



# BIOLOGISKE INDIKATORER I DANSKE SØER OG VANDLØB

Vurdering af økologisk kvalitet

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 59

2013



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

*[Tom side]*

# BIOLOGISKE INDIKATORER I DANSKE SØER OG VANDLØB

Vurdering af økologisk kvalitet

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 59

2013

Martin Søndergaard  
Torben Linding Lauridsen  
Esben A. Kristensen  
Annette Baatrup-Pedersen  
Peter Wiberg-Larsen  
Rikke Bjerring  
Nikolai Friberg

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. 59
- Titel: Biologiske indikatorer i danske søer og vandløb  
Undertitel: Vurdering af økologisk kvalitet
- Forfattere: Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Kristensen, E.A., Baattrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., Bjerring, R. & Friberg, N.  
Institution: Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
- Udgiver: Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ©  
URL: <http://dce.au.dk>
- Udgivelsesår: Maj 2013  
Redaktion afsluttet: 2012
- Finansiel støtte: Naturstyrelsen
- Bedes citeret: Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Kristensen, E.A., Baattrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., Bjerring, R. & Friberg, N. 2013. Biologiske indikatorer til vurdering af økologisk kvalitet i danske søer og vandløb. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 78 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 59  
<http://www.dmu.dk/Pub/SR59.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Rapporten gennemgår hvordan de fire biologiske kvalitetselementer: fytoplankton, undervandsplanter, bunddyr og fisk kan anvendes til at klassificere den økologiske tilstand i danske søer og vandløb. For hvert biologisk kvalitetselement er der beskrevet og foreslået en række indikatorer, som kan anvendes til at beregne et indeks og til udtrykke den menneskelige påvirkning.
- Emneord: Søer, vandløb, vandkvalitet, vandrammedirektiv, økologisk klasse, indikatorer
- Layout: Grafisk Værksted, AU, Silkeborg
- Foto forside: Vandplanter i Oddebæk
- ISBN: 978-87-7156-006-0  
ISSN (elektronisk): 2244-9981
- Sideantal: 78
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som <http://www.dmu.dk/Pub/SR59.pdf>

# Indhold

<b>Forord</b>	<b>5</b>
<b>Sammenfatning</b>	<b>6</b>
<b>1 Introduktion</b>	<b>8</b>
1.1 Baggrund	8
1.2 Formål og metoder	9
<b>2 Indikatorer i søer</b>	<b>10</b>
2.1 Fytoplankton	10
2.2 Undervandsplanter	21
2.3 Fisk i søer	31
2.4 Benthiske invertebrater i søer	46
<b>3 Indikatorer i vandløb</b>	<b>49</b>
3.1 Akvatisk flora (planter)	50
3.2 Fisk	56
3.3 Makroinvertebrater	72
<b>4 Referencer</b>	<b>74</b>
<b>5 Bilag</b>	<b>77</b>
Bilag 5.1 Fisk i vandløb	77

*[Tom side]*

## Forord

Denne rapport giver et overblik over en række biologiske indikatorer, der kan anvendes til at fastsætte den økologiske tilstand i søer og vandløb jf. kravene i EU's vandrammedirektiv. Beskrivelsen er baseret på de seneste gennemførte analyser og den interkalibrering, der de seneste år er gennemført i Europa med henblik på at etablere sammenlignelige fastsættelser af økologiske klasser.

Rapporten er udarbejdet på foranledning af Naturstyrelsen og har været fulgt af en styregruppe bestående af Ivan Karottki (NST), Lars Kjellerup Larsen (NST), Jørgen Bjelskou (NST), Nikolai Friberg (AU), Martin Søndergaard (AU) og Peter Wiberg-Larsen (AU). Medlemmerne i styregruppen takkes for bidrag og kommentarer undervejs.

## Sammenfatning

Ifølge EU's Vandrammedirektiv skal den økologiske tilstand i søer og vandløb primært vurderes på baggrund af biologiske forhold, de såkaldte biologiske kvalitetselementer. Disse skal omfatte fire hovedtyper af kvalitetselementer, nemlig fytoplankton, undervandsplanter (fytobenthos og akvatisk flora), bunddyr (bentiske makroinvertebrater) og fisk. Den økologiske tilstand vurderes ud fra i hvor høj grad tilstanden af disse kvalitetselementer afviger fra den menneskelige upåvirkede tilstand (referencetilstanden). Den mest betydende miljøpåvirkning af de danske søer er eutrofiering og i de danske vandløb fysiske ændringer og forstyrrelser.

Tilstanden af et kvalitetselement kan beskrives på baggrund af en række forskellige indikatorer, som samlet kan udtrykkes i et indeks. Beskrivelsen af kvalitetselementer skal basere sig både på artssammensætning og tæthed. På denne måde skal den økologiske tilstand henføres til én af 5 økologiske klasser (høj, god, moderat, ringe, dårlig). Vandrammedirektivet stiller krav om, at der skal være mindst en god økologiske tilstand i 2015.

I denne rapport gives en samlet vurdering og oversigt over hvilke indikatorer og indices, der kan anvendes til at beskrive den økologiske tilstand i vandløb og søer. Forslag til indikatorer bygger på de elementer, der gennem lang tid har været indeholdt i det nationale overvågningsprogram. Der er dog elementer indenfor både vandløb og søer, som traditionelt ikke har været overvåget rutinemæssigt i Danmark, og hvor der stadigvæk mangler en udvikling af indices.

For søerne er foreslået følgende indikatorer indenfor de fire kvalitetselementer:

Fytoplankton. Et indeks beregnes på baggrund af mængden af klorofyl a, %blågrønalger, %gulalger og forekomst af indikatorarter. Der anvendes et pointsystem, som tager højde for de mest almindelige søtyper i Danmark (dybe og lavvandede). Indekset er testet på en række danske søer og viser en rimelig adskillelse af de økologiske klasser i forhold til en næringsstofgradient, men der er også overlap. Forslaget er interkalibreret med de central-baltiske EU-lande. Forekomst af vandblomst ("blooms") er ikke indarbejdet i indekset.

Undervandsplanter. Et indeks beregnes på baggrund af undervandsplanternes dybdegrænse (anvendes kun i dybe søer), det plantedækkede areal (anvendes kun i lavvandede søer) og forekomsten af indikatorarter. Der anvendes et pointsystem, som tager højde for de mest almindelige søtyper i Danmark. Indekset er testet på en række danske søer og viser en rimelig adskillelse af de økologiske klasser i forhold til en næringsstofgradient, men der er også overlap. Forslaget er interkalibreret med de central-baltiske EU-lande. Forekomsten af fyto-benthos er ikke indarbejdet i indekset.

Fisk. Et indeks beregnes på baggrund af fangst i biologiske oversigtsgarn. Her anvendes det total fangstantal, andelen af rovfisk, andelen af skalle+brasen og middelindividbiomassen. Der anvendes et pointsystem, som tager højde for den dybe og lavvandede søtype. Forslaget er ikke endelig interkalibreret med de central-baltiske EU-lande.



Bentiske invertebrater. Der er ikke udviklet forslag til et dansk indeks endnu. I en række andre EU lande er der dog anvendt en række forskellige indikatorer, som også kan indgå i udviklingen af et dansk indeks. Disse omfatter forekomsten og andelen af række forskellige taxa.

For vandløb er foreslået følgende indikatorer indenfor de tre kvalitetselementer:

Akvatisk flora. Et indeks beregnes på baggrund af en artsliste over planter og deres dækningsgrader. Planteindekset beregnes ved hjælp af en prediktiv model, der giver en sandsynlighed for et tilhørsforhold til en af de fem kvalitetsklasser. Den endelige tilstandsklasse bliver derefter fastlagt som den med den højeste sandsynlighed. Forekomsten af fyto-benthos er ikke indarbejdet i indekset.

Fisk. To indices er testet (Det Europæiske Fiskeindeks og Det litauiske fiskeindeks), som hver især anvender forekomsten, densitet og andelen af intolerante arter samt andelen af litophile, rheophile og omnivore arter. Ingen af de afprøvede indeks kan anvendes i vandløb med få fiskearter (mindre end tre arter), og det anbefales, at der udvikles et alternativt indeks for disse vandløb.

