disse også blandt de mest udbredte (se ovenfor).

En DCA på artssammensætningen viste en utilfredsstillende ordination af prøverne (lokaliteterne), idet det ikke var muligt at beregne den eksakte variation, som hver af de første 3 akser repræsenterer. "Eigenvalues" for disse akser var hhv. 0,546, 0,441 og 0,299, et overordnet udtryk for hvor stor en del af variationen i taxodata, som hver af de tre akser forklarede. Ordinationen udskilte ikke klart referencesøerne eller andre søer, som var forventet at være relativt lidt antropogent påvirkede (figur 4.2, kun akse 2 og 3 vist), idet disse var placeret centralt i ordinationen (derfor ikke synlige i ordinationen).

Figur 4.2. DCA på makroinvertebratdata fra 166 lokaliteter i 34 søer. Ordinationen viser lokaliteternes placering langs akse 2 og 3. Akse 2 (DCA2) og 3 (DCA3) afspejler hhv. lokale påvirkninger/vegetationsforhold og generel eutrofiering på sø-niveau. Hver lokalitet har en særskilt kode (se bilag 1 & 3). Blå cirkler angiver lokaliteterne; blå punkter angiver de enkelte taxa af makroinvertebrater, der er grundlaget for ordinationen.



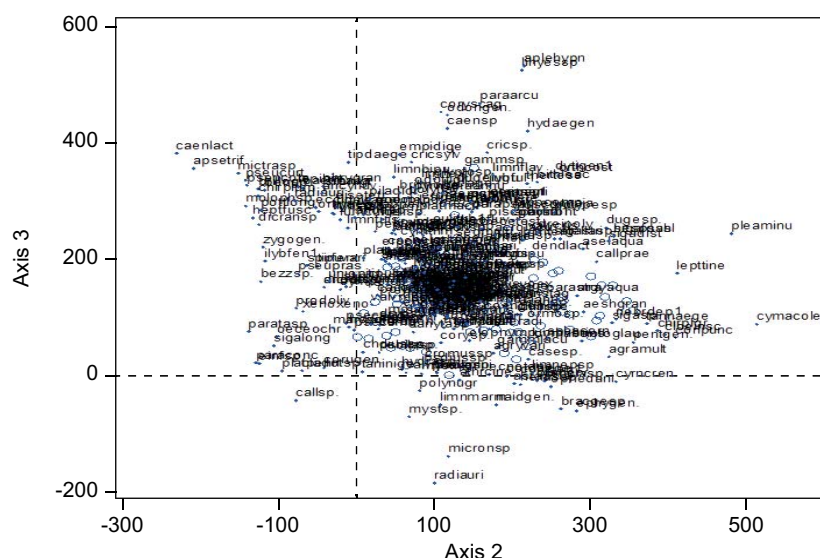
DCA1 (akse 1) var bedst korreleret ($P < 0,001$) med søareal ($r = -0,266$) og Secchidybde ($r = 0,285$), og var dermed formodentlig primært korreleret med søstørrelsen.

DCA2 (akse 2) var ret stærkt korreleret ($P < 0,001$) med PI ($r = 0,476$) og VI ($r = 0,398$), men også med middeldybden ($r = -0,358$). DCA 2 afspejlede således primært effekter af lokale påvirkninger/forhold i bredzonen og i den ripariske zone. Dette illustreres af figur 4.2, hvor søer med en høj grad af påvirkning af bredzonen (Gentofte Sø, Damhus Sø og Peblinge Sø), men også med stor forekomst af undervandplanter, er placeret længst til højre langs DCA2.

DCA3 (akse 3) afspejlede til gengæld eutrofiering på søniveau, idet den var ret stærkt korreleret ($P < 0,001$) med total-P ($r = 0,476$), total-N ($r = 0,279$), klorofyl-a ($r = 0,417$) og PCA1 ($r = -0,310$), men også med PI ($r = 0,288$), der dog også kan afspejle en lokal eutrofiering.

Ordinationen kan i princippet bruges til at identificere taxa, som potentielt er egnede som indikatorer for graden af miljøpåvirkning (figur 4.3). I givet fald kan fx *Cloeon inscriptum* (døgnflue), *Plea lechii*, *Callicorixa praeusta*, *Corixa punctata*, *Cymatia coleoptrata*, *Sigara* sp. (tæger), *Nebriporus depressus* (bille) og *Cyrrnus crenaticornis*, *Leptocerus tineiformis* (vårfluer), *Pentaneurini* (dansemyg) betragtes som indikatorarter for antropogene påvirkninger i bredzonen/den ripariske zone eller – hvad der er mest sandsynligt – for undervandsvegetation. Langt de fleste af de pågældende arter er således tilknyttet undervandsvegetation – især af den finløvede type (Wiberg-Larsen, upubliceret). Ligeledes kan fx *Caenis* (døgnfluer), *Parachironomus* og *Cricotopus* (dansemyg) tolkes som indikatorarter for eutrofiering.

Figur 4.3. DCA på makroinvertebratdata fra 166 lokaliteter i 34 søer. Ordinationen viser de enkelte taxas placering langs hhv. akse 2 (DCA2) og 3 (DCA3). Hver taxon er vist med særskilt kode (se bilag 4). Blå punkter angiver de enkelte lokaliteter.



4.4 Indices og metrics

Af de i alt 12 beregnede indices og metrics viste kun de 7 (ASPT, Shannon-Wiener Indeks, Margalef Indeks r/k-ratio, %Lithofile taxa, ETO taxa, EPTCBO taxa) et vist potentiale, når de blev korreleret med de forskellige miljøvariable (Tabel 4.2). Blandt disse havde EPTCBO-taxa og Margalefs Indeks dårligere korrelationer til de miljøvariable end sammenlignelige indices/metrics (hhv. Shannon-Wiener og ETO-taxa). LQI, som alene bygger på de relative hyppigheder af 12 specifikke slægter af dansemyg, var specielt uegnet for de aktuelle prøver, fordi der i flere tilfælde optrådte alt for få – eller slet ingen – af disse slægter. Det medførte at der enten ikke kunne beregnes en værdi, eller at denne skønnedes at være meget usikker.

Tabel 4.2. Korrelationer (r, Pearson koefficient) mellem makroinvertebrat indices/metrics og miljøvariable for 166 lokaliteter/34 søer. Indices/metrics er udregnet som EQR-værdier efter normalisering med 90% fraktilværdierne for lokalitetsscorene for de to udvalgte referencesøer. Værdier angivet med fed skrift er stærkt signifikante ($P < 0,001$), men værdier i kursiv blot er signifikante ($P < 0,05$). Øvrige værdier er ikke signifikante.

Parameter:	ASPT	Shannon-Wiener	r/k ratio	%Lithofile taxa	ETO taxa
Areal	-0,119	-0,097	-0,080	0,146	-0,240
Middel-dybde	0,411	0,414	0,269	0,348	0,391
Total Alkalinitet	-0,315	-0,290	-0,220	0,058	-0,300
pH	-0,479	-0,453	-0,253	0,047	-0,437
Total-P	-0,226	-0,014	0,016	0,205	-0,335
Total-N	-0,138	0,160	0,071	0,171	-0,271
Klorofyl-a	-0,216	-0,080	0,011	0,198	-0,283
Secchi dybde	0,514	0,383	0,203	0,049	0,675
PCA1	0,471	0,277	0,161	-0,131	0,585
PI	-0,366	-0,390	-0,292	-0,248	-0,295
SI	0,245	0,008	0,007	0,131	0,272
VI	-0,218	-0,293	-0,059	-0,236	-0,016

Blandt de anvendte indices/metrics var ETO-taxa stærkt korreleret med flest miljøvariable og overordnet set bedst korreleret med faktorer der repræsenterer eutrofiering. ASPT og Shannon-Wiener var stærkt korreleret lidt færre

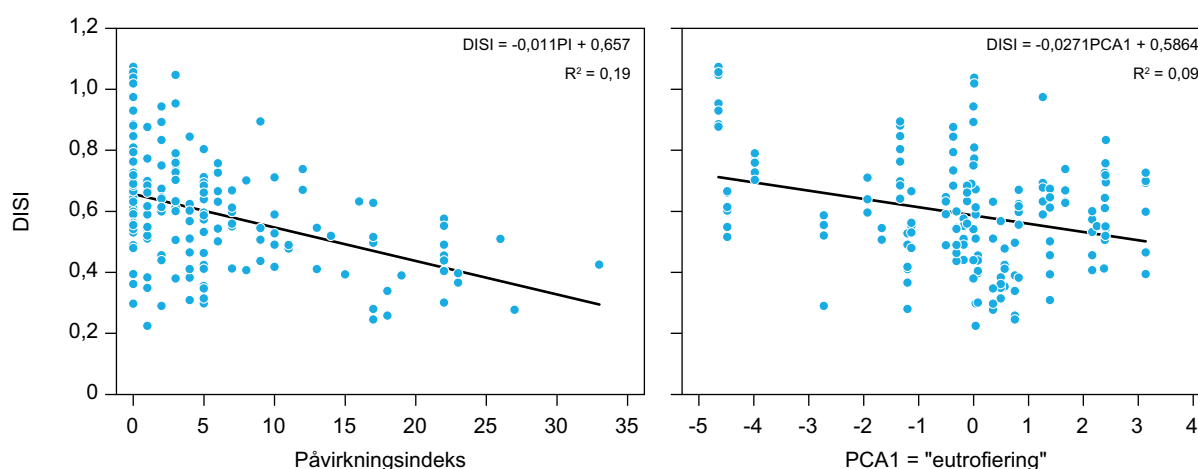
og stort set de samme miljøvariable, og de afspejlede både eutrofiering og lokale antropogene påvirkninger eller vegetationsforhold. De resterende metrics, r/k ratio og % Lithofile taxa, var kun stærkt korreleret med middeldybde og først nævnte ligeledes med lokale antropogene påvirkninger. Generelt var der flest signifikante korrelationer mellem indices/metrics og middeldybden. Det skyldes formodentlig ikke så meget dybdens betydning, men at der var en "overvægt" af kun lidt miljøpåvirkede søer blandt de dybe søer.

På denne baggrund blev der afprøvet flere kombinationer af de 5 indices/metrics i forhold til de miljøvariable. I alle tilfælde blev indekssværdierne re-skaleret ved division af samtlige værdier med 90% fraktilen af scorerne fra de to referencesøer. Den bedste kombination viste sig at være den, hvor scorerne af samtlige indices/metrics blev adderet og summen divideret med 5:

$$\text{Dansk Invertebrat Sø Indeks (DISI)} = (\text{ASPT} + \text{Shannon-Wiener} + r/k\text{-ratio} + \% \text{Lithofile taxa} + \text{ETO-taxa})/5,$$

hvor alle indeks/metrics værdier er omregnet til EQR.

DISI var bedst (og relativt stærkt negativt) korreleret med PI ($r=-0,432$, $P<0,001$) og PCA1 ($r=-0,291$, $P<0,001$), dvs. både korreleret med lokale antropogene påvirkninger og generel eutrofiering. DISI var dog også (negativt) korreleret med VI ($r=-0,281$, $P<0,001$) og i mindre grad, men signifikant, positivt korreleret med SI ($r=0,223$, $P<0,05$). På trods af de signifikante sammenhænge med PI og PCA1, var der især for små værdier af PI en meget stor variation i DISI (figur 4.4.).



Figur 4.4. Sammenhængen mellem Dansk Invertebrat Sø Indeks (DISI) og hhv. påvirkningsindeks (PI) (øverst) og eutrofiering (PCA1) (nederst) for 166 lokaliteter i 34 danske søer. PCA1 skala: Mest negative værdier=Lille grad af eutrofiering, mest positive værdier = høj grad af eutrofiering.

DISI blev desuden testet mod såvel PI som PCA1 i en multipel lineær regression. Den resulterende funktion, $\text{DISI} = 0,541 - (0,030 \cdot \text{PCA1}) + (0,0131 \cdot \text{PI})$ forklarede herved 25% af variationen ($r=0,505$, $P<0,001$).

Udeladelse af r/k-ratio og/eller % Lithofile taxa medførte dårligere korrelationer.