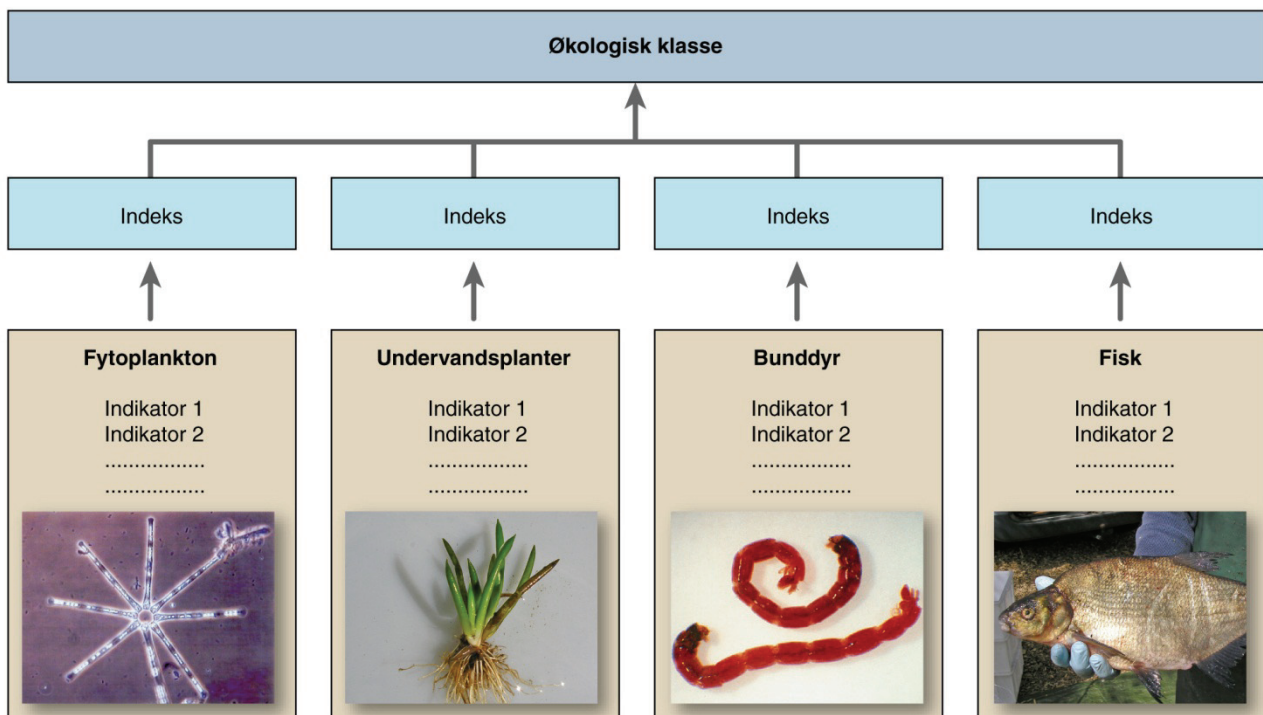
Makroinvertebrater. Et invertebratindeks (Dansk Vandløbs Fauna Indeks) er interkalibreret og har gennem længere tid været anvendt i Danmark. Indekset baserer sig på specifikke nøglegruppe taxa, antal positive og negative diversitetsgrupper.

# 1 Introduktion

## 1.1 Baggrund

EU's Vandrammedirektiv har til formål at sikre mindst en god økologisk tilstand i alle vandområder i senest 2015. Den økologiske tilstand skal primært vurderes på baggrund af biologiske forhold (biologiske kvalitetselementer), og i hvor høj grad disse afviger fra den af mennesket upåvirkede tilstand (referencetilstanden). På denne måde skal vandkvaliteten henføres til én af 5 økologiske klasser (høj, god, moderat, ringe eller dårlig). Tilstanden skal udtrykkes på en skala fra 0 til 1 (den såkaldte EQR-værdi, ecological quality ratio), der er den aktuelle økologiske tilstand set i forhold til referencetilstanden (EQR=1).

For søer og vandløb er der fire hovedtyper af kvalitetselementer: fytoplankton, undervandsplanter (fytobenthos og akvatisk flora), bunddyr (bentiske invertebrater) og fisk. For hver af disse skal der anvendes én til flere indikatorer (metrics), som samles til et indeks, der er egnet til at beskrive påvirkningen fra forskellige miljøfaktorer (Figur 1.1.1). Den mest betydende miljøpåvirkning af de danske søer er eutrofiering, mens den største påvirkning i vandløb har været belastning med organisk stof og fysiske ændringer/forstyrrelser. Beskrivelsen af de fire kvalitetselementer skal basere sig på både artssammensætning og tæthed/biomasse og for fiskenes vedkommende også aldersstruktur. De biologiske elementer understøttes af en række hydromorfologiske og kemiske/fysiske elementer.



Figur 1.1.1 Oversigt over de biologiske kvalitetselementer, som skal indgå i den økologiske klassificering af søer og vandløb.

I Danmark er der for søer og vandløb hidtil kun indmeldt og interkalibreret én indikator (under interkalibreringens fase 1), nemlig klorofyl *a* i søer, der repræsenterer kvalitetselementet fytoplankton, og Dansk Vandløbs Fauna Indeks i vandløb, der repræsenterer bentiske invertebrater. Disse indikato-

rer har således dannet grundlag for udarbejdelsen af de første vandplaner, som blev endeligt vedtaget i december 2011. I det videre forløb med Vandrammedirektivets implementering skal alle elementer imidlertid anvendes og interkalibreres med de metoder, der anvendes i de øvrige EU-lande. Det er et arbejde, der har været i gang på europæisk plan gennem nogle år, men som nu er afsluttet. En oversigt over udmeldingerne i de danske vandplaner er givet i Søndergaard et al. (2012).

## 1.2 Formål og metoder

Formålet med denne rapport er at give en samlet vurdering og oversigt over potentielle indikatorer og indices inden for de biologiske kvalitetselementer i både vandløb og søer.

Forslagene til indikatorer bygger i de fleste tilfælde på elementer, der gennem lang tid har været indeholdt i det nationale overvågningsprogram, således at indikatorerne har baggrund i velgennemarbejdede og -afprøvede monitoringsmetoder. Der er dog enkelte elementer, såsom bentiske invertebrater i søer og fytobenthos i både vandløb og søer, som traditionelt ikke har været overvåget i større omfang – eller overhovedet – i Danmark, og her er der i høj grad skelet til de metoder, som er udviklet eller er under udvikling i andre EU-lande. I andre sammenhænge har det også været muligt at støtte sig til europæiske forskningsprojekter – ikke mindst WISER (<http://www.wiser.eu/>), hvor der blev gennemført et større udredningsarbejde vedrørende anvendelsen og udviklingen af indikatorer og indices i søer og marine områder. For enkelte elementer er der allerede udarbejdet danske forslag til anvendelsen af indikatorer (fx undervandsplanter i søer (Søndergaard et al. 2009) og planter i vandløb (Baattrup-Pedersen og Larsen, 2012)), og her anvendes baggrundsanalyser og hovedresultaterne fra dette arbejde, men dog i en justeret form, som er tilpasset interkalibreringsarbejdet. For andre (bunddyr i søer, se Wiberg-Larsen et al. 2009) er der på basis af et begrænset datamateriale testet potentielle metrics.

Der er anvendt en fælles skabelon for de enkelte kvalitetselementer for at gøre beskrivelsen så overskuelig som muligt. Således indledes hver afsnit med en oversigt over anvendelige indikatorer og forslag til beregning af et indeks. Det er ikke afklaret, hvordan de fire kvalitetselementer skal kombineres til en samlet økologisk klasse, men direktivet lægger op til, at alle fire hovedelementer hver især skal være opfyldt, for at kravet til en given klasse er opfyldt ("one out - all out"-princippet).

## 2 Indikatorer i søer

Øget næringsstofftilførsel er den altafgørende menneskelige påvirkning af søers miljøtilstand i Danmark. Sammenhængen mellem eutrofiering og søernes tilstand, og hvordan forskellige biologiske elementer reagerer på øget næringsstofbelastning, er beskrevet i mange sammenhænge både nationalt og internationalt gennem de sidste årtier (Kristensen et al. 1990; Jensen et al. 1997; Jeppesen et al. 2000). I Danmark er der også tidligere gennemført en analyse af den biologiske respons med eutrofiering som påvirkningsfaktor og samtidigt givet forslag til en række indikatorer og en overordnet fastlæggelse af den økologiske klassificering i forskellige søtyper i relation til Vandrammedirektivets implementering (Søndergaard et al. 2003, 2004).

I dette afsnit gives et overblik over mulige indikatorer i søer inden for hvert af de fire biologiske hovedelementer. Afsnittet er udarbejdet på baggrund af både nye og tidligere samstillinger, men i alle tilfælde under hensyntagen til det interkalibreringsarbejde, der har været gennemført de seneste år i EU-regi. Interkalibreringen er sket med lande fra den central-baltiske GIG (Geographical Intercalibration Group), der ud over Danmark omfatter Holland, Belgien, Tyskland, Polen, Estland, Letland, Litauen og dele af Sverige, England og Frankrig. Dette arbejde har blandt andet omfattet en harmonisering af de enkelte landes metoder til økologisk klassificering og har for Danmarks vedkommende betydet en tilpasning af de oprindeligt foreslåede indikatorer og deres grænser.

I interkalibreringsarbejdet er der primært arbejdet med to søtyper: LCB1 (Lakes Central-Baltic type 1), som er søer med en middeldybde mellem 3 og 15 m og en alkalinitet over 1 meq/l, og LCB2, der er søer med en middeldybde under 3 m og en alkalinitet over 1 meq/l. I Danmark er de lavvandede, ikke-kalkfattige (alkalinitet >0,2 meq/l) og de dybe, ikke-kalkfattige søer vurderet til at udgøre henholdsvis 49 % og 24 % af alle søer over 5 ha (Søndergaard et al. 2003). Hvis man ser på de 924 søer omfattet af vandplanerne, hvilket også omfatter 299 søer mellem 1 og 5 hektar, så udgør disse to hovedtyper af søer henholdsvis 50 % og 16 % af søerne med kendt søtype (Søndergaard et al., 2012). I nogle sammenhænge er der også arbejdet med LCB3 søtypen, der er søer med en middeldybde mellem 3 og 15 m og en alkalinitet mellem 0,2 og 1 meq/l, men på grund af for få data fra søer af denne type er den ikke interkalibreret. For nogle af de mere sjældne søtyper, som for eksempel de kalkfattige og de brunvandede søer, kan der evt. anvendes indikatorer og indices baseret på analyser fra den nordiske interkalibreringsgruppe, hvor disse søtyper er mere almindelige, men dette afventer en afklaring.

### 2.1 Fytoplankton

#### 2.1.1 Indikatorer og indeks

Forslag til anvendte indikatorer og beregning af fytoplanktonindeks er angivet i box 2.1.1. Forslaget er interkalibreret og forventes at indeholde de angivne indikatorer.

### Box 2.1.1 Indikatorer og indeks vedr. fytoplankton i søer

#### Indikatorer:

- Klorofyl *a*
- % blågrønalger (andel af totalbiomasse)
- % gulalger (andel af totalbiomasse)
- Indikatorarter for næringsrige og næringsfattige forhold

#### Fytoplanktonindeks:

Fytoplanktonindekset beregnes på grundlag af en samlet score opnået via de enkelte indikatorer, som angivet i Tabel 2.1.1. Den samlede score fra de fire indikatorer omregnes til økologisk klasse og EQR-værdi jf. Tabel 2.1.2.

**Tabel 2.1.1.** Forslag til fytoplanktonvariable og et scoringssystem, der kan anvendes til at afgrænse de økologiske grænser i forskellige søtyper. Der er ikke vist forslag for søer med totalalkalinitet (TA) under 1 meq/l og middeldybde (z) større end 3 m (LCB3) på grund af for få data. EU-søtype er den benævnelse, som søtyperne er givet jf. EU's interkalibrering. Indikatorarter er summen af næringsfattige taxa minus summen af næringsrige taxa jf. Tabel 2.1.3.

Søtype/indikator	3 point			2 point			1 point		
Alkalinitet	TA<1	TA>1	TA>1	TA<1	TA>1	TA>1	TA<1	TA>1	TA>1
Middeldybde	Z < 3	Z < 3	Z > 3	Z < 3	Z < 3	Z > 3	Z < 3	Z < 3	Z > 3
EU-søtype		LCB2	LCB1		LCB2	LCB1		LCB2	LCB1
Klorofyl <i>a</i> (µg/l)*	< 6.5	< 11.7	<6.5	[6.5,12]	[11.7,25]	[6.5,12]	]12,27]	]25,56]	]12,27]
%blågrønalger (biomasse)	< 2	< 5	< 10	[2,5]	[5,10]	[10,20]	]5,10]	]10,20]	]20,30]
% gulalger (biomasse)	> 5	> 1	> 10	[1-5]	[0,5-1]	[5,10]	[0,1[	[0,0,5[	[0,5,5[
Indikatorarter	> 4	> 4	> 4	[2-4]	[2-4]	[2-4]	[-1,1]	[-1,1]	[-1,1]

\*) Baseret på de udmeldte klorofylgrænser jf. vandplanerne (<http://www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Vandplaner>), se dog også Søndergaard et al. (2003).

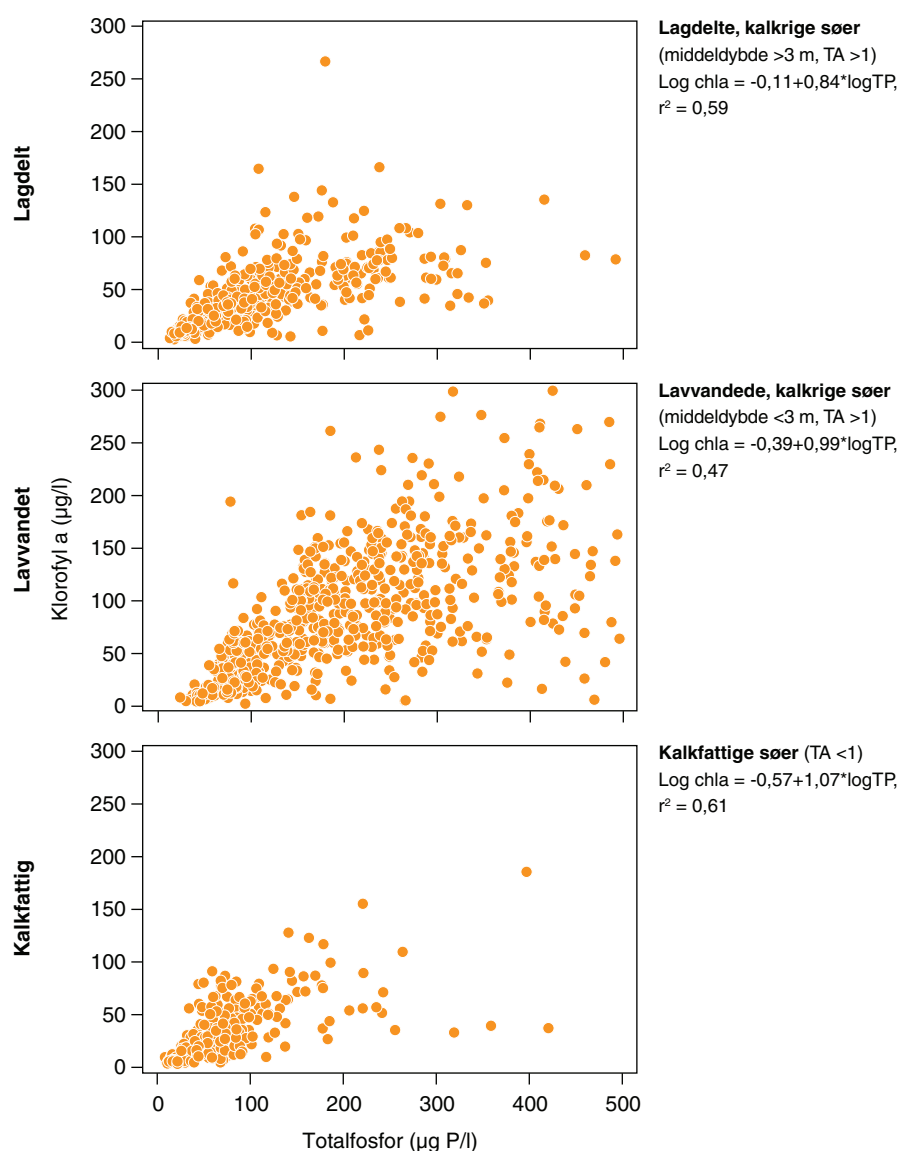
**Tabel 2.1.2.** Total score (0-12 point) og omregning til EQR:

Total score	Fytoplankton-EQR	Fytoplankton økologisk klasse (EQR)
0	0,1	Dårlig (0-0,2)
1	0,23	Ringe (0,2-0,4)
2	0,30	Ringe (0,2-0,4)
3	0,37	Ringe (0,2-0,4)
4	0,43	Moderat (0,4-0,6)
5	0,50	Moderat (0,4-0,6)
6	0,57	Moderat (0,4-0,6)
7	0,63	God (0,6-0,8)
8	0,70	God (0,6-0,8)
9	0,77	God (0,6-0,8)
10	0,83	Høj (0,8-1)
11	0,90	Høj (0,8-1)
12	0,97	Høj (0,8-1)

### 2.1.2 Baggrund

Fytoplanktonet står i de næringsrige danske søer for langt den største andel af den samlede primærproduktion og har stor betydning for den overordnede miljøtilstand. I de fleste tilfælde anses fosfor som værende det mest begrænsende næringsstof, og på trods af store naturlige variationer er der derfor også en markant positiv sammenhæng mellem fosforindhold og mængden af fytoplankton (Figur 2.1.1; Trolle & Søndergaard 2010; Søndergaard et al. 2011).