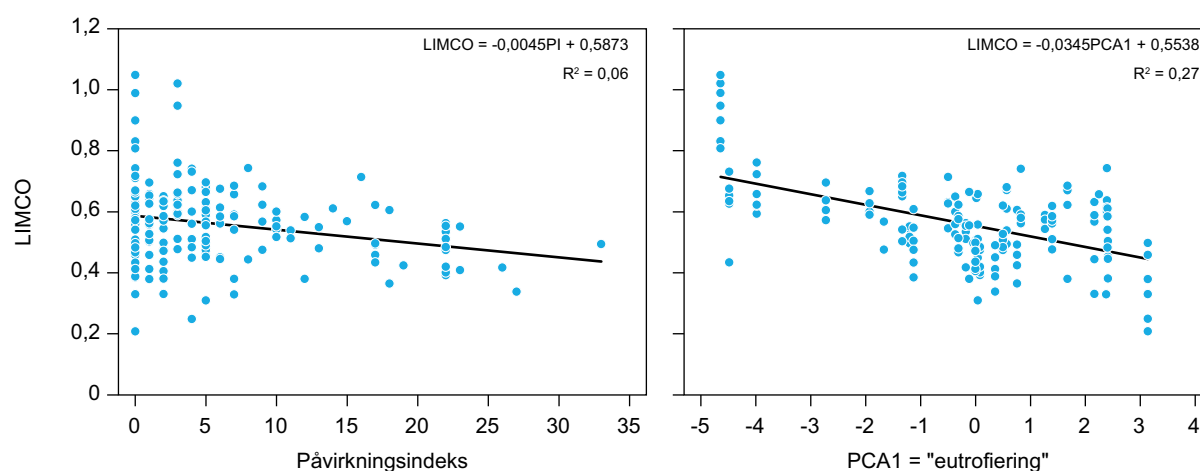
De enkelte scorer for DISI fremgår af bilag 3 (her dog re-skaleret i forhold til 0-ankerpunktet, se afsnit 5.3).

Alternativt til DISI blev der afprøvet et indeks, udviklet under WISER projektet for de tyske og (to) danske søer, som blev undersøgt som et led dette projekt. Indekset er det såkaldte LIMCO ("Littoral Invertebrate Multimetric Index based on Composite Sampling"), som er defineret således (se Miler et al. 2012):

$$\text{LIMCO} = (\text{antal EPTCBO taxa} + \% \text{ Chironomidae} + \text{Margalef Indeks} + \% \text{ Gatherers/collectors})/4,$$

hvor alle indeks/metrics værdier er omregnet til EQR.

LIMCO viste sig – ligesom DISI – at være signifikant korreleret til PI ($r = -0,245$, $P = 0,001$), men langt stærkere korreleret med PCA1 ($r = -0,512$, $P < 0,001$). Til gengæld var LIMCO meget svagt til slet ikke korreleret med hhv. SI og VI. Ligesom for DISI var der meget stor variation i scorerne for små værdier af PI, mens korrelation mellem PCA1 og LIMCO var klart bedre (figur 4.5).



Figur 4.5. Sammenhæng mellem LIMCO og hhv. påvirkningsindeks (PI) (øverst) og eutrofiering (PCA1) (nederst) for 166 lokaliteter i 34 danske søer. PCA1 skala: Mest negative værdier=Lille grad af eutrofiering, mest positive = høj grad af eutrofiering.

LIMCO viste ved multipel lineær regression med såvel PI som PCA1 som forklarende parametre en meget stærkere sammenhæng end DISI. Den resulterende funktion, $\text{LIMCO} = 0,463 - (0,0047 * \text{PI}) - (0,0422 * \text{PCA1})$, forklarede således 31% af variationen ($r = 0,560$, $P < 0,001$). De enkelte scorer for LIMCO fremgår af bilag 3 (her dog re-skaleret i forhold til 0-ankerpunktet, se afsnit 5.3).

5 Diskussion

Formålet med nærværende projekt var at udvikle et makroinvertebrat-indeks til brug ved vurdering af økologisk tilstand i danske søer. Det er her ved forsøgt ikke alene at afspejle søernes generelle belastning med næringsstoffer, men også stress-faktorer relateret til menneskeskabte påvirkninger i bredzonen og den ripariske zone (dvs. den zone som støder umiddelbart op til søerne). Der er derved valgt en multistresser-tilgang, således som det er tilfældet i flere sammenlignelige EU-lande (Estland, Holland, Tyskland). På denne måde er makroinvertebrater forsøgt anvendt på en "bredere" måde end andre biologiske kvalitetslementer som fytoplankton (algesammensætning), fytobenthos, makrofyter og fisk, hvor eksisterende og planlagte indices alene er/bliver relateret til næringsstofbelastning.

5.1 Opstilling af et dansk indeks

Mod forventning var det på baggrund af den udførte ordination (DCA) af taxon-data vanskeligt at pege på et større udvalg af specifikke taxa, som var entydige indikatorer for forskellige stressfaktorer (eutrofiering, antropogene påvirkninger i bred- og riparisk zone). Ordinationens første og mest forklarende akse var således ikke korreleret med stressfaktorer, men snarere med søstørrelse. Der kunne dog ikke umiddelbart påvises taxa, som var specielle indikatorer for søstørrelse. Ordinationens 2.akse var bedst korreleret med antropogene påvirkninger i bred- og riparisk zone, mens ordinationens 3.akse var bedst korreleret med generel eutrofiering. Og i begge tilfælde var der enkelte taxa med potentiale som indikatorarter. Antallet af disse var dog så relativt lille i forhold til arter, som tilsyneladende forekommer "alle vegne", at et hvert forsøg på at opbygge et biotisk indeks, som fx det som er udviklet til danske vandløb, blev opgivet.

Sammenlignelige undersøgelser i EU-regi har dog vist, at en række arter primært er til stede ved næringsfattige, andre arter under stærkt næringsstofberige forhold. Således viste Böhmer (2012), at 200 ud af 1692 taxa havde præference for enten høj-god eller moderat-dårlig økologisk status. Relevante repræsentanter i en dansk kontekst for først nævnte gruppe var fx *Gomphus vulgatissimus*, *Leptophlebia vespertina*, og *Leptocerus tineiformis*, mens fx *Glossiphonia* sp., Asellidae, *Potamopyrgus* sp., Chironomini og *Physa* sp. var eksempler på sidst nævnte gruppe.

Manglen på oplagte indikatorer i nærværende datasæt skyldes muligvis (som nævnt ovenfor), at langt størstedelen af taxa har en meget bred forekomst i søerne, hvilken tilsyneladende illustreres ved at referencesøerne og de mindst "belastede" søer var placeret centralt i ordinationen. Andre potentielle forklaringer er forskelle i substratsammensætning eller forskelle i prøveindsamling og bearbejdning. Umiddelbart synes substratforskelle ikke at være forklaringen, idet der generelt var en meget dårlig korrelation til denne. Generelt var der relativt små forskelle i substratsammensætningen, hvilket er naturligt eftersom der på forhånd var udvalgt prøvetagningslokaliteter med relativt snævre grænser for substratsammensætningen. Prøvebearbejdningen af ½-delen af prøverne (alle fra 2012) er foretaget af samme person, ligesom bearbejdningen af de øvrige prøver har været fordelt på få personer. Derimod er prøvetagningen foretaget af mange forskellige personer, og kvaliteten af prøverne fra 2012 har i enkelte tilfælde været relativt dårlig (SBHconsult, personlig meddelelse). Det vurderes dog ikke, at det samlet set

har haft betydning for troværdigheden/anvendeligheden af det samlede datasæt.

I mangel på artsspecifikke indikatorer blev det alternativt forsøgt at "skrue" et dansk indeks, DISI, sammen ved kombination af mere generelle (og "arts-neutrale") indices/metrics, som allerede har vist sig brugbare i EU-sammenhæng. Den absolut bedste kombination, dvs. den som var bedst korreleret med multiple stressorer, omfattede indikatorerne ASPT, Shannon-Wiener, r/k-ratio, %lithofile taxa og ETO-taxa. Dette er i relativt god overensstemmelse med Böhmer (2012), der påviste at god tilstand var karakteriseret ved høj diversitet og hyppighed af "følsomme" insekt taxa (primært døgnfluer, guldsmede og vårfluer), dominans af følsomme taxa i forhold til tolerante taxa (som fx i ASPT: høje værdier), lav ratio af r-strateger i forhold til k-strateger, og lille andel af "indifferente" arter. Modsat var der ved moderat-dårlig tilstand høj diversitet og hyppighed af "ufølsomme" taxa (primært krebsdyr og mange taxa af dansemyg), dominans af tolerante arter i forhold til følsomme arter, højere ratio af r-strateger ift. til k-strateger, og en høj andel af indifferente taxa.

Det viste sig imidlertid, at det af Miler et al. (2012) foreslåede multimetriske indeks, LIMCO, var endnu bedre korreleret med multiple stressorer, om end de ikke afspejlede dem med samme vægt (se 5.2). Dette indeks rummer andre elementer end de, som blev brugt i DISI, men afspejler stort set de samme "mekanismer" med hensyn til diversitet, tolerance og konkurrence som nævnt ovenfor.

5.2 Hvor godt afspejler DISI og LIMCO relevante påvirkninger?

Begge de testede multimetriske indices viste acceptable korrelationer til de anvendte stressfaktorer, eutrofiering og antropogene påvirkninger i bred- og riparisk zone (udtrykt ved PI). Således forklarede stressfaktorerne tilsammen mindst 25% af variationen på indeks-scorerne, hvilket er kravet ved udvikling af indikatorer under vandrammedirektivet (fx Böhmer et al. 2014). Men der var fundamental forskel på, hvilken af de to stressorer der forklarede mest af den samlede variation.

Således afspejler DISI bedst de lokale stressforhold i bred- og riparisk zone, mens generel eutrofiering spiller en relativt mindre rolle. Modsat er LIMCO langt bedst korreleret med generel eutrofiering, mens de lokale stressforhold i bred- og riparisk zone her spiller en væsentlig mere underordnet rolle.

Der er også andre forskelle mellem de to indices. Således var DISI ikke blot negativt korreleret med PI, men overraskende nok også – om end svagt – negativt med vegetationen på prøvetagningsstedet (målt som vegetationsindekset, VI). Umiddelbart ville man således forvente en positiv eller højest "neutral" relation mellem DISI og VI, fordi en høj vegetationsdiversitet (som dette indeks afspejler) burde bidrage positivt for flere af DISI's delelementer (ASPT, Shannon-Wiener, ETO-taxa). Den mest sandsynlige forklaring er, at de bredzonemæssigt mest påvirkede lokaliteter også har relativt høje vegetationsscorer (Damhus Sø, Peblinge Sø, Gentofte Sø). Således var PI og VI indbyrdes positivt korreleret ($r=0,225$, $P=0,004$). Det forklarer også, hvorfor en art som *Leptocerus tineiformis*, der af Böhmer (2012) blev klassificeret som karakteristisk for høj-god tilstand, i nærværende datamateriale bliver karakteriseret som det modsatte, fordi den er stærkt knyttet til finløvet vegetation

(høje scorer i VI) (Czachorowski & Kornijow 1993, Wiberg-Larsen, upubliceret). LIMCO viste dog ikke denne relation til VI.

Selvom prøvetagningen primært fandt sted på steder med relativt fast bund med forekomst af sten, grus eller sand (disse blev målrettet opsøgt), kunne der have været forventet en positiv sammenhæng mellem substratdiversiteten (målt som SI) og de to indices. Dette var imidlertid ikke tilfældet, hvilket betyder at denne faktor ikke behøver at blive taget betragtning, når indeksresultaterne vurderes.

Andre lande i det Central-baltiske område har anvendt en multimetrisk tilgang ved udvikling af en national makroinvertebrat-indikator til søers littoralzone. Det gælder frem for alt Belgien (i realiteten kun Flandern) (Gabriels et al. 2010), Estland (Timm et al. 2011), Holland (STOWA, in prep.), Tyskland (Miler et al. 2011, 2013) og Litauen (Sidagyte et al. 2013), hvorimod U.K. anvender et system (det såkaldte CPET) alene baseret på den relative hyppighed af specifikke slægter af dansemyg (indsamlet som puppehuder) (Ruse 2011). Blandt disse er det belgiske, hollandske og tyske indeks kalibreret mod multiple stressorer, mens det estiske alene afspejler hydromorfologiske forhold og det litauiske alene eutrofiering (Böhmer et al. 2014).

Såvel DISI og LIMCO er derved opbygningsmæssigt sammenlignelige med det belgiske, hollandske og tyske indeks (se Böhmer et al. 2014). Specielt i det tyske indeks, AESHNA, indgår der flere af de typer af metrics, som også er anvendt i nærværende projekt. Også det litauiske multimetriske indeks indeholder indices/metrics, som enten er anvendt i eller "ligner" de som er benyttet i DISI og LIMCO (ASPT, Shannon-Wiener, EPC-taxa, % PCO-taxa, hvor P=slørvinger, C=biller og O=guldsmede). Det er således sandsynligt, at også det litauiske indeks reelt responderer på multistressorer.