**Figur 2.1.1.** Sammenhænge mellem søers indhold af totalfosfor og klorofyl *a* i de tre almindeligste søtyper i Danmark. Fra Søndergaard et al. (2011).



Der er tidligere udarbejdet et rapportudkast om anvendelsen af undervandsplanter og planteplankton som indikatorer for vandkvalitet i søer. Den del, der omhandler undervandsplanter, er tidligere udgivet (Søndergaard et al. 2009), mens forslaget til fytoplanktondelen kun findes som udkast. Dette udkast er her anvendt i en forkortet og redigeret form i forhold til interkalibreringen og er suppleret med et afsnit, hvor det forslåede indeks testes på en række danske søer i forhold til de udmeldte klorofylgrænser.

### Klorofyl *a*

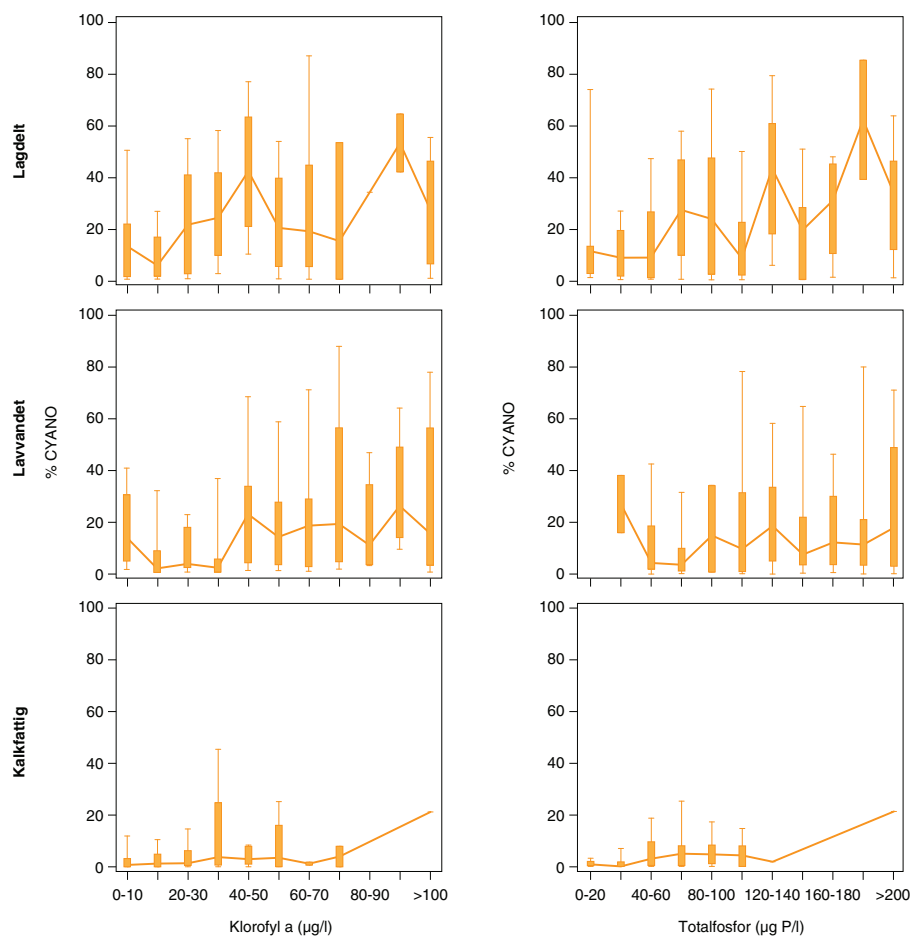
Klorofyl *a* har længe været anvendt som indikator for søers vandkvalitet og er også grundlaget for fastlæggelsen af de foreløbige økologiske klasser, som har været anvendt til det første hold vandplaner. Selv om der er store variationer – ikke mindst i de lavvandede søer, der skifter mellem en uklar, fytoplanktondomineret tilstand og en klarvandet makrofytdomineret tilstand – er der en markant sammenhæng mellem søers indhold af totalfosfor og klorofyl *a* (Figur 2.1.1).

### %-blågrønner

Forekomsten af blågrønner (cyanobakterier) er et tilbagevendende problem i næringsrige danske søer i varme og stille sommerperioder, hvor disse algeformer kan danne tykke og malingsagtige lag på overfladen af søer (vandblomst). Yderligere findes der en række arter blågrønner, som er potentielt giftige og derfor kan føre til badeforbud.

Andelen af blågrønner kan variere betydeligt over ret korte tidsperioder, men forekomsten øges generelt ved øget næringsstofindhold, men mest i de dybe søer (Figur 2.1.2). Der findes dog også arter af blågrønner, som primært findes ved næringsfattige forhold (Tabel 2.1.3).

**Figur 2.1.2.** Andelen af blågrønner (ud af samlet fytoplanktonbiomasse, %CYA-NO) langs en gradient i klorofyl *a* og totalfosfor i de tre søtyper (fra Søndergaard et al. 2011).

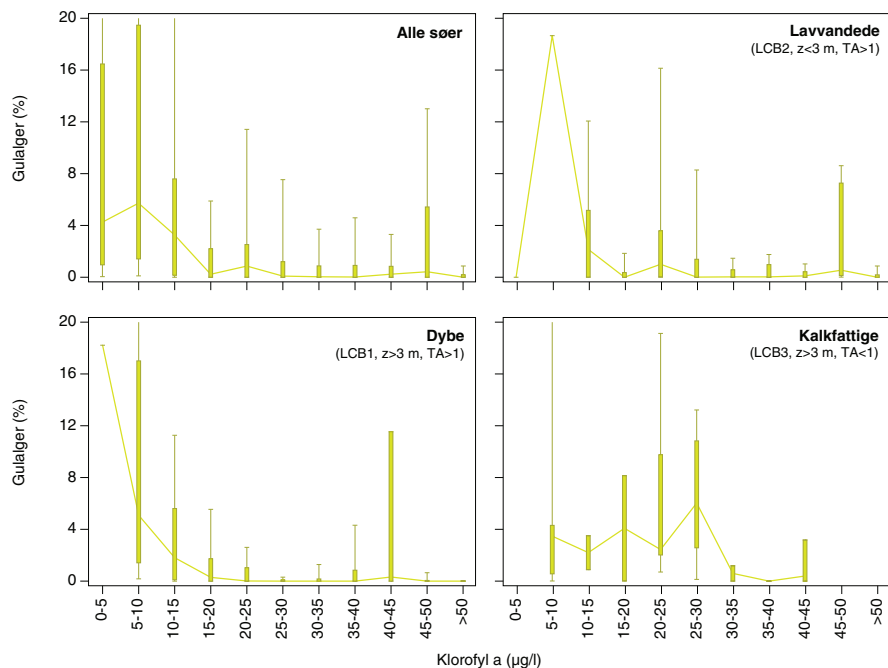


I forhold til indhold af klorofyl *a* er relationerne mellem %-blågrønner og næringsstofindhold væsentligt svagere, og deres indikatorværdi er mindre. Dette gælder specielt i de lavvandede søer, hvor der ikke sker væsentlige ændringer ved klorofylindhold under 30 µg/l. I de kalkfattige søer er relationen til klorofyl *a* og totalfosfor også lav, og andelen af blågrønner når sjældent op over 10 % uanset fosforindhold. Indikatorgrænserne for %-blågrønner er derfor forskellig mellem de tre søtyper (box 2.1.1).