Det fremgår af Böhmer et al. (2014), at det hollandske WFDi havde en høj samlet korrelation med en "hydromorfologisk påvirkningsgradient" ($r^2=0,61$), det estiske indeks var godt korreleret med "arealudnyttelse" ($r^2=0,41$), og det tyske AESHNA relativt godt korreleret med en kombination af morfologiske parameter og total-P ($r^2=0,30$). For de morfologiske parametre alene korrelerede AESHNA dog relativt dårligt ($r^2=0,10-0,25$). Umiddelbart ser det således ud til, at de øvrige CB-GIG landes indices korrelerer bedre med "hydromorfologiske" påvirkninger (evt. i kombination med eutrofiering) end tilfældet er for DISI. Det kan dog være vanskeligt direkte at sammenligne resultaterne fra hhv. Danmark og CB-GIG. Således er der først og fremmest anvendt forskellige mål for hydromorfologiske påvirkninger. Dernæst forekommer der i visse andre lande mere betydende fysiske påvirkninger i form af regulering af søernes vandspejl, hvilket medfører risiko for egentlig tørlægning af littoralzonen. Dette vil være væsentlig mere udfordrende for invertebraterne end de mere "bløde" påvirkninger, som typisk forekommer i de undersøgte danske søer. Endelig skal det nævnes, at de undersøgte søer i de øvrige lande alle er større end 50 ha, mens der i det danske datasæt indgår søer større end 5 ha. Det kan således ikke afvises, at søstørrelsen i et eller andet omfang har betydning for, hvordan de forskellige makroinvertebrat-indices fungerer.

Det skal i øvrigt nævnes, at det engelske CPET korrelerer langt bedre end LIMCO (og de andre CB-GIG landes nationale indices) mht. eutrofiering ($r^2=0,76$). Dette er interessant, fordi det engelske indices er interkalibreret, og derfor formodentlig vil kunne bruges umiddelbart i en dansk kontekst, så-

fremt der ønskes et makroinvertebrat-indeks, som specifikt responderer på eutrofiering (i givet fald total-fosfor).

5.3 "Interkalibrering" af DISI og LIMCO mod ICCMi

Samtlige lande i den Central/baltiske bioregion (bortset fra Danmark) har interkalibreret deres nationale makroinvertebrat-indices for søer

(EU-Kommissionen 2013, Böhmer et al. 2014). Der er herved anvendt et fælles interkalibrerings-indeks, ICCMi:

$$ICCMi = (2 * EPTCBO-taxa + ASPT + \%ETO + \%Lithal-taxa) / 5,$$

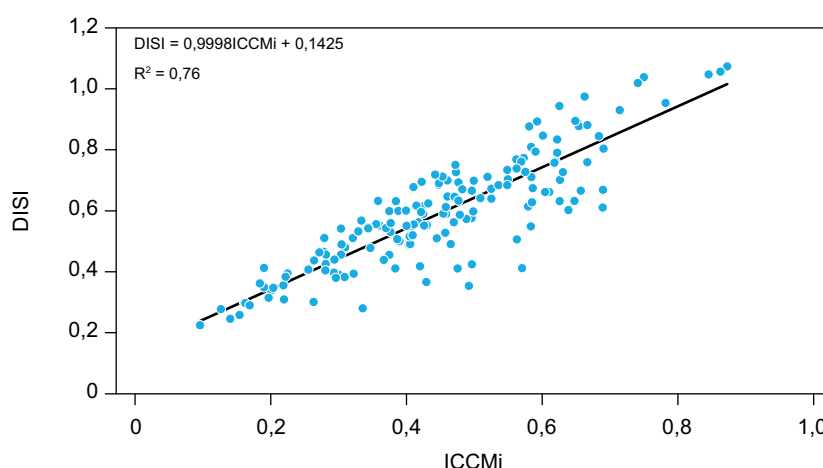
hvor alle indeks/metrics værdier er omregnet til EQR.

På den baggrund er muligt at "interkalibrere" de to danske alternativer, DISI og LIMCO, i forhold til ICCMi. Interkalibreringen fremgår af figurerne 5.1 og 5.2.

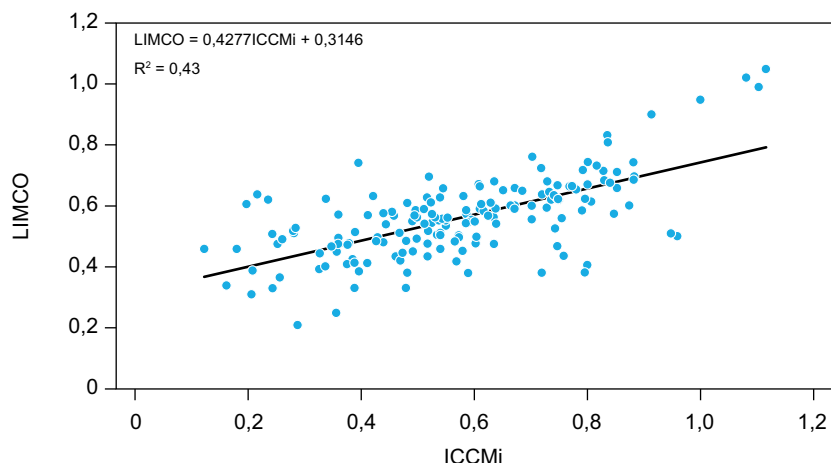
Det ses herved, at DISI korrelerer langt bedre med ICCMi ($r^2=0,76$, $P<0,001$) end LIMCO ($r^2=0,43$, $P<0,001$). Dette er ikke særlig overaskende, fordi ICCMi og DISI langt overvejende deler de samme elementer, mens der er meget større forskel mellem ICCMi og LIMCO. Det er specielt et problem for LIMCO i forhold til ICCMi, at regressionslinjen er dårligt "forankret" i den nedre ende af skalaen. Dette problem optræder ikke med DISI, som synes at være tilfredsstillende "interkalibreret" i forhold til ICCMi, ligesom grænsen mellem god/moderat tilstand ligger omkring 0,60 for begge indices. Ligeledes ville DISI og ICCMi have samme grænse mellem høj/god tilstand (ca. 0,80), såfremt DISI's nedre grænse var forankret i 0 (se nedenfor).

Det er supplerende undersøgt, hvor godt ICCMi er korreleret til hhv. påvirkninger af littoralzonen (PI) og eutrofiering (PCA1). Resultatet af en multipel regression gav en væsentlig dårligere sammenhæng end for DISI og LIMCO: $ICCMi = 0,612 - (0,0075 * PI) - (0,0365 * PCA1)$, som kun forklarede 21% af variationen ($r=0,47$, $P<0,001$). PCA1 var – ligesom for LIMCO – den bedst forklarende enkeltvariabel.

Figur 5.1. Sammenhæng mellem DISI og det fælleseuropæiske interkalibreringsindeks, ICCMi) for 166 lokaliteter i 34 danske søer. Der kan med henvisning til Böhmer et al. (2014) ikke angives specifikke grænser mellem høj/god og god/moderat tilstand. Hvis man imidlertid følger det tyske indeks, AESHNA, vil de pågældende grænser gå ved hhv. 0,80 og 0,60.



Figur 5.2. Sammenhæng mellem LIMCO og det fælleseuropæiske interkalibreringsindeks, ICCMi) for 166 lokaliteter i 34 danske søer.



Der opnåedes for DISI, LIMCO eller ICCMi ikke værdier nær 0, fordi de forskellige indices ikke er søgt normaliseret (forankret) i forhold til nulpunktet. Det faktiske nulpunkt ligger således i "omegnen" af 0,20. Dette er et bevidst valg, fordi man sagtens kan forestille sig søer, som er væsentlig mere eutrofierede end de, som indgik i analysen. Det giver imidlertid problemer, når lokaliteterne og søer efterfølgende skal klassificeres i økologiske tilstandsklasser, herunder sammenlignes med en klassifikation i forhold til den eneste hidtil anvendte indikator, klorofyl-a (se afsnit 5.4).

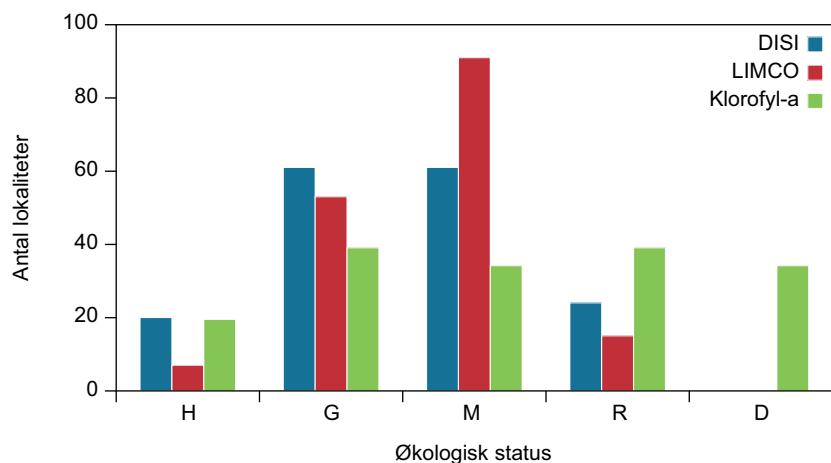
5.4 Klassifikation af søerne

Der er foretaget en klassifikation af de 34 undersøgte søer og 166 lokaliteter heri på baggrund af hhv. DISI og LIMCO. Udgangspunktet er valgt helt simpelt, og med hensyntagen til korrelationen med ICCMi (se afsnit 5.3), nemlig ved en deling af EQR-skalaen i 5 lige store dele:

Høj tilstand	God tilstand	Moderat tilstand	Ring tilstand	Dårlig tilstand
0,80-1,00	0,60-0,79	0,40-0,59	0,20-0,39	0-0,19

Resultatet fremgår af figur 5.3 og bilag 3.

Figur 5.3. Overordnet klassifikation af økologisk tilstand ved 166 lokaliteter fordelt på 34 danske søer. Klassifikationen er foretaget på baggrund af dels to forskellige multimetriske makroinvertebrat-indices (DISI og LIMCO), dels den pågældende sø's sommer-middel af klorofyl-a (dvs. samme værdi for samtlige lokaliteter i den enkelte sø).



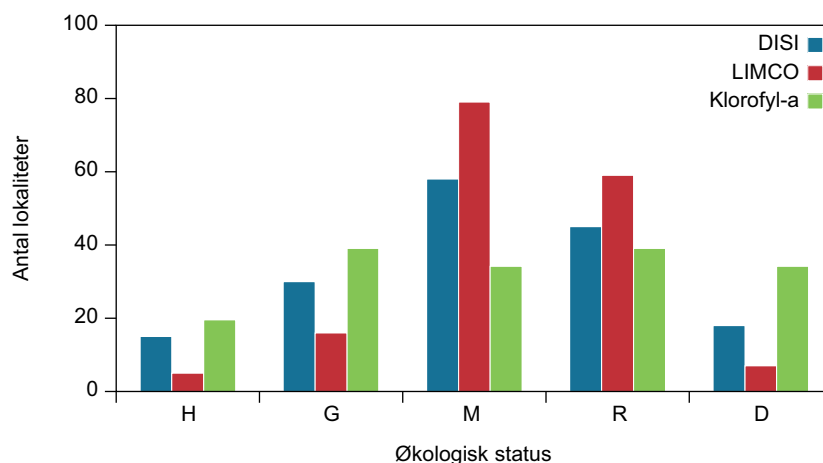
Der er markante forskelle i klassifikationen mellem DISI og LIMCO: Således klassificerer DISI tilstanden "bedre" (flere lokaliteter med høj-god tilstand) end LIMCO (flere lokaliteter med moderat tilstand). Men for begge indices er der markant flest lokaliteter i god eller moderat tilstand, hvor klassifikationen efter klorofyl giver en mere jævnt fordeling af tilstandsklasserne. Specielt klassificerer de to makroinvertebrat-indices relativt få lokaliteter i ringe tilstand og slet ingen i dårlig tilstand. Årsagen er som allerede nævnt, at det er valgt ikke at "forankre" de to indices i nulpunktet (se 5.3).

Foretages der en korrektion for dette (på de anvendte EQR-værdier for DISI og LIMCO) fås en ny klassifikation som vist i figur 5.4.

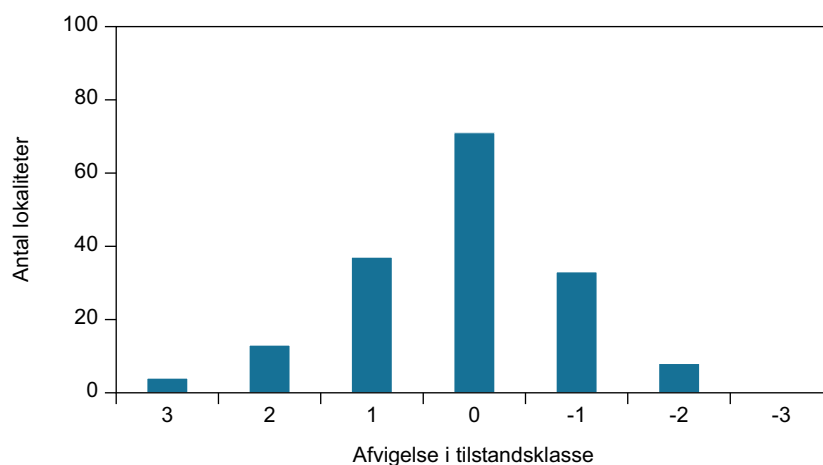
Ikke overraskende betyder det for DISI og LIMCO, at færre lokaliteter klassificeres i høj og god tilstand, mens flere klassificeres i ringe eller dårlig tilstand. Men DISI klassifikationen ligner den for klorofyl-a langt mere end tilfældet er for LIMCO. Dette er lidt overraskende, fordi LIMCO i højere grad end DISI afspejler eutrofiering.

Betragtes forskellene mellem klassificeringerne på lokalitetsniveau er billedet naturligvis mere nuanceret (figur 5.5). Overordnet set fordeler afvigelse sig stort set "normalt" omkring 0 (ingen afvigelser). Men der er store forskelle mellem tilstandsklasserne indbyrdes.

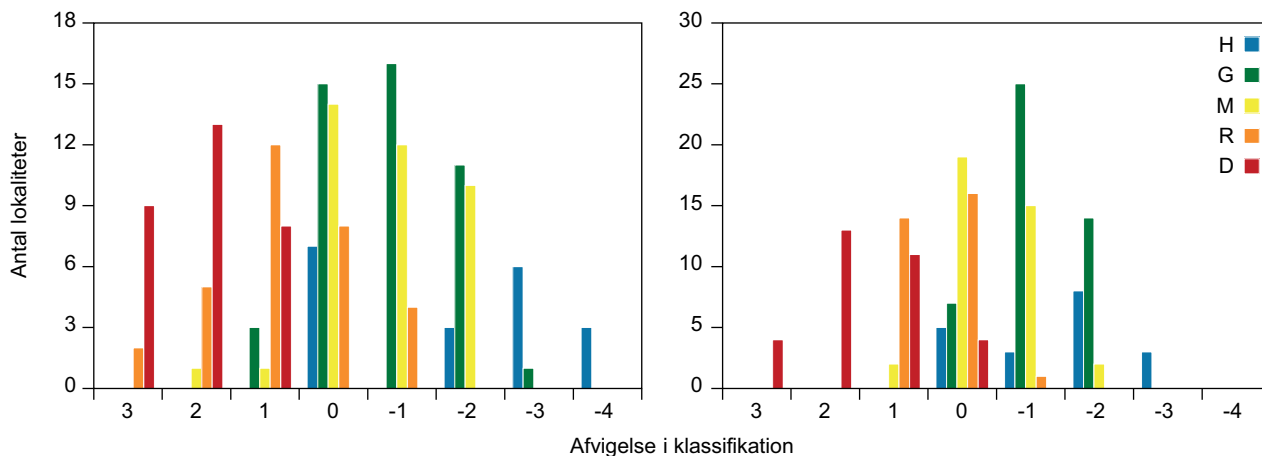
Figur 5.4. Overordnet klassifikation af økologisk tilstand ved 166 lokaliteter fordelt på 34 danske søer. Klassifikationen er foretaget som i figur 5.3, men værdierne for såvel DISI og LIMCO er normaliseret, således at der opnås reelle EQR-værdier omkring nul.



Figur 5.5. Afvigelse i tilstandsklasse mellem DISI og LIMCO ved 166 lokaliteter i 34 danske søer. Positive værdier betyder at DISI klassificerer højere end LIMCO; negative værdier betyder at LIMCO klassificerer højere end DISI.



I forhold til søernes klassificering ud fra klorofyl-a giver begge makroinvertebrat-indices en markant dårligere vurdering i den gode ende af tilstandsskalaen (høj-god tilstand), og en markant bedre vurdering i den dårligere ende af skalaen (moderat-dårlig tilstand) (se figur 5.6). Dette er mere udtalt for DISI end for LIMCO, hvilket ikke er overraskende, fordi DISI i højere grad end LIMCO afspejler lokale forhold i stressfaktorer.



Figur 5.6. Afvigelse i tilstandsklasse mellem hhv. DISI (A) og LIMCO (B) sammenlignet med tilstandsklassen bedømt ud fra indholdet af klorofyl-a ved 166 lokaliteter i 34 danske søer. Positive værdier betyder at DISI eller LIMCO klassificerer højere end klorofyl-a; negative værdier betyder at klorofyl-a klassificerer højere end DISI eller LIMCO.

6 Konklusioner, overvejelser og anbefalinger

Der blev testet to forskellige og som udgangspunkt anvendelige makroinvertebrat-indices til brug i danske søer. Begge indices er baseret på makroinvertebrater, som forekommer i søernes littoralzone.

Det ene indeks, "Dansk Invertebrat Sø Indeks" (DISI), er udviklet til primært til at afspejle lokale stressfaktorer knyttet til arealudnyttelse og aktiviteter i søernes bredzone, såvel i selve littoralzonen på lavt vand som på land (ripariske zone). Der kan fx være tale om huse, haver, veje, intensivt landbrug, affaldsdeponering, afgravning, modifikationer af søbredden (faskine, støbte mure), badebroer, badning, havne og sejllads. DISI afspejler dog også en generel eutrofiering af den enkelte sø. DISI har således potentiale til at vurdere tilstanden på lokalt niveau, mere end på hel-sø niveau. DISI opfylder lige akkurat kravet til statistisk forklaringsgrad (korrelation med miljøvariable). Desuden interkalibrerer det tilfredsstillende i forhold til et fælleseuropæiske interkalibreringsindeks (ICCMi), udviklet til påvisning af multiple stressfaktorer i søer beliggende inden for den central-baltiske region, hvortil Danmark hører.

Det andet indeks, LIMCO, er udviklet i under EU-programmet WISER. Dette indeks afspejler til forskel fra DISI – i det mindste for det foreliggende datamateriale – primært generel eutrofiering af den enkelte sø, snarere end betydningen af lokale stressfaktorer. Til gengæld korrelerer LIMCO bedre end DISI med disse faktorer, ikke mindst hvad angår eutrofiering. Interkalibreringen med det fælleseuropæiske ICCMi er dog langt dårligere end for DISI.

Anvendelse af DISI og LIMCO vil – såfremt princippet om "one out – all out" anvendes – betyde, at tilstanden i en række søer, der som udgangspunkt har været vurderet til at have høj-god tilstand i forhold til deres klorofyl-a indhold (det i første generations vandplanerne eneste anvendte kvalitetselement), klassificeres dårligere. Dette er ikke i sig selv overraskende eller et principielt problem. Anvendelse af flere kvalitetselementer øger per definition muligheden (risikoen) for at en sø ikke opnår målopfyldelse, også selvom de afspejler en og samme påvirkningsfaktor. Meningen med at anvende flere kvalitetselementer er imidlertid, at de sammen skal "fange" potentielle påvirkninger, herunder eutrofiering. Hvis alle anvendte kvalitetselementer primært responderer på og er søgt interkalibreret i forhold til eutrofiering, kan det være hensigtsmæssigt at anvende de, som er mest følsomme heroverfor og som samtidig er bedst korreleret hermed. Makroinvertebraterne i littoralzonen tilhører helt åbenlyst ikke denne kategori.

Det ene makroinvertebrat-indeks, DISI, er som nævnt "designet" til at "fange" andre påvirkninger end bare eutrofiering, idet det især synes at afspejle antropogene påvirkninger i littoralzonen og den ripariske zone. Det betyder imidlertid, at indekset vil afspejle mulige forskelle i sådanne påvirkninger inden for den enkelte sø. Det medfører den problemstilling, at der kan være målopfyldelse i dele af søen, men ikke i andre dele af denne. Spørgsmålet er, hvordan et sådant forhold skal håndteres teknisk-administrativt i forbindelse med vandplanlægningen. Skal en hel sø klassificeres som ikke-opfyldende et miljømål, hvis bare dele af søen ikke har målopfyldelse ved brug af DISI, eller skal man operere med en bagatelgrænse, hvor fx < 10% af søen ikke opfylder målet, men hvor søens generelle miljømål trods dette

vurderes som opfyldt? Til denne problemstilling kan føjes, i hvilket omfang det rent faktisk er muligt at ændre de påvirkninger, som medfører at miljømålene ikke opfyldes. Det er således vanskeligt at forestille sig etableret naturlige ripariske områder i de storkøbenhavnske søer, hvis bredder er fikserede med sten, cementmure eller faskiner, og hvis nærmeste omgivelser er bebyggede eller befæstede arealer. Til dette forhold skal yderligere føjes, at DISI - trods en "acceptabel" korrelation med netop påvirkninger i den ripariske zone - primært kun "fanger" meget ekstreme påvirkninger i søer, som i øvrigt kan være nogle af landets mest værdifulde set i forhold til andre biologiske kvalitetselementer (klorofyl-a, vandplanter, fisk).

Brug af LIMCO kan naturligvis også medføre, at prøver fra forskellige lokaliteter i den enkelte sø giver forskellig indeks-score og klassifikation i tilstandsklasse. Dette er imidlertid lettere at håndtere forvaltningsmæssigt, idet der kan anvendes enkle regler for en samlet klassifikation (fx median eller middelværdi for de enkelte prøver).

Der indgik data fra 34 søer (og 166 prøver) i udviklingen/testen af de to makroinvertebrat-indices. Dette er et relativt lille datasæt, men dog sammenligneligt med, hvad der er anvendt i de lande, som allerede har interkalibreret deres national indices. Det er vurderet, at en udvidelse af datasættet med data indsamlet i 2013 næppe vil ændre de oven for nævnte konklusioner, eller løse de problemstillinger som er skitseret. Flere data vil ikke mindste den uforklarede variation, der allerede blev fundet ved korrelationen mellem DISI/LIMCO og de relevante miljøvariable eller påvirkninger – formodentlig snarere tværtimod.

På denne baggrund anbefales, at makroinvertebrater IKKE på det foreliggende grundlag søges anvendt som biologisk kvalitetselement i danske søer (uanset at det er tilfældet i andre sammenlignelige europæiske lande). Usikkerheden som indikator er simpelthen for stor, de administrative implikationer betydelige hvis der vælges det indeks som afspejler brednære antropogene påvirkninger, og andre biologiske kvalitetselementer formodentlig bedre, hvis formålet i stedet er at afspejle den helt dominerende påvirkning i danske søer, nemlig eutrofiering.

Såfremt Danmark (i praksis Miljøministeriet) vælger ikke at anvende bentisk makroinvertebratfauna som kvalitetselement i søer, vurderes det faglige grundlag for denne beslutning at skulle igennem samme procedure, som hvis der havde været tale om indførelse og efter-interkalibrering ("verifikation") af et nyt makroinvertebratindeks. Proceduren for dette er beskrevet i Willby et al. (2014).

7 Tak og anerkendelse

Projektet har ikke kunnet gennemføres uden en aktiv og engageret medvirken fra en lang række medarbejdere ved de tidligere amter og fra Naturstyrelsen, samt medarbejdere ved en række rådgivende konsulentfirmaer. Især skyldes de anvendte "historiske" data fremsynethed hos enkelte af de tidligere amter (Ringkøbing, Viborg, Århus), hvilket hermed anerkendes.

Projektet er gennemført under medvirken af en følgegruppe med følgende repræsentanter for Naturstyrelsen: Ivan B. Karottki, Kjeld Sandby Hansen, Mads U. Kousgaard og Gudrun Krog.

8 Referencer

Anonym (2012) ASTERICS - einschließlich Perlodes - (deutsches Bewertungssystem auf Grundlage des Makrozoobenthos) Version 3.3.1. Software-Handbuch ASTERICS, Version 3.3, einschließlich PERLODES 1 (Februar 2012).

(<http://www.fliessgewaesserbewertung.de/en/download/berechnung/>)

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.

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.

Böhmer, J. (2012) Template for the milestone reports (Water category/GIG/BQE/horizontal activity: Lake/Central Baltic/Benthic Fauna), 25 s.

Böhmer, J., Arbaciauskas, K., Benstead, R., Gabriels, W., Porst, G., Reeze, B. & Timm, H. (2014) Central Baltic Lake Benthic invertebrate ecological assessment methods. Water Framework Directive Intercalibration Technical Report. JRC Technical Reports (JRC88273), 72 s.

Czachorowski, S. & Kornijow, R. (1993) Analysis of the distribution of caddis larvae (Trichoptera) in the elodeid zone of two lakes of east Poland, based on the concept of habitatual islands. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* **40**: 165-179.

Clarke, K.R. & Gorley, R.N. (2006) PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.