### %-gulalger

Gulalger optræder primært i de næringsfattige søer, og har længe været indikatorer for klarvandede forhold (Nygård 1945). Selv om gulalgerne sjældent opnår en særlig høj biomasse, ses der alligevel markante ændringer ved øget klorofylindhold – ikke mindst fra de rene til de lidt mindre rene søer (Figur 2.1.3).

**Fig. 2.1.3.** Andelen af gulalger (af samlet fytoplanktonbiomasse) langs en gradient i klorofyl *a*

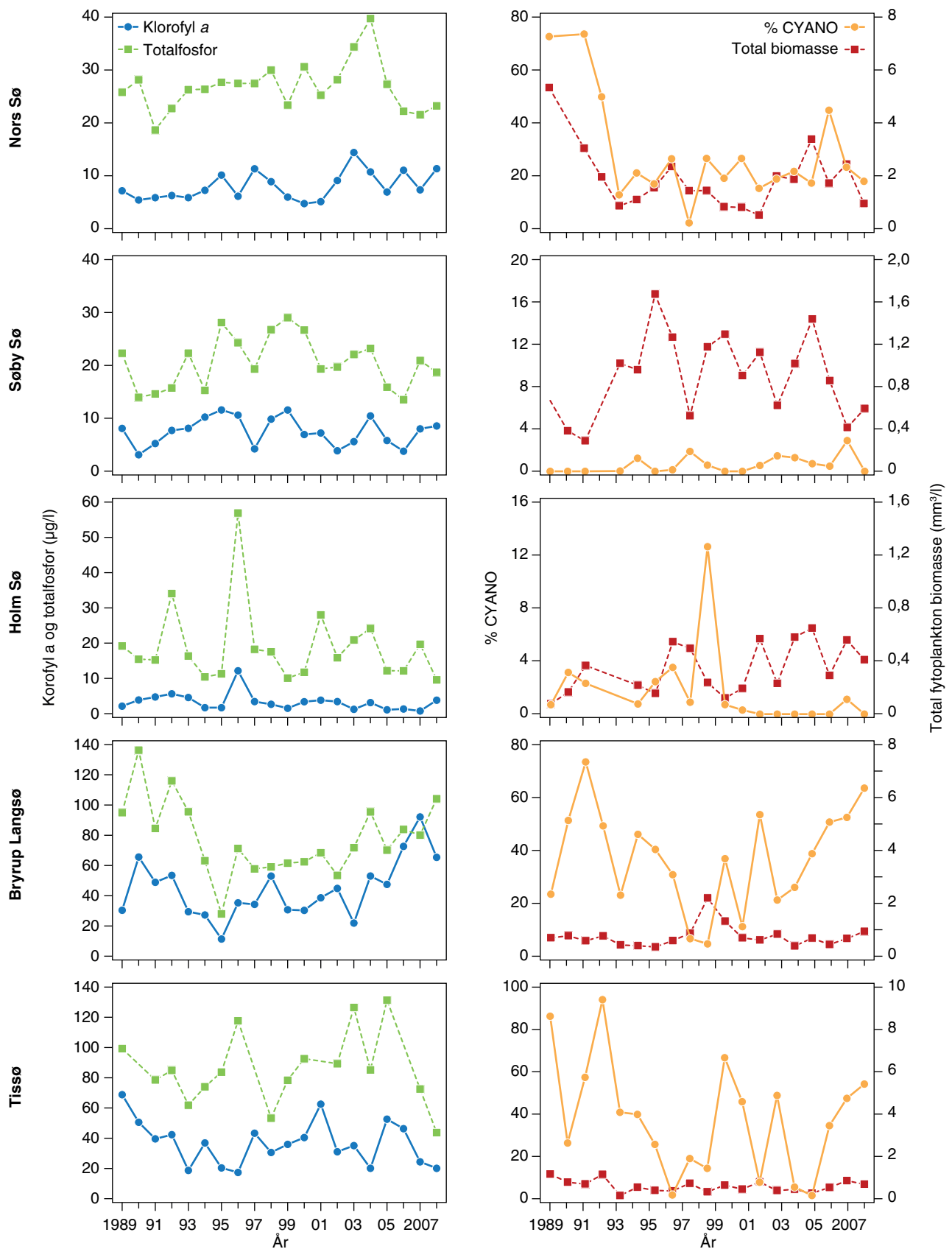


Den største næringsstofeffekt ses i de dybe søer, mens relationen mellem %gulalger og TP er svagere i de kalkfattige og i de lavvandede søer. Sidstnævnte kan dog også hænge sammen med, at der ikke er ret mange næringsfattige lavvandede søer i Danmark.

#### År-til-år variationer i fytoplanktonet (klorofyl, %blågrønalger)

Indikatorerne foreslået i box 2.1.1 varierer betydeligt i de enkelte søer fra år til år, og det er med til at gøre fastlæggelsen af den økologiske klasse tilsvarende mere usikker. Et eksempel fra 5 søers variationer i indhold af klorofyl *a* og %blågrønalger over 20 år er vist i Figur 2.1.4. Især i søer, hvor den økologiske tilstand ligger tæt på grænsen mellem to klasser, vil disse variationer føre til øget risiko for "fejlklassificering".





**Figur 2.1.4.** Variationen i 5 søers indhold af TP, klorofyl *a*, %blågrønaler og fytoplanktonbiomasse gennem 20 år. Der har ikke været signifikante ændringer i TP gennem de 20 år. For Nors Sø og Tissø skal enheden for fytoplanktonbiomasse ganges med 10. Fra Søndergaard et al. (2011).

### Indikatorarter

Fytoplanktonarter stiller alle forskellige krav til det omgivende miljø, og artssammensætningen i en given sø på et givent tidspunkt er et komplekst samspil mellem en række faktorer, der i tid og rum afhænger af tilgængelige ressourcer og hvilken niche, de enkelte arter indtager (se fx Olrik 1993). Det betyder også, at der både er arter, som primært er tilpasset næringsfattige forhold, såvel som arter, der kræver næringsrige forhold. Derfor vil forekomsten af arter også kunne bruges til at vurdere en næringsstofpåvirkning. Mange arter forekommer dog over en ret bred amplitude mht. næringsstofindhold og har derfor ringe indikatorværdi i forhold til en eutrofieringspåvirkning.

**Tabel 2.1.3.** Arter/slægter af fytoplankton, som primært findes i henholdsvis de mest næringsfattige og næringsrige danske søer. Listen er lavet på baggrund af deres forekomst i forhold til indhold af totalfosfor og klorofyl *a*. Kun arter, som er observeret mindst 100 gange (datoer og søer), er taget med. Arter/slægter fra næringsfattige søer er fastsat ud fra arter, som er fundet ved en klorofyl *a* median under 30 µg/l (sommergennemsnit) og en totalfosformedian under 50 µg P/l, mens arter/slægter fra næringsrige søer, hvor den nedre 25 % fraktile af klorofyl *a* er større end 30 µg/l, og hvor den nedre 25% fraktile af totalfosfor er over 0,1 mg P/l.

Algeklasse	Mest næringsfattige danske søer	Mest næringsrige danske søer
Blågrønalger	<i>Gomphosphaeria lacustris</i> <i>G. littoralis</i> <i>Synechococcus elongatus</i>	<i>Woronichinia</i> sp. <i>Merismopedia tenuissima</i> <i>M. warmingiana</i> <i>Microcystis incerta</i> <i>M. viridis</i> <i>Cyanonephron styloides</i> <i>Anabaenopsis</i> sp. <i>A. elenkinii</i> <i>Lyngbya contorta</i> <i>Oscillatoria limnetica</i> v. <i>acicularis</i> <i>O. plantonica</i>
Rekylalger	<i>Radiocystis geminata</i>	
Gulalger	<i>Dinobryon divergens</i> <i>D. bavaricum</i> <i>D. cylindricum</i> <i>D. sociale</i>	
Furealger	<i>Gymnodinium</i> sp. <i>G. uberrimum</i> <i>Peridinium cinctum</i> , <i>P. inconspicuum</i> , <i>P. volzii</i> , <i>P. willei</i> <i>P. umbonatum</i> -gruppen <i>Mallomonas akrokomos</i> <i>Ochromonas</i> sp. <i>Uroglena</i> sp. <i>Chromulina</i> sp. <i>Apedinella/Pseudopedinella</i> sp	
Kiselalger	<i>Synedra acus</i> v. <i>angustissima</i>	<i>Synedra berolinensis</i>
Øjealger		<i>Phacus</i> sp.
Grønalger	<i>Pseudosphaerocystis lacustris</i> <i>Ankyra lanceolata</i> <i>Botryococcus</i> sp. <i>Botryococcus braunii</i> <i>Eutetramorus fottii</i> <i>Spaerocystis schroeterii</i> <i>Stichococcus</i> sp. <i>Mougeotia</i> sp. <i>Oodogonium</i> sp.	<i>Actinastrum hantzchii</i> <i>Coelastrum astroideum</i> <i>Crucigenia tetrapedia</i> <i>Monoraphidium</i> sp. <i>Pediastrum</i> sp. <i>Scenedesmus</i> spp, <i>desmodesmus</i> -gruppen <i>S. spp, acutodesmus</i> -gruppen <i>S. acuminatus</i> <i>S. acuminatus/acutus</i> <i>S. opoliensis</i> <i>S. quadrigauda</i> <i>S. dimorphus</i> <i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i> <i>Planktonema lauterbornii</i> <i>Closterium limneticum</i>

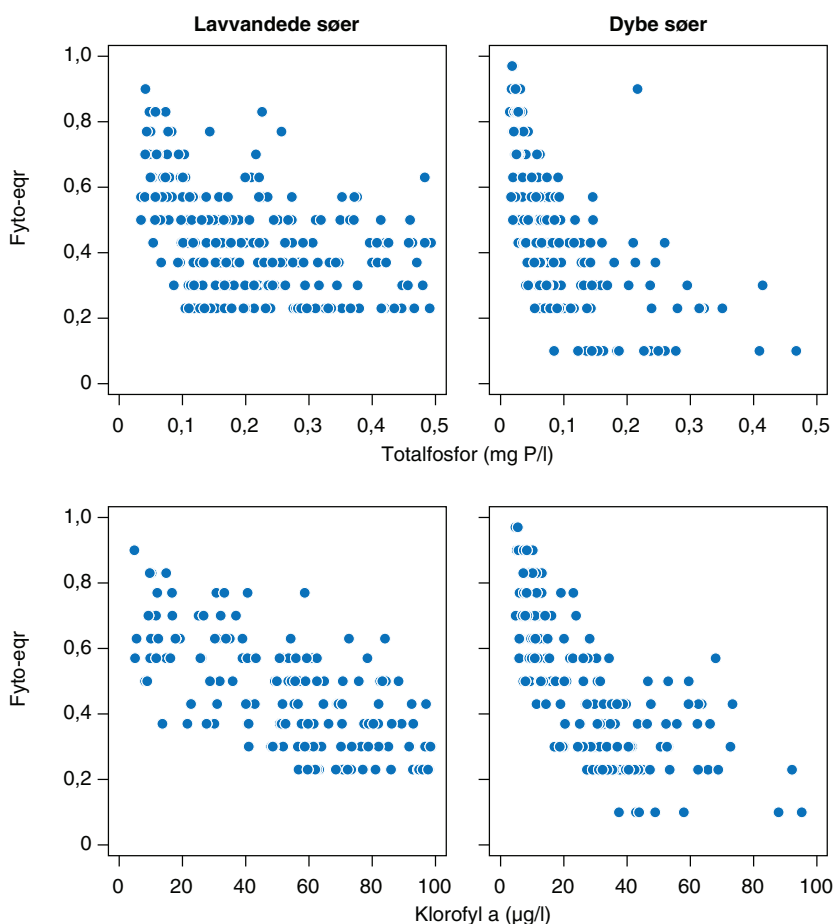
Der er tidligere lavet en analyse af forskellige arters forekomst i forhold til næringsstofindhold (Søndergaard et al. upubl.), og et resumé er givet i Tabel 2.1.3, der viser de arter, som mest findes i henholdsvis næringsfattige og næringsrige søer, og som dermed har størst værdi i indikatorssammenhæng. Som artsindikator foreslås anvendt det samlede antal taxa, som indikerer næringsfattige forhold, minus summen af taxa, som indikerer næringsrige forhold (Tabel 2.1.3).

### 2.1.3 Test af indeks

I dette afsnit er der lavet en test af indekset foreslået i box 2.1.1. Testen er gennemført på 506 søer (69 søer) og på data (middelsommerværdier og total artsliste for 1.5-1.10) til og med 2007. Søerne domineres af søer fra den intensive NOVANA-overvågning, hvor der findes en del søer med lange tidsserier. Kun søer over 1 ha og kun ferskvandssøer (konduktivitet under 100 mS/m) er taget med. Der er også kun vist data for søer med alkalinitet over 1 meq/l, inddelt i henholdsvis dybe og lavvandede søer, svarende til de to EU-interkalibrerede søtyper (LCB1 og LCB2).

Testen og den beregnede økologiske klasse baseret på fytoplanktonindekset angivet i box 2.1.1 viser en klar negativ sammenhæng med både TP og klorofyl *a*, men der er en sammenhæng med meget store variationer i den beregnede EQR ved et givent næringsstofniveau (Figur 2.1.5). Ikke mindst i de lavvandede søer varierer den beregnede EQR betydeligt.

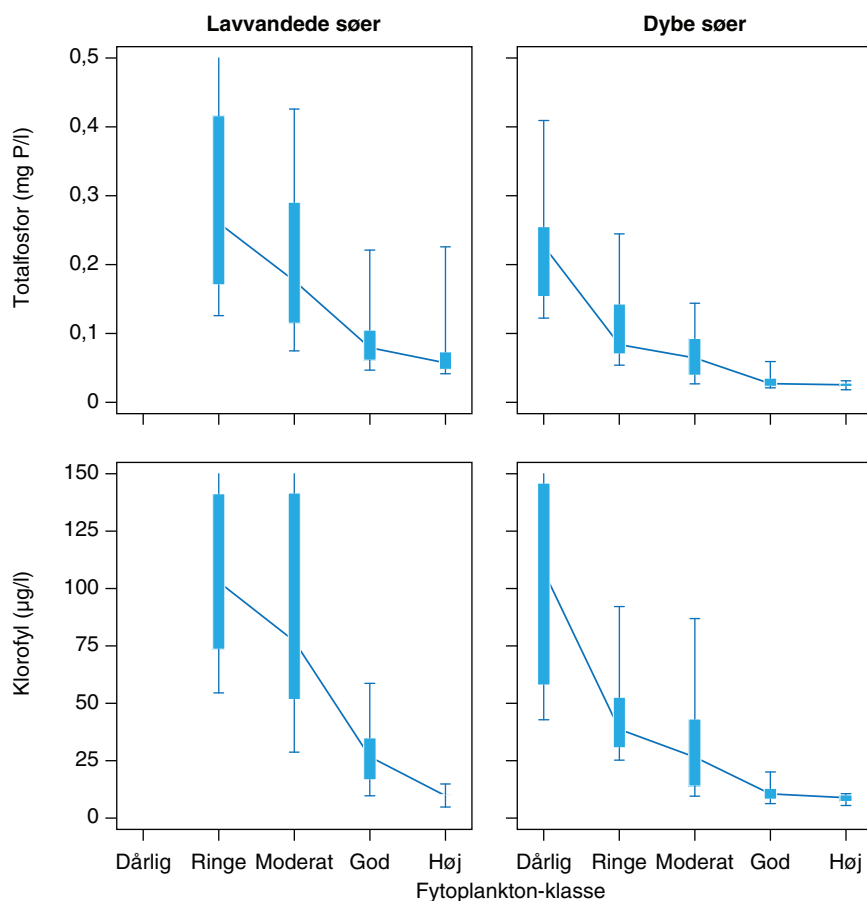
**Figur 2.1.5.** Sammenhænge mellem beregnet EQR på grundlag af indekset i box 2.1.1 (fyto-eqr) og indhold af TP og klorofyl i danske lavvandede (antal sø-år = 295) og dybe (antal sø-år = 211). Kun vist for søer med TP <0,5 mg P/l og klorofyl <100 µg/l.



Tilsvarende illustrerer box-plottet med de beregnede økologiske klasser den glidende overgang og det ofte væsentlige overlap mellem klasserne set både i forhold til indhold af TP og klorofyl *a* (Figur 2.1.6). Både i de lavvandede og dybe søer er der dog en rimelig adskillelse mellem god og moderat økologisk klasse, hvor der ikke er overlap mellem den midterste 50 % (25-75 % fraktilerne, vist som de sorte firkanter på Figur 2.1.6 og i Tabel 2.1.4) af observationerne. Eksempelvis har de midterste 50 % af observationerne i den gode økologiske klasse i de dybe søer klorofyl *a* værdier mellem 8 og 13 µg/l, hvorimod de midterste 50 % af observationerne i den moderate klasse ligger mellem 14 og 43 µg/l. Derimod er det ofte svært at adskille moderat og ringe klasserne og også høj og god økologisk klasse.