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

EU-Parlamentet og Rådet (2000) Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger (PE-CONS 3639/1/00 REV 1)

EU kommissionen (2013) Kommissionens afgørelse af 20. september 2013 om fastsættelse i overensstemmelse med Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af værdierne for klassifikationerne i medlemsstaternes overvågningsystemer som resultat af interkalibreringen og om ophævelse af beslutning 2008/915/EF (meddelt under nummer C(2013) 5915) (2013/480/EU). Den Europæiske Unions Tidende L 266/1 (8.10.2013)

Gabriels, W., Lock, K., De Pauw, N. & Goethals, P.L.M. (2010) Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologica* **40**: 199–207.

- Grøn, P.N. (1990a) Smådyr i Borre Sø, 1985. Århus Amtskommune, Miljøkontoret, 86 s.
- Grøn, P.N. (1990b) Smådyr i Ørn Sø, 1988. Århus Amtskommune, Miljøkontoret, 73 s.
- Jensen, M.T. (2008) *Eksponerede littorale makroinvertebratsamfund – klassifikation og fordelingsmønstre langs trofiske gradienter*. Specialeafhandling fra Ferskvandsbiologisk Laboratorium, Københavns Universitet, Hillerød, 101 s.
- 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.
- Larsen, J.E. (1994) Ulstrup Langsø 1993. Smådyrsfauna. Århus Amt, Natur & Miljø, 31 s.
- Larsen, J.E. (1995) Smådyrsfaunaen i Flynder Sø 1994. Ringkjøbing Amtskommune, Teknik- og Miljøforvaltningen, 27 s. + bilag.
- Larsen, J.E. & Skriver, J. (1994) Smådyrsfaunaen i Fussing Sø 1989-90. Århus Amt, Natur & Miljø, 26 s.
- Leonhard, S.B. (1985) Smådyrsfaunaen i Tjele Langsø. Viborg Amtskommune, Vand- og miljøvæsenets rapport nr. 41, 19 s.
- Leonhard, S.B. (1987a) Smådyrsfaunaen i Jul Sø, 1985. Århus Amtskommune, Teknisk Forvaltning, 60 sp.
- Leonhard, S.B. (1987b) Miljøtilstand i Viborgsøerne 1986. Viborg Amtskommune, Vand- og miljøvæsenets rapport nr. 75, 44 s. + bilag.
- Leonhard, S.B. (1988) Smådyrsfaunaen i Mossø, 1986. Århus Amtskommune, Teknisk Forvaltning, 96 s.
- Leonhard, S.B. (1990a) Smådyrsfaunaen i Ravn Sø, 1988. Århus Amtskommune, Miljøkontoret, 105 s.
- Leonhard, S.B. (1990b) Sunds Sø 1988. Bundfauna. Ringkjøbing Amtskommune, Teknik- og Miljøforvaltningen, 25 s. + bilag.
- Leonhard, S.B. & Grøn, P.N. (1990) Bryrup Langsø, 1988. Smådyrsfauna. Århus Amtskommune, Miljøkontoret, 84 s.
- Leonhard, S.B. & Skriver, J. (1996) Smådyrsfaunaen i Almind Sø, 1994-1995. Århus Amt, Natur- og Miljøkontoret, 52 s. + bilag.
- Levin, G. & Nomander, B. (2008) Arealanvendelse I Danmark siden slutningen af 1800-tallet. Danmarks Miljøundersøgelser. 46 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 682. (<http://www.dmu.dk/Pub/FR682.pdf>)
- Margalef, R. (1958) Information theory in ecology. *Gen. Syst.* 3: 36-71.

McCune, B. & Mefford, M.J. (2011) PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 6. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A. 2011.

Miler, O., Brauns, M., Böhmer, J., Pusch, M. (2011) Praxistest des Verfahrens zur Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos. Projektbericht im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Projekt-Nr. O 5.10): 1-45 + Anhänge.

Miler, O., Pusch, M., Pilotto, F., Solimini A.G., McGoff, E., Sandin, L. & Clarke, R. (2012) Assessment of ecological effects of hydromorphological lake shore alterations and water level fluctuations using benthic macroinvertebrates. WISER Deliverable D3.3-4. 44 s.

Miler, O., Brauns, M., Böhmer, J., Pusch, M. (2013) "Feinabstimmung des bewertungs-verfahrens von Seen mittels Makrozoobenthos" (Projekt-Nr. O 5.10/2011): 1-72 + Anhänge.

Miljøstyrelsen (2004) Basisanalyse del 1. Karakterisering af vandforekomster og opgørelse af påvirkninger. Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. **2/2004**.

Moeslund, B. & Leonhard, S.B. (1988) Miljøtilstand i Ørlevkloster Sø 1986-1987. Viborg Amtskommune, Vand- og miljøvæsenets rapport nr. **81**, 55 s. + bilag.

Mouthon, J. (1993) Lacustrine biological index based on the examination of mollusc communities. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* **331**: 397-406.

Pilotto, F., Solimini, A. G., Gevrey, M., Argillier, M., Miler, O., Pusch, M. & Böhmer, J. (2011) Development of tools for the assessment of European lakes using benthic invertebrates: A preliminary analysis. Project report WISER Deliverable D3.3-3. <http://www.wiser.eu/results/deliverables/>.

Ruse, L. (2010) Classification of nutrient impact on lakes using the chironomid pupal exuvial technique. *Ecological Indicators* **10**: 594-601.

Sand-Jensen, K. & Lindegaard, C. (1996) *Økologi i søer og vandløb*. G.E.C. Gads Forlag, København, 188 s.

Shannon, C.E. (1948) A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* **27**: 379-423 & 623-656.

Šidagytė E., Višinskienė G., Arbačiauskas K. (2013) Macroinvertebrate metrics and their integration for assessing the ecological status and biocontamination of Lithuanian lakes. *Limnologia* **43**: 308-318.

Skovgaard, H. & Larsen, J.E. (1995) Salten Langsø og Vessø 1993. Miljøtilstand. Århus Amt, Natur & Miljø, 73 s. + bilag.

Solimini, A.G., Free, G., Donohue, I., Irvine, K., Pusch, M., Rossaro, B., Sandin, L. & Cardoso, A.C. (2006) Using Benthic Macroinvertebrates to Assess ecological Status of Lakes Current Knowledge and Way Forward to Support FD Implementation. EUR 22347 EN. 48 s.

Stoddard, J.I., Larsen, D.P., Hawkins, C.P., Johnson, R.K. & Norris, R.H. (2006) Setting expectations for the ecological condition of streams: The concept of reference condition. *Ecological Applications* **16**: 1267–1276.

Systat Software (2011) SigmaPlot. ExactGraphs and Data Analysis, version 11. Systat Software Inc.
(<http://www.sigmaplot.com/products/sigmaplot/sigmaplot-details.php>)

Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J.P. (redaktører), Bradshaw, Skovgaard, H. & Grünfeld, S. (2003) Vandrammedirektivet og danske søer. Del 1: Søtyper, referencetilstand og økologiske kvalitetsklasser. Danmarks Miljøundersøgelser. 142 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 475. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Timm, H., Käiro, K., Möls, T. & Virro, T. (2012) An index to assess hydro-morphological quality of Estonian surface waters based on macroinvertebrate taxonomic composition. *Limnologica* **41**: 398–410.

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.

Wiberg-Larsen, P., Bjerring, R. & Clausen, J. (2009) Bunddyr som indikatorer ved bedømmelse af økologisk kvalitet i danske søer. Danmarks Miljøundersøgelser. 46 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 747.
(<http://www.dmu.dk/Pub/FR747.pdf>)

Wiberg-Larsen, P. (2013) Bunddyr i bredzonen af søer. Metodebeskrivelse. Version 3. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 20 s.
(http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Ferskvand/Metode_bunddyr_i_soeer_version3_20130901.pdf)

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

Willby, N., Birk, S., Poikane, S. & van de Bund, W. (2014) Water Framework Directive Intercalibration Manual: Procedure to fit new or updated classification methods to the results of a completed intercalibration. EUR – Scientific and Technical Research series – ISSN 1831-9424, EUR 26568 EN – Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability. doi: 10.2788/37057 European Commission.

9 Bilagsoversigt

Bilag 1: Oversigt over søer, som har indgået i nærværende undersøgelse.

Bilag 2: Kilder til oplysninger om søer undersøgt 1984-1994.

Bilag 3: Påvirkninger, makroinvertebrat indeksscorer, og økologisk klassificering for de undersøgte lokaliteter.

Bilag 4: Oversigt over makroinvertebrater fundet i littoralzonen ved 166 lokaliteter i 34 danske søer.

BILAG 1. Oversigt over søer, som har indgået i nærværende undersøgelse.

Sø navn	Søkode	Areal (km ²)	Middel-		pH	Tot-P (mg/L)	Tot-N (mg/L)	Klorofyl-a		PCA1	Undersøgt
			dybde (m)	TA (meq/L)				(µg/L)	Secchi (m)		
Almind Sø	AL	0,5	10,4	0,58	7,54	0,012	0,29	4	5,31	4,64	1994-1995
Borresø	BO	1,95	4,9	1,47	8,55	0,157	2,35	27	1,05	-1,27	1985
Bryrup Langsø	BR	0,38	4,6	1,47	9,14	0,230	2,25	107	0,75	-2,39	1988
Damhus Sø	DA	0,459	1,6	1,83	8,59	0,049	1,24	17	1,62	0,18	2012
Flyndersø	FL	4,18	3,6	2,70	8,42	0,327	1,75	120	0,45	-3,14	1994
Frederiksborg Slotssø	FR	0,21	3,1	2,03	8,08	0,117	1,76	52	1,04	-0,76	2012
Fussing Sø	FU	3,33	14,6	1,69	8,70	0,100	0,94	15	4,08	0,50	1989-1990
Gentofte Sø	GE	0,263	0,9	1,56	8,66	0,026	0,74	6	1,40	1,20	2012
Grærup Langsø	GR	0,33	0,7	0,69	7,78	0,061	0,58	16	0,92	1,13	2012
Gødstrup Sø	GØ	4,6	1,8	2,27	7,90	0,207	4,09	94	0,90	-2,38	1990
Hald Sø	HA	3,33	14,6	1,06	8,00	0,165	1,49	41	2,72	-0,02	1985
Jels Midtsø	JE	0,251	4,1	2,69	8,29	0,050	2,75	21	1,82	-0,04	2012
Juel Sø	JU	5,7	7,8	1,85	7,52	0,130	3,63	7	2,80	0,37	1985
Langesø	LA	0,176	3,1	3,57	8,30	0,114	1,57	66	1,75	-0,83	2012
Magle Sø	MA	0,148	3,6	2,63	8,17	0,021	0,94	8	3,04	1,93	2012
Mossø	MO	13,1	10,3	1,79	8,97	0,101	1,20	51	1,42	-1,39	1986
Maribo Søndersø	MS	8,616	1,7	2,40	8,39	0,049	1,35	22	1,44	-0,57	2012
Peblinge Sø	PE	0,104	2,2	1,76	9,16	0,124	1,09	15	1,96	-0,08	2012
Ravn Sø	RA	1,8	15	2,29	7,60	0,028	3,58	9	3,66	1,33	1988
Ring Sø	RI	0,24	2,9	1,47	8,04	0,124	0,92	29	1,69	0,31	2012
Stigsholm Sø	SH	0,21	0,8	1,17	8,18	0,088	2,02	34	0,94	-0,50	2012
Skarre Sø	SK	1,93	2,6	3,01	8,27	0,091	0,90	29	1,83	-0,36	2012
Salten Langsø	SL	3	4,5	1,29	8,14	0,078	0,88	32	1,51	0,04	1993
Stilling-Solbjerg Sø	SS	3,66	8,1	2,13	8,52	0,253	4,50	46	1,30	-2,16	1984
Stubbergård Sø	ST	1,54	2,3	1,91	8,60	0,241	1,64	86	0,76	-2,25	1990

Sø navn	Søkode	Areal (km2)	Middel-		pH	Tot-P (mg/L)	Tot-N (mg/L)	Klorofyl-a		PCA1	Undersøgt
			dybde (m)	TA (meq/L)				(µg/L)	Secchi (m)		
Sunds Sø	SU	1,268	1,6	0,49	7,70	0,043	2,70	6	2,40	1,67	2012
Søbo Sø	SØ	0,21	3,6	3,11	8,23	0,046	1,02	61	1,73	0,00	2012
Slåen Sø	SÅ	0,182	7,3	1,39	7,11	0,023	0,26	9	4,88	3,98	2012
Tjele Langsø	TL	4,72	2,9	2,06	8,96	0,110	2,08	72	0,67	-2,41	1984
Ulstrup Langsø	UL	0,44	4,8	1,87	7,33	0,036	0,91	5	4,34	2,73	1993
Vedsted Sø	VE	0,078	5	0,26	7,21	0,021	0,52	7	3,98	4,48	2012
Viborg Nørresø	VN	1,23	3,6	1,51	8,38	0,219	2,11	75	1,08	-1,67	1986
Viborg Søndersø	VS	1,46	4,2	1,59	8,68	0,310	2,19	121	0,96	-2,40	1986
Ørn Sø	ØR	0,4	4	0,88	7,97	0,113	1,39	43	1,48	0,12	1988

BILAG 2. Oversigt over referencer til data for søer undersøgt i perioden 1984-1994.

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 Søndersø	1986	Leonhard (1987b)

BILAG 3. Påvirkninger, makroinvertebrat indeksscorer, og økologisk klassificering for 166 lokaliteter (stationer) i 34 danske søer.

PI – påvirknings indeks; SI – substratindeks; VI – vegetationsindeks; PCA1 – eutrofi-scorer; DISI – Dansk Invertebrat Sø Indeks; LIMCO – Littoral Invertebrate Metric Composite sample; DISI_ ØTK – økologisk tilstandsklasse (DISI); LIMCO_ØTK – økologisk tilstandsklasse (LIMCO); KLOK_ØTK – økologisk tilstandsklasse baseret på klorofyl-a.

LOK.	PI	SI	VI	PCA1	DISI	DISI_ØTK	LIMCO	LIMCO_ØTK	KLOK_ØTK
AL1	3	33	5	4,64	1,04	H	1,03	H	H
AL2	0	44	11	4,64	1,08	H	1,06	H	H
AL3	3	44	7	4,64	0,92	H	0,93	H	H
AL4	0	22	4	4,64	0,90	H	0,87	H	H
AL5	0	41	4	4,64	0,84	H	0,79	G	H
AL6	0	25	14	4,64	0,83	H	0,76	G	H
AL7	0	19	6	4,64	1,05	H	0,99	H	H
BO1	0	28	2	-1,27	0,52	M	0,45	M	M
BO2	10	28	2	-1,27	0,47	M	0,46	M	M
BO3	0	33	2	-1,27	0,60	G	0,48	M	M
BO4	0	25	2	-1,27	0,95	H	0,46	M	M
BO5	0	20	2	-1,27	0,58	M	0,42	M	M
BR1	3	20	5	-2,39	0,36	R	0,54	M	D
BR2	8	30	2	-2,39	0,61	G	0,68	G	D
BR3	6	28	2	-2,39	0,64	G	0,51	M	D
BR4	0	20	2	-2,39	0,53	M	0,49	M	D
BR5	0	33	5	-2,39	0,49	M	0,67	G	D
DA1	22	26	9	0,18	0,45	M	0,45	M	G
DA2	22	26	8	0,18	0,42	M	0,41	M	G
DA3	26	22	7	0,18	0,37	R	0,26	R	G
DA4	22	23	7	0,18	0,34	R	0,44	M	G
DA5	22	25	3	0,18	0,28	R	0,38	R	G
FL1	0	37	12	-3,14	0,60	G	0,31	R	D
FL2	0	15	4	-3,14	0,48	M	0,15	D	D
FL3	0	15	4	-3,14	0,22	R	0,00	D	D
FL4	1	30	18	-3,14	0,60	G	0,21	R	D
FL5	0	37	16	-3,14	0,64	G	0,36	R	D
FL6	4	28	22	-3,14	0,31	R	0,05	D	D
FR1	18	26	10	-0,76	0,15	D	0,20	R	R
FR2	18	21	9	-0,76	0,05	D	0,50	M	R
FR3	19	25	8	-0,76	0,21	R	0,27	R	R
FR4	17	38	10	-0,76	0,35	R	0,36	R	R
FR5	17	26	11	-0,76	0,03	D	0,31	R	R
FU1	0	33	3	0,50	0,47	M	0,53	M	M
FU2	0	33	3	0,50	0,34	R	0,53	M	M
FU3	2	33	3	0,50	0,54	M	0,42	M	M
FU4	16	33	0	0,50	0,52	M	0,64	G	M
GE1	13	28	29	1,20	0,24	R	0,43	M	H
GE2	23	21	20	1,20	0,18	D	0,43	M	H
GE3	17	26	14	1,20	0,07	D	0,36	R	H
GE4	10	26	25	1,20	0,39	R	0,42	M	H
GE5	10	26	20	1,20	0,34	R	0,39	R	H

LOK.	PI	SI	VI	PCA1	DISI	DISI_ØTK	LIMCO	LIMCO_ØTK	KLOR_ØTK
GE6	10	27	19	1,20	0,25	R	0,43	M	H
GR1	0	33	2	1,13	0,43	M	0,37	R	G
GR2	0	36	10	1,13	0,42	M	0,28	R	G
GR3	0	21	14	1,13	0,43	M	0,43	M	G
GR4	0	28	17	1,13	0,33	R	0,22	R	G
GR5	0	31	22	1,13	0,39	R	0,50	M	G
GR6	0	36	25	1,13	0,56	M	0,34	R	G
GØ1	7	10	9	-2,38	0,24	R	0,15	D	D
HA1	1	33	0	-0,02	0,70	G	0,55	M	R
HA2	0	43	0	-0,02	1,03	H	0,37	R	R
HA3	0	43	0	-0,02	1,01	H	0,38	R	R
HA4	0	43	0	-0,02	0,74	G	0,33	R	R
JE1	5	26	2	-0,04	0,10	D	0,13	D	M
JE2	1	26	2	-0,04	0,57	M	0,57	M	M
JE3	1	16	3	-0,04	0,00	D	0,31	R	M
JE4	1	22	6	-0,04	0,47	M	0,44	M	M
JE5	3	26	3	-0,04	0,50	M	0,38	R	M
JE6	4	20	4	-0,04	0,37	R	0,30	R	M
JU1	4	12	2	0,37	0,79	G	0,49	M	G
JU2	0	10	3	0,37	0,72	G	0,44	M	G
JU3	0	10	5	0,37	0,58	M	0,56	M	G
JU4	1	28	3	0,37	0,83	H	0,40	M	G
JU5	3	10	0	0,37	0,65	G	0,49	M	G
LA1	4	35	4	-0,83	0,20	R	0,67	G	D
LA2	12	40	0	-0,83	0,57	M	0,47	M	D
LA3	4	38	0	-0,83	0,51	M	0,44	M	D
LA4	7	46	1	-0,83	0,48	M	0,48	M	D
LA5	1	46	0	-0,83	0,50	M	0,45	M	D
LA6	0	47	0	-0,83	0,42	M	0,47	M	D
MA1	10	28	20	1,93	0,62	G	0,49	M	G
MA2	5	27	11	1,93	0,62	G	0,58	M	G
MA3	5	32	14	1,93	0,53	M	0,48	M	G
MA4	5	27	17	1,93	0,47	M	0,53	M	G
MO1	15	33	0	-1,39	0,22	R	0,45	M	R
MO2	6	34	3	-1,39	0,35	R	0,45	M	R
MO3	2	10	5	-1,39	0,57	M	0,52	M	R
MO4	2	10	5	-1,39	0,30	R	0,46	M	R
MO5	4	33	2	-1,39	0,11	D	0,38	R	R
MO6	2	32	2	-1,39	0,54	M	0,34	R	R
MO7	7	23	0	-1,39	0,49	M	0,48	M	R
MS1	33	18	13	-0,57	0,26	R	0,36	R	M
MS2	11	34	9	-0,57	0,32	R	0,42	M	M
MS3	4	39	14	-0,57	0,24	R	0,58	M	M
MS4	5	26	23	-0,57	0,26	R	0,59	M	M
MS5	5	23	25	-0,57	0,24	R	0,60	G	M
MS6	5	29	24	-0,57	0,17	D	0,51	M	M
PE1	23	24	24	-0,08	0,22	R	0,25	R	G

LOK.	PI	SI	VI	PCA1	DISI	DISI_ØTK	LIMCO	LIMCO_ØTK	KLOR_ØTK
PE2	22	28	24	-0,08	0,23	R	0,23	R	G
PE3	22	28	24	-0,08	0,23	R	0,34	R	G
PE4	22	26	19	-0,08	0,30	R	0,35	R	G
PE5	22	19	19	-0,08	0,10	D	0,24	R	G
PE6	22	30	19	-0,08	0,28	R	0,27	R	G
RA1	2	35	16	1,33	0,53	M	0,56	M	G
RA2	0	23	5	1,33	0,60	G	0,42	M	G
RA3	0	18	14	1,33	0,83	H	0,63	G	G
RA4	0	23	14	1,33	0,68	G	0,64	G	G
RA5	0	20	17	1,33	0,79	G	0,57	M	G
RA6	5	20	20	1,33	0,74	G	0,62	G	G
RA7	1	20	10	1,33	0,59	M	0,37	R	G
RA8	9	20	12	1,33	0,85	H	0,60	G	G
RI1	9	33	2	0,31	0,27	R	0,52	M	M
RI2	5	36	10	0,31	0,31	R	0,32	R	M
RI3	13	21	14	0,31	0,41	M	0,34	R	M
RI4	11	28	17	0,31	0,34	R	0,38	R	M
RI5	2	31	22	0,31	0,48	M	0,48	M	M
RI6	1	36	25	0,31	0,41	M	0,46	M	M
SH1	5	17	11	-0,50	0,17	D	0,39	R	M
SH2	5	22	5	-0,50	0,12	D	0,34	R	M
SH3	1	17	6	-0,50	0,16	D	0,38	R	M
SH4	1	17	5	-0,50	0,21	R	0,40	M	M
SH5	4	32	5	-0,50	0,44	M	0,35	R	M
SH6	0	19	28	-0,50	0,18	D	0,52	M	M
SK1	27	25	9	-0,36	0,07	D	0,16	D	M
SK2	5	27	5	-0,36	0,16	D	0,35	R	M
SK3	6	37	5	-0,36	0,52	M	0,30	R	M
SK4	1	29	4	-0,36	0,37	R	0,26	R	M
SK5	0	29	7	-0,36	0,10	D	0,23	R	M
SL1	0	20	2	0,04	0,59	M	0,36	R	R
SS1	2	20	12	-2,16	0,30	R	0,15	D	R
SS2	5	24	5	-2,16	0,45	M	0,45	M	R
SS3	5	20	7	-2,16	0,39	R	0,53	M	R
SS4	3	20	15	-2,16	0,48	M	0,48	M	R
SS5	8	20	12	-2,16	0,24	R	0,30	R	R
ST1	7	20	15	-2,25	0,42	M	0,57	M	R
SU4	9	20	6	1,67	0,41	M	0,34	R	H
SU5	9	20	6	1,67	0,36	R	0,45	M	H
SØ1	3	31	3	0,00	0,20	R	0,34	R	D
SØ2	2	35	1	0,00	0,91	H	0,25	R	D
SØ3	2	40	2	0,00	0,67	G	0,37	R	D
SØ4	0	37	3	0,00	0,41	M	0,26	R	D
SØ5	2	39	2	0,00	0,85	H	0,29	R	D
SØ6	2	39	1	0,00	0,28	R	0,33	R	D
SÅ1	3	43	3	3,98	0,69	G	0,65	G	G
SÅ2	3	26	18	3,98	0,68	G	0,49	M	G

LOK.	PI	SI	VI	PCA1	DISI	DISI_ØTK	LIMCO	LIMCO_ØTK	KLOR_ØTK
SÅ3	3	22	4	3,98	0,64	G	0,52	M	G
SÅ4	3	40	7	3,98	0,61	G	0,70	G	G
SÅ5	3	36	0	3,98	0,72	G	0,52	M	G
SÅ6	3	24	9	3,98	0,68	G	0,57	M	G
TL1	5	20	2	-2,41	0,62	G	0,31	R	R
TL2	2	22	7	-2,41	0,77	G	0,22	R	R
TL3	6	20	0	-2,41	0,41	M	0,30	R	R
TL4	5	39	2	-2,41	0,60	G	0,37	R	R
UL1	2	20	18	2,73	0,09	D	0,54	M	H
UL2	5	20	13	2,73	0,46	M	0,50	M	H
UL3	1	20	5	2,73	0,38	R	0,61	G	H
UL4	0	20	13	2,73	0,42	M	0,46	M	H
VE1	17	28	8	4,48	0,37	R	0,28	R	G
VE2	1	43	12	4,48	0,56	M	0,56	M	G
VE3	1	40	12	4,48	0,41	M	0,53	M	G
VE4	4	48	10	4,48	0,48	M	0,66	G	G
VE5	2	41	6	4,48	0,50	M	0,54	M	G
VE6	6	41	12	4,48	0,56	M	0,59	M	G
VN1	0	30	0	-1,67	0,52	M	0,58	M	D
VN2	17	20	0	-1,67	0,51	M	0,52	M	D
VN3	7	20	0	-1,67	0,57	M	0,60	G	D
VN4	12	30	0	-1,67	0,65	G	0,22	R	D
VS1	7	20	0	-2,40	0,42	M	0,42	M	D
VS2	14	20	0	-2,40	0,38	R	0,51	M	D
VS3	0	30	0	-2,40	0,63	G	0,35	R	D
VS4	6	30	0	-2,40	0,68	G	0,47	M	D
ØR1	7	30	0	0,12	0,43	M	0,22	R	R
ØR2	5	30	2	0,12	0,58	M	0,44	M	R
ØR3	3	20	4	0,12	0,52	M	0,57	M	R
ØR4	5	33	2	0,12	0,56	M	0,58	M	R

BILAG 4. Oversigt over makroinvertebrater fundet ved undersøgelse af 166 lokaliteter fordelt på 34 danske søer.