Indekset giver generelt bedre adskilte klasser i de dybe søer end i de lavvandede søer. Dette hænger sammen med, at næringsstofresponserne på både andel blågrønalger og gulalger er mere markant i de dybe søer, som vist i Figur 2.1.2 og 2.1.3. Det er også muligt, at der er forskelle i artsforekomsten mellem dybe og lavvandede søer, som gør klasseadskillelsen vanskeligere i de dybe søer, men der mangler en nærmere udredning af disse forskelle.

**Figur 2.1.6.** Boxplots med TP- og klorofyl-værdier ved de beregnede fytoplanktonklasser. Se også Tabel 2.1.4



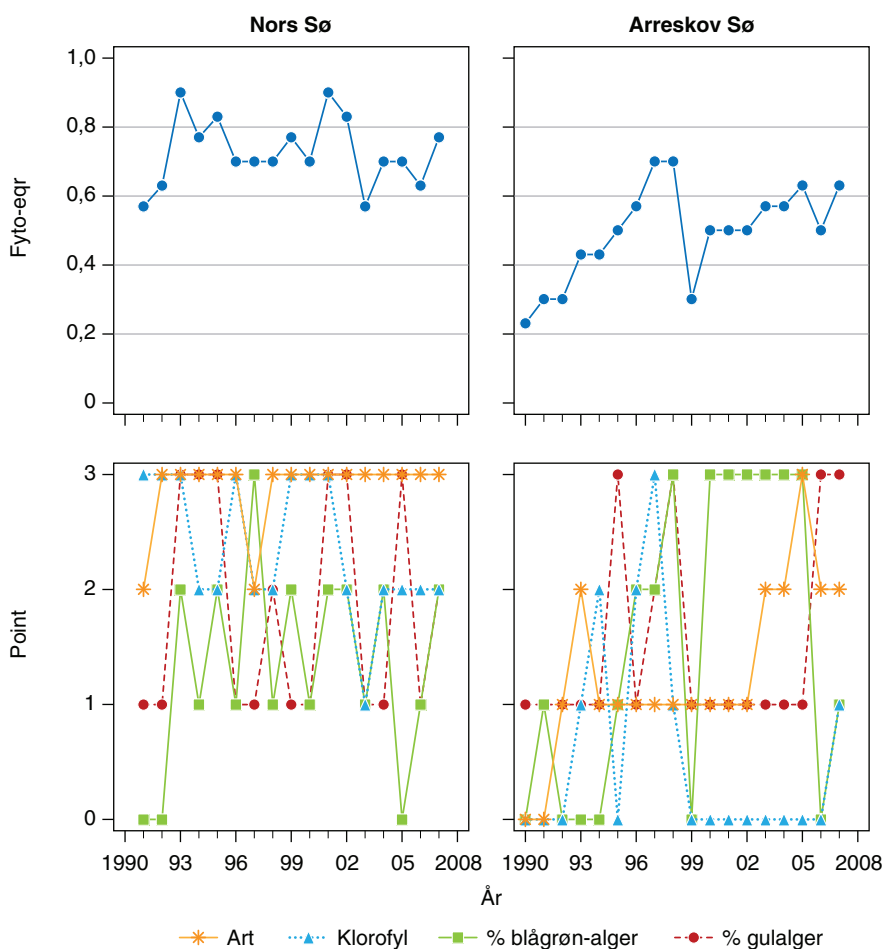
**Tabel 2.1.4.** Fordelingen af TP og klorofyl a, hvis der foretages en inddeling i klasser jf. box 2.1.1. Se også Figur 2.1.6. Fordelingen er baseret på alle sø-år (n=18-150 per klasse, "-": for få værdier).

Klasse	TP ( $\mu\text{g P/l}$ )						Klorofyl a ( $\mu\text{g/l}$ )					
	Dybe søer											
	Middel	10 %	25 %	Median	75 %	90 %	Middel	10 %	25 %	Median	75 %	90 %
Høj	34	18	23	25	28	31	8	5	7	9	10	11
God	34	21	23	27	35	59	12	6	8	11	13	20
Moderat	76	27	39	64	93	144	37	10	14	27	43	87
Ringe	122	54	70	84	143	245	59	25	31	39	52	92
Dårlig	223	122	154	227	255	409	135	43	58	106	146	264
	Lavvandede søer											
	Middel	10 %	25 %	Median	75 %	90 %	Middel	10 %	25 %	Median	75 %	90 %
	Høj	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
God	114	47	61	79	105	221	29	10	17	27	35	59
Moderat	226	74	115	176	290	427	110	29	52	77	142	213
Ringe	329	126	171	260	416	652	118	55	74	103	141	192
Dårlig	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

#### År-til-år variationer i beregnet fytoplankton-EQR

I Figur 2.1.7 er der vist to eksempler på, hvordan den fytoplankton-beregnete EQR-værdi og de dertil knyttede indikatorer varierer hen over en årrække. I den næringsfattige og dybe Nors Sø er der en betydelig variation i fytoplankton-EQR, men den ligger i de fleste år over god-moderat grænsen ved 0,6, og klassificeres i de fleste år som værende med god økologisk tilstand. Variationen i de enkelte indikatorer er især stor, hvad angår scoren opnået via andelen af blågrønalger og andelen af gulalger, der gennem årene varierer mellem 0 og 3 point. Scoren opnået via indikatorarter er den mest stabile og ligger på 3 point i 15 år ud af de 18 år, mens scoren opnået via klorofyl varierer mellem 1 og 3. I den lavvandede og mere næringsrige Arreskov Sø har miljøkvaliteten varieret betydeligt gennem årene, som blandt andet beskrevet i Liboriussen et al. (2007). Dette giver sig også udslag i en meget varierende fytoplankton-EQR, der gennem de 18 år varierer mellem god og ringe økologiske tilstand (Figur 2.1.7). De enkelte indikatorer varierer tilsvarende, og alle fire opnår i perioden point mellem 0 og 3, på nær %gulalger, der kun varierer mellem 1 og 3. En speciel "stabil" periode er perioden fra 2000 til 2005, hvor %blågrønalger er lav og konsekvent scorer 3 point, mens klorofyl-indholdet er meget højt og konsekvent scorer 0 point, og andelen af gulalger er lav og konsekvent scorer 1 point.

**Figur 2.1.7.** Beregnet fytoplankton-eqr (øverst) og de tilhørende point opnået via de enkelte indikatorer (nederst) fra 1990 til 2007 i Nors Sø og Arreskov Sø. Rød stjerne: art\_score, blå trekant: klorofyl\_score, grøn firkant: %blågrøn-alger, sort cirkel: %gulalger



### Relationer mellem fytoplankton-indekset og klorofyl $a$ og totalfosfor

Relationerne mellem den fytoplanktonbestemte EQR-værdi og TP og klorofyl  $a$  er vist i Tabel 2.1.5 for henholdsvis dybe og lavvandede søer ved lineær regression på de rå data eller på log-transformerede data. Log-transformationen øger i de fleste tilfælde  $R^2$ -værdien betydeligt og er derfor den mest anvendelige. Som forventet (se Figur 2.1.4) er relationerne stærkest i de dybe søer, hvor der på de logaritme-transformerede data opnås  $R^2$ -værdier på 0,56-0,60, mens der i lavvandede søer kun opnås  $R^2$ -værdier mellem 0,31 og 0,34.

Ligningerne i Tabel 2.1.5 kan anvendes til at estimere TP-koncentrationen ved god-moderat grænsen. Indsættes således en fytoplankton-eqr på 0,6 i den logaritmetransformerede sammenhæng kan indholdet af TP beregnes til 36  $\mu\text{g P/l}$  i dybe søer og til 41  $\mu\text{g P/l}$  i lavvandede søer. I begge tilfælde er TP-værdien ved tilbagetransformationen korrigeret for en Ferguson faktor på 1,02 ( $10^{(1/2 * \text{mean square error})}$ ).