Taxon	Kode	Antal lokaliteter	%	Antal individer	%
Hydra sp.	hydrasp	7	4,2	87	0,04
Tricladida	triclage	6	3,6	39	0,02
Dugesia lugubris	dugelugu	5	3,0	33	0,01
Dugesia sp.	dugesp.	18	10,8	119	0,05
Planaria torva	plantorv	7	4,2	44	0,02
Polycelis nigra	polynigr	24	14,5	264	0,11
Polycelis sp.	poelissp	12	7,2	112	0,05
Bdellocephala punctata	bdelpunc	3	1,8	10	0,00
Dendrocoelum lacteum	dendlact	21	12,7	128	0,05
Nematomorpha indet.	nemagesp	3	1,8	36	0,02
Nematoda indet.	nematoge	13	7,8	204	0,09
Mermithidae	nemmerge	2	1,2	6	0,00
Naididae indet.	naidgen.	73	44,0	8449	3,54
Stylaria lacustris	styllacu	30	18,1	1982	0,83
Tubificidae	tubigen.	140	84,3	15880	6,66
Spirosperma ferox	spirferx	2	1,2	6	0,00
Lumbriculidae indet.	lumculge	1	0,6	11	0,00
Lumbriculus variegatus	lumbvari	32	19,3	376	0,16
Stylodrilus heringianus	stylheri	2	1,2	9	0,00
Eiseniella tetraedra	eisetetr	1	0,6	5	0,00
Glossiphonia complanata	gloscomp	43	25,9	343	0,14
Glossiphonia concolor	glosconc	13	7,8	54	0,02
Alboglossiphonia heteroclita	albohete	15	9,0	74	0,03
Helobdella stagnalis	helostag	79	47,6	1286	0,54
Theromyzon tessulatum	thertess	7	4,2	23	0,01
Hemiclepsis marginata	hemimarg	2	1,2	13	0,01
Piscicola geometra	piscgeom	26	15,7	100	0,04
Haemopsis sanguisuga	haemsang	1	0,6	6	0,00
Erpobdella octoculata	erpoocto	95	57,2	1743	0,73
Erpobdella testacea	erpotest	66	39,8	517	0,22
Erpobdella sp.	erposp.	12	7,2	49	0,02
Hydrachnidia indet.	hydrgesp	28	16,9	277	0,12
Argyroneta aquatica	argyaqua	2	1,2	6	0,00
Astacus astacus	astaasta	2	1,2	7	0,00
Asellus aquaticus	aselaqua	134	80,7	14375	6,03
Gammarus lacustris	gammlacu	32	19,3	2297	0,96
Gammarus pulex	gammpute	75	45,2	8776	3,68
Gammarus sp.	gammsp.	9	5,4	294	0,12
Baetidae indet.	baetgen.	3	1,8	43	0,02
Baetis macani	baetmaca	0	0,0	1	0,00
Centroptilum luteolum	centlute	30	18,1	250	0,10
Cloeon simile	cloesimi	8	4,8	79	0,03
Cloeon inscriptum	cloeinsc	58	34,9	5764	2,42
Kageronia fuscogrisea	heptfusc	1	0,6	5	0,00
Caenis horaria	caenhora	132	79,5	16657	6,98
Caenis lactea	caenlact	1	0,6	41	0,02
Caenis luctuosa	caenluct	87	52,4	11800	4,95
Caenis robusta	caenrobu	0	0,0	1	0,00
Caenis sp.	caensp	6	3,6	20	0,01
Leptophlebia marginata	leptmarg	12	7,2	147	0,06
Leptophlebia vespertina	leptvesp	2	1,2	79	0,03
Leptophlebia sp.	leptopsp	15	9,0	1591	0,67

Ephemera danica	ephedani	1	0,6	4	0,00
Ephemera vulgata	ephevulg	16	9,6	215	0,09
Nemoura avicularis	nemoavic	26	15,7	1448	0,61
Nemoura cinerea	nemocine	21	12,7	767	0,32
Odonata indet.	odongen.	2	1,2	10	0,00
Zygoptera indet.	zygogen.	0	0,0	2	0,00
Platycnemis pennipes	platpenn	3	1,8	8	0,00
Coenagrionidae indet.	coengen.	27	16,3	261	0,11
Pyrrhosoma nymphula	pyrrnyp	2	1,2	6	0,00
Erythromma najas	erytnaja	9	5,4	38	0,02
Enallagma cyathigerum	enalcyat	1	0,6	10	0,00
Ischnura elegans	ischeleg	6	3,6	118	0,05
Aeshna grandis	aeshgran	2	1,2	4	0,00
Aeshna sp.	aeshsp.	2	1,2	9	0,00
Gomphus vulgatissimus	gompvulg	2	1,2	5	0,00
Corduliidae indet.	corugen.	1	0,6	4	0,00
Somatochlora metallica	somameta	1	0,6	4	0,00
Libellula fulva	libefulv	1	0,6	2	0,00
Sympetrum sp.	sympetsp	1	0,6	2	0,00
Corixidae indet.	cordaege	13	7,8	243	0,10
Callicorixa praeusta	callprae	3	1,8	16	0,01
Callicorixa sp.	callsp.	0	0,0	1	0,00
Corixa punctata	coripunc	0	0,0	3	0,00
Hesperocorixa sahlbergi	hespsahl	0	0,0	1	0,00
Paracorixa concinna	paraconc	1	0,6	112	0,05
Sigara distincta	sigadist	1	0,6	6	0,00
Sigara falleni	sigafall	32	19,3	980	0,41
Sigara fossarum	sigafoss	0	0,0	1	0,00
Sigara longipalis	sigalong	1	0,6	18	0,01
Sigara semistriata	sigasemi	0	0,0	2	0,00
Sigara striata	sigastri	29	17,5	507	0,21
Sigara sp.	sigasp.	1	0,6	5	0,00
Cymatia bonndorffi	cymabons	2	1,2	23	0,01
Cymatia coleoptrata	cymacole	7	4,2	434	0,18
Micronecta sp.	micronsp	19	11,4	5211	2,18
Nepa cinerea	nepacine	0	0,0	1	0,00
Notonecta glauca	notoglau	3	1,8	25	0,01
Plea leachi	pleaminu	1	0,6	9	0,00
Halipus sp.	halisp.1	37	22,3	553	0,23
Noterus crassicornis	notecra1	1	0,6	4	0,00
Dytiscidae indet.	dytigen1	2	1,2	7	0,00
Hydroporinae indet.	hyporgen	1	0,6	8	0,00
Hyphydrus ovatus	hyphova1	1	0,6	5	0,00
Hygrotus versicolor	hygrver1	7	4,2	95	0,04
Hydroporus palustris	hydpalu1	0	0,0	1	0,00
Graptodytes pictus	grappic1	3	1,8	20	0,01
Scarodytes halensis	scarhal1	0	0,0	1	0,00
Stictotarsus duodecimpustulatus	sticduo1	3	1,8	9	0,00
Nebrioporus depressus	nebrdep1	21	12,7	176	0,07
Colymbetinae indet.	colygen1	8	4,8	34	0,01
Platambus maculatus	platmac1	16	9,6	83	0,03
Ilybius fenestratus	ilybfen1	2	1,2	12	0,01
Ilybius fuliginosus	ilybful1	1	0,6	3	0,00
Ilybius sp.	ilybsp.1	1	0,6	5	0,00
Gyrinidae indet.	gyrigen1	5	3,0	18	0,01
Gyrinus aeratus	gyriaer1	7	4,2	130	0,05

Gyrinus distinctus	gyridis1	0	0,0	3	0,00
Gyrinus paykulli	gyripay1	1	0,6	7	0,00
Gyrinus sp.	gyrisp.1	2	1,2	4	0,00
Orectochilus villosus	orecvil1	19	11,4	149	0,06
Hydrophilidae indet.	hydaegen	1	0,6	4	0,00
Elodes minuta-Gr.	elominu1	5	3,0	70	0,03
Scirtes hemisphaericus	scirhem1	1	0,6	8	0,00
Oulimnius troglodytes	oulitro1	15	9,0	127	0,05
Oulimnius tuberculatus	oulitub1	56	33,7	2230	0,93
Oulimnius sp.	oulisp.1	20	12,0	905	0,38
Riolus cupreus	riolcup1	8	4,8	146	0,06
Dryops sp.	dryosp.1	3	1,8	11	0,00
Sialis lutaria	sialluta	40	24,1	411	0,17
Sisyra fuscata	sisynigr	5	3,0	21	0,01
Agraylea multipunctata	agramult	17	10,2	492	0,21
Agraylea sexmaculata	agrasexm	1	0,6	2	0,00
Oxyethira sp.	oxyesp.	4	2,4	183	0,08
Orthotrichia costalis	orthcost	13	7,8	295	0,12
Hydroptila sp.	hytilasp	6	3,6	31	0,01
Polycentropus flavomaculatus	polyflav	25	15,1	245	0,10
Polycentropus irroratus	polyirro	2	1,2	6	0,00
Cyrnus crenaticornis	cyrncren	27	16,3	532	0,22
Cyrnus flavidus	cyrnflav	37	22,3	391	0,16
Cyrnus trimaculatus	cyrntrim	25	15,1	151	0,06
Cyrnus sp.	cyrnsp.	2	1,2	16	0,01
Ecnomus tenellus	ecnotene	12	7,2	204	0,09
Lype phaeopa	lypephae	12	7,2	115	0,05
Tinodes waeneri	tinowaen	65	39,2	1088	0,46
Molanna angustata	molaangu	45	27,1	318	0,13
Molannodes tinctus	molatinc	0	0,0	2	0,00
Athripsodes aterrimus	athrater	17	10,2	112	0,05
Athripsodes cinereus	athrcine	74	44,6	1347	0,56
Ceraclea annulicornis	ceraannu	8	4,8	63	0,03
Ceraclea nigronervosa	ceranigr	1	0,6	2	0,00
Ceraclea senilis	ceraseni	1	0,6	2	0,00
Mystacides azurea	mystazur	43	25,9	1652	0,69
Mystacides longicornis	mystlong	20	12,0	94	0,04
Mystacides nigra	mystnigr	5	3,0	14	0,01
Mystacides sp.	mystsp.	3	1,8	40	0,02
Triaenodes bicolor	triabico	7	4,2	254	0,11
Leptocerus tineiformis	lepttine	6	3,6	24	0,01
Oecetis lacustris	oecelacu	6	3,6	179	0,08
Oecetis ochracea	oeceochr	4	2,4	40	0,02
Oecetis testacea	oecetest	7	4,2	59	0,02
Beraeodes minutus	beraminu	5	3,0	74	0,03
Lepidostoma hirtum	lepihirt	2	1,2	17	0,01
Notidobia ciliaris	noticili	18	10,8	418	0,18
Goera pilosa	goerpilo	35	21,1	281	0,12
Silo nigricornis	silonigr	2	1,2	12	0,01
Limnephilidae indet.	liphidge	50	30,1	755	0,32
Ecclisopteryx dalecarlica	eccldale	0	0,0	1	0,00
Limnephilus affinis	limnaffi	2	1,2	4	0,00
Limnephilus auricula	limnauri	0	0,0	1	0,00
Limnephilus binotatus	limnbino	1	0,6	5	0,00
Limnephilus bipunctatus	limnbipu	0	0,0	1	0,00
Limnephilus decipiens	limndeci	0	0,0	1	0,00