**Table 2.1.5.** Regressionsanalyser mellem fytoplankton-bestemt EQR (fyto-eqr) og TP og klorofyl *a* på baggrund af indekset angivet i box 2.1.1. Analyserne er gennemført for dybe og lavvandede søer. Ved regressionerne med TP er der kun anvendt søer med TP < 0,5 mg P/l, og ved regressioner med klorofyl *a* er der kun anvendt søer med klorofyl *a* < 100 µg/l. P < 0,0001 ved alle regressionerne. 95 % sikkerhedsintervaller (=2\*standard error) på de to parameterestimer er angivet i parentes.

Regressionstype	TP (mg P/l)		Klorofyl <i>a</i> (µg/l)	
<b>Dybe søer (n=211)</b>				
	Fyto-eqr=	R <sup>2</sup>	Fyto-eqr=	R <sup>2</sup>
Lineær	0,62 – 1,67*TP, (±0,036; ±0,30)	0,38	0,55 -0,0018*Chl, (±0,033; ±0,0004)	0,24
Lineær log transf.	-0,10-0,48*logTP, (±0,072;±0,060)	0,56	1,06 -0,42*logChl, (±0,069; ±0,046)	0,60
<b>Lavvandede søer (n=286)</b>				
	Fyto-eqr=	R <sup>2</sup>	Fyto-eqr=	R <sup>2</sup>
Lineær	0,49 – 0,32*TP, (±0,027; ±0,080)	0,18	0,48-0,00068*Chl, (±0,028; ±0,00021)	0,39
Lineær log transf.	0,22–0,27*logTP, (±0,036;±0,048)	0,31	0,87 -0,24*logChl, (±0,077; ±0,040)	0,34

#### 2.1.4 Øvrigt

I beskrivelsen af Vandrammedirektivet er der også angivet, at forekomsten af "blooms" (vandblomst eller algeopblomstringer) skal indgå i vurderingen af fytoplankton. Indtil videre er det dog ikke en variabel, som har været anvendt i den danske monitoring af søers vandkvalitet, og der findes heller ikke klare definitioner af, hvad et bloom egentlig er. Muligheder for evt. at anvende satellitfotos i overvågningen af søer og til en mere detaljeret beskrivelse af forekomsten af fytoplankton både i tid og rum er vurderet i "RASK-projektet" (Hansen et al. 2012), men der forventes ikke udviklet operationelle metoder inden for den allernærmeste årrække. Årsagerne til varierende forekomst af blågrønalger er analyseret i Bjerring et al. (2012).

Metoderne anvendt til fastlæggelsen af et fytoplanktonindeks i de øvrige EU-lande og i den central baltiske interkalibreringsgruppe, som Danmark er en del af, varierer betydeligt. Som fælles metric ("common metric"), der anvendes til at sammenligne landene på tværs, anvendes et gennemsnit af en normaliseret klorofyl-EQR og et trofisk planktonindeks (PTI, Plankton Trophic Index) udviklet i WISER-projektet. I det trofiske indeks tillægges alle arter en værdi, der afhænger af deres optimumforekomst i forhold til TP og deres relative andel af den samlede biomasse. TP-optima fastlægges på slægtsniveau, der dog for nogle slægter underinddeles, men ikke som foreslået i denne rapport på artsniveau. De tidligere analyser på de danske data (Søndergaard et al, unpubl.) viste ellers, at mange slægters amplitude i forhold til indhold af fosfor er væsentlig større end de enkelte arters amplitude.

## 2.2 Undervandsplanter

Forslag til anvendte indikatorer og beregning af makrofytindeks er angivet i box 2.2.1. Forslaget er interkalibreret jf. den fælles interkalibreringsproces og forventes at omfatte de angivne indikatorer.

### Box 2.2.1 Indikatorer og indeks vedr. undervandsplanter i søer

#### Indikatorer:

- Dybdegrænse (søer med middeldybde over 3 m), LCB1- og LCB3- søtyper
- Plantedækket areal (søer med middeldybde under 3 m), LCB2-søtyper
- Forekomst af indikatorarter

#### Makrofytindeks:

Udregnes som summen af antal point opnået ved antal observerede indikatorarter (afhængig af søareal, 1-4 point) og mængden (abundance, 1-9 point) af planter. Mængdescoren fastlægges i dybe søer (LCB1) på baggrund af undervandsplanternes maksimale dybdegrænse og i lavvandede søer (LCB2) på baggrund af det plantedækkede areal.

Antal af indikatorarter for at opnå 1-4 point:

4 point	3 point	2 point	1 point
>100 ha: $\geq 4$	>100 ha: 3	> 100 ha: 2	> 100 ha: 1
10-100 ha: $\geq 3$	10-100 ha: 2	10 -100 ha:1	10-100 ha: 0
< 10 ha: $\geq 3$	< 10 ha: 2	< 10 ha: 1	< 10 ha: 0

For dybe søer: dybdegrænse (m) for at opnå 1-9 point:

9 point	8 point	7 point	6 point	5 point	4 point	3 point	2 point	1 point	0 point
> 7	5-7	4-5	3-4	2,5-3	2-2,5	1,5-2	1-1,5	0-1	0*

\*) = ingen undervandsplanter fundet

For lavvandede søer: plantedækket areal (% af total søareal) for at opnå 1-9 point

9 point	8 point	7 point	6 point	5 point	4 point	3 point	2 point	1 point	0 point
> 40	30-40	15-30	7,5-15	3,5-7,5	2-3,5	1-2	0,5-1	0-0,5	0

Omregning mellem makrofytt-score, makrofytt-eqr og økologisk klasse:

Score (points)	Makrofytt-EQR	Økologisk klasse, undervandsplanter
0	0,07	Dårlig
1	0,14	Dårlig
2	0,23	Ringe
3	0,30	Ringe
4	0,37	Ringe
5	0,44	Moderat
6	0,50	Moderat
7	0,57	Moderat
8	0,64	God
9	0,70	God
10	0,77	God
11	0,84	Høj
12	0,90	Høj
13	0,97	Høj

### 2.2.1 Baggrund

I de mange lavvandede danske søer, som ikke er uklare og domineret af fytoplankton, vil undervandsplanterne naturligt udgøre en stor del af den samlede primærproduktion, og søernes bund vil ofte være mere eller mindre dækket af undervandsplanter. Undervandsplanter er meget vigtige for søerne biologiske struktur, og ved en tilstrækkelig høj dækningsgrad virker de stabiliserende på den klarvandede tilstand. Ofte vurderes en tilstrækkelig



høj dækningsgrad at være en forudsætning for en klarvandet tilstand i lavvandede søer (Jeppesen et al. 1997).

Baggrunden for dette indeks er baseret på Søndergaard et al. (2009), og her beskrives kun kort forslaget til makrofytindeks, samt de forskelle i økologisk klassificering, der er imellem dette indeks og klorofyl *a* indikatoren. I forhold til rapporten fra 2009 er det de samme elementer, der indgår, dog foreslås antallet af arter ikke længere at indgå, fordi der kun var tale om en ret svag korrelation til klorofyl og fosforindhold. Endvidere ville det være nødvendigt at inddrage søareal, fordi artsantallet i et økosystem generelt øges med størrelse og antallet af potentielle levesteder, og det ville gøre systemet lidt mere komplekst.

De tre øvrige indikatorer er bibeholdt, dvs. som mængdeindikator i de lavvandede søer, det relative plantedækkede areal (RPA) og i de dybe søer planternes maksimale dybdeudbredelse (dybdegrænse). I både lavvandede og dybe søer indgår forekomsten af indikatorarter, som foreslået i 2009-rapporten, dog er antallet af indikatorarter øget fra 11 til 21 for at gøre systemet mindre følsom over for forekomsten af enkelte arter.

Ved udregningen af score og derved EQR er inddelingen i det oprindelige foreslåede pointsystem udbygget, så der er kommet flere trin på, både hvad angår dækningsgrad og dybdegrænse. Det giver mulighed for mere jævne ændringer i EQR-værdien. Mængdeindikatoren (RPA i lavvandede søer og dybdegrænse i dybe søer) kan i alt score 9 point, mens tilstedeværelsen af indikatorarter højst kan score 4 point, så der i alt kan opnås en score på 13 point. Scoren opnået via forekomst af indikatorarter er gjort afhængig af søareal – igen fordi små søer ikke vil have samme mulighed for mange arter som større søer. Indikatorarterne vægter ikke så meget som mængdeindikatoren, fordi antallet af indikatorarter er forholdsvis begrænset og dermed mere tilfældigt. Samtidigt kan der evt. også være regionale forskelle