Limnephilus extricatus	limnextr	1	0,6	8	0,00
Limnephilus flavicornis	limnflav	7	4,2	43	0,02
Limnephilus fuscicornis	limnfuis	17	10,2	93	0,04
Limnephilus fuscinervis	limnfusc	0	0,0	1	0,00
Limnephilus lunatus	limnluna	3	1,8	24	0,01
Limnephilus marmoratus	limnmarm	9	5,4	82	0,03
Limnephilus politus	limnpoli	2	1,2	12	0,01
Limnephilus rhombicus	limnrhom	29	17,5	348	0,15
Limnephilus sp.	limnepsp	8	4,8	110	0,05
Glyphotaelius pellucidus	glyppell	13	7,8	132	0,06
Anabolia nervosa	anabnerv	3	1,8	17	0,01
Potamophylax latipennis	potalati	3	1,8	13	0,01
Halesus radiatus	haleradi	3	1,8	22	0,01
Phryganea bipunctata	phrybipu	18	10,8	98	0,04
Phryganea grandis	phrygran	0	0,0	4	0,00
Agrypnia pagetana	agrypage	14	8,4	116	0,05
Agrypnia varia	agryvari	3	1,8	12	0,01
Lepidoptera indet.	lepigesp	1	0,6	8	0,00
Elophila nymphaeata	elopnypm	2	1,2	9	0,00
Parapoynx stratiotata	parastra	1	0,6	5	0,00
Cataclysta lemnata	catalemn	0	0,0	2	0,00
Acentria ephemerella	acenephe	0	0,0	2	0,00
Tipulidae indet.	tipdaege	7	4,2	36	0,02
Tipula lateralis	tipulate	4	2,4	14	0,01
Tipula luna	tipulalu	0	0,0	3	0,00
Tipula varipennis	tipuvari	0	0,0	1	0,00
Helius sp.	helisp.	2	1,2	7	0,00
Dicranota sp.	dicransp	4	2,4	33	0,01
Pseudolimnophila sp.	pshilasp	2	1,2	7	0,00
Neolimnophila sp.	neolpsp.	2	1,2	7	0,00
Eloeophila sp.	eleosp.	0	0,0	1	0,00
Pilaria discicollis	piladidi	0	0,0	3	0,00
Ormosia sp.	ormosp.	2	1,2	5	0,00
Molophilus sp.	molophsp	1	0,6	6	0,00
Psychodidae indet.	psydidge	1	0,6	8	0,00
Pericoma fallax	perifall	5	3,0	32	0,01
Satchelliella pilularia	satcpilu	7	4,2	39	0,02
Ceratopogonidae indet.	ceragen.	55	33,1	1161	0,49
Bezzia sp.	bezzsp.	26	15,7	689	0,29
Culicoides sp.	culisp.	7	4,2	77	0,03
Dasyhelea sp.	dasysp.	5	3,0	87	0,04
Forcipomyia sp.	forcsp.	1	0,6	3	0,00
Pentaneurini indet.	pentgen.	49	29,5	1519	0,64
Tanypodinae indet.	tannaeg	2	1,2	33	0,01
Ablabesmyia longistyla	ablalong	3	1,8	32	0,01
Ablabesmyia monilis	ablamoni	5	3,0	103	0,04
Ablabesmyia sp.	ablabesp	10	6,0	154	0,06
Apsectrotanytus trifascipennis	apsetrif	1	0,6	2	0,00
Arctopelopia griseipennis	arctgris	4	2,4	56	0,02
Clinotanytus nervosus	clinnerv	5	3,0	45	0,02
Conchapelopia sp.	conchsp	10	6,0	431	0,18
Macropelopia sp.	macropsp	1	0,6	4	0,00
Procladius choreus	procchor	1	0,6	14	0,01
Procladius crassinervis	proccras	2	1,2	6	0,00
Procladius sp.	proclasp	44	26,5	1280	0,54
Potthastia longimana	pottlong	3	1,8	61	0,03

<i>Prodiamesa olivacea</i>	prodoliv	6	3,6	115	0,05
<i>Orthoclaadiinae</i> indet.	ortinaeg	5	3,0	12	0,01
<i>Brillia longifurca</i>	brillogi	2	1,2	4	0,00
<i>Brillia bifida</i>	brilmode	1	0,6	3	0,00
<i>Chaetocladius</i> sp.	chdiussp	2	1,2	5	0,00
<i>Corynoneura scutellata</i> -Agg.	coryscag	3	1,8	17	0,01
<i>Corynoneura</i> sp.	corysp.	8	4,8	55	0,02
<i>Cricotopus sylvestris</i>	cricsylv	2	1,2	21	0,01
<i>Cricotopus</i> sp.	cricsp.	62	37,3	1610	0,67
<i>Epoicocladius ephemeræ</i>	epoiflav	6	3,6	79	0,03
<i>Limnophyes</i> sp.	lihyessp	1	0,6	35	0,01
<i>Nanocladius</i> sp.	nanosp.	2	1,2	13	0,01
<i>Orthocladus (Orthocladus)</i> sp.	ororsp.	5	3,0	40	0,02
<i>Paraphaenocladius pseudirritus</i> -Agg.	parapsag	0	0,0	1	0,00
<i>Paratrachocladius rufiventris</i>	pararufi	3	1,8	120	0,05
<i>Psectrocladius limbatellus</i>	pseclimb	1	0,6	4	0,00
<i>Psectrocladius sordidellus</i> -Gr.	psecsogr	9	5,4	277	0,12
<i>Psectrocladius</i> sp.	psdiussp	7	4,2	274	0,11
<i>Pseudorthocladus curtistylus</i>	pseucurt	0	0,0	1	0,00
<i>Thienemanniella</i> sp.	thellasp	1	0,6	2	0,00
<i>Chironomini</i> indet.	chiinige	10	6,0	42	0,02
<i>Chironomus plumosus</i> gr.	chirplgr	7	4,2	72	0,03
<i>Chironomus plumosus</i>	chirplum	8	4,8	73	0,03
<i>Chironomus</i> sp.	chirsp	11	6,6	231	0,10
<i>Cryptochironomus</i> sp.	cromussp	46	27,7	367	0,15
<i>Cladopelma laccophila</i> -Gr.	cladlagr	3	1,8	22	0,01
<i>Demicryptochironomus vulneratus</i>	demivuln	10	6,0	95	0,04
<i>Dicrotendipes</i> sp.	dicrotsp	60	36,1	2385	1,00
<i>Einfeldia</i> sp.	einfsp.	2	1,2	244	0,10
<i>Endochironomus dispar</i> -Gr.	endodigr	10	6,0	134	0,06
<i>Endochironomus albipennis</i>	endoalbi	38	22,9	314	0,13
<i>Endochironomus tendens</i>	endotend	7	4,2	62	0,03
<i>Glyptotendipes</i> sp.	glyptosp	104	62,7	4768	2,00
<i>Lauterborniella agrayloides</i>	lautagra	1	0,6	8	0,00
<i>Microtendipes</i> sp.	microtsp	86	51,8	4300	1,80
<i>Pagastiella orophila</i>	pagaorop	1	0,6	17	0,01
<i>Parachironomus arcuatus</i>	paraarcu	9	5,4	159	0,07
<i>Parachironomus</i> sp.	parachsp	2	1,2	5	0,00
<i>Paracladopelma laminata</i> -Agg.	paralaag	2	1,2	36	0,02
<i>Paralauterborniella nigrohalteralis</i>	paraniis	0	0,0	1	0,00
<i>Paratendipes albimanus</i> -Gr.	paraalgr	3	1,8	13	0,01
<i>Paratendipes</i> sp.	paratesp	0	0,0	1	0,00
<i>Phaenopsectra</i> sp.	phaepssp	6	3,6	31	0,01
<i>Polypedilum bicrenatum</i> -Gr.	polybigr	14	8,4	403	0,17
<i>Polypedilum nubeculosum</i> -Gr.	polynugr	40	24,1	2278	0,95
<i>Polypedilum sordens</i> -Gr.	polysogr	1	0,6	7	0,00
<i>Polypedilum laetum</i>	polylaet	0	0,0	1	0,00
<i>Polypedilum scalaenum</i>	polyscal	6	3,6	56	0,02
<i>Polypedilum</i> sp.	polypesp	11	6,6	146	0,06
<i>Stenochironomus</i> sp.	stenocsp	7	4,2	49	0,02
<i>Stictochironomus</i> sp.	stimussp	46	27,7	831	0,35
<i>Tribelos intextus</i>	tribinte	1	0,6	2	0,00
<i>Xenochironomus xenolabis</i>	xenoxeno	2	1,2	6	0,00
<i>Pseudochironomus prasinatus</i>	pseupras	28	16,9	618	0,26
<i>Tanytarsini</i> indet.	taninige	7	4,2	265	0,11
<i>Cladotanytarsus</i> sp.	cladotsp	82	49,4	11129	4,66

Micropsectra sp.	mictresp	0	0,0	1	0,00
Paratanytarsus sp.	paratasp	9	5,4	334	0,14
Stempellinella brevis	stembrev	1	0,6	6	0,00
Stempellina bausei	stembaus	0	0,0	2	0,00
Stempellinella sp.	stellasp	2	1,2	149	0,06
Tanytarsus sp.	tanytasp	45	27,1	1355	0,57
Beris sp.	berisp.	0	0,0	1	0,00
Odontomyia tigrina	odottigr	0	0,0	2	0,00
Empididae indet.	empidige	2	1,2	10	0,00
Chelifera/Hemerodromia sp.	chehemsp	0	0,0	2	0,00
Tabanidae indet.	tabagen.	1	0,6	4	0,00
Cyclorrhapha indet.	bracgesp	0	0,0	2	0,00
Helophilus sp.	heilussp	0	0,0	1	0,00
Ephydriidae indet.	ephygen.	1	0,6	2	0,00
Sciomyzidae indet.	sciogen.	1	0,6	2	0,00
Stagnicola palustris	stagpalu	12	7,2	84	0,04
Omphiscola glabra	omphglab	0	0,0	5	0,00
Galba truncatula	galbtrun	0	0,0	1	0,00
Radix auricularia	radiauri	0	0,0	2	0,00
Radix balthica	radibalt	60	36,1	902	0,38
Bathymphalus contortus	bathcont	7	4,2	82	0,03
Theodoxus fluviatilis	theofluv	30	18,1	380	0,16
Valvata cristata	valvcris	45	27,1	690	0,29
Valvata piscinalis piscinalis	valvpisc	54	32,5	1542	0,65
Valvata macrostoma	valvmacr	15	9,0	350	0,15
Potamopyrgus antipodarum	potaanti	71	42,8	47731	20,01
Marstoniopsis scholtzi	marsscho	0	0,0	1	0,00
Bithynia leachii leachii	bithleac	46	27,7	1236	0,52
Bithynia tentaculata	bithtent	63	38,0	1957	0,82
Aplexa hypnorum	aplehypn	0	0,0	1	0,00
Physa fontinalis	physfont	62	37,3	649	0,27
Lymnaea auricularia	radiauri	1	0,6	2	0,00
Lymnaea stagnalis	lymnstag	9	5,4	38	0,02
Myxas glutinosa	myxaglut	1	0,6	4	0,00
Anisus vortex	anisvoex	27	16,3	503	0,21
Gyraulus albus	gyraalbu	47	28,3	805	0,34
Gyraulus crista	gyracris	14	8,4	117	0,05
Gyraulus laevis	gyralaev	12	7,2	125	0,05
Segmentina nitida	segmnit	5	3,0	31	0,01
Segmentina complanatus	hippcomp	9	5,4	207	0,09
Planorbarius corneus	plancorn	4	2,4	25	0,01
Planorbis carinatus	plancari	18	10,8	109	0,05
Planorbis planorbis	planplan	8	4,8	52	0,02
Ancylus fluviatilis	ancyfluv	16	9,6	74	0,03
Acroloxus lacustris	acrolacu	34	20,5	252	0,11
Anodonta sp.	anodsp.	1	0,6	4	0,00
Anodonta cygnea	anodcygn	2	1,2	7	0,00
Pseudanodonta complanata	pseucota	0	0,0	1	0,00
Unio pictorum	uniopict	1	0,6	3	0,00
Unio tumidus	uniotumi	1	0,6	5	0,00
Pisidium amnicum	pisiamni	1	0,6	8	0,00
Pisidium sp.	casesp.	130	78,3	18005	7,55
Sphaerium corneum	sphacorn	59	35,5	953	0,40
Dreissena polymorpha	dreipoly	7	4,2	961	0,40

[Tom side]

BUNDLEVENDE SMÅDYR (MAKROINVERTEBRATER) – EN MULIG INDIKATOR FOR ØKOLOGISK TILSTAND I DANSKE SØER

Makroinvertebrater (bundlevende smådyr) er ét af flere biologiske kvalitetselementer, der kan anvendes til at vurdere økologisk tilstand i søer. Rapporten beskriver test af to indices, baseret på de makroinvertebrater som lever i søernes lavvandede bredzone, og som potentielt afspejler påvirkninger i form af generel eutrofiering og menneskeskabte påvirkninger inden for bredzonen og de sønære arealer. Rapporten beskriver hvordan de to indices er opbygget, hvordan de interkalibreres i forhold til en fælles europæisk standard, samt fordele og ulemper ved anvendelse af dem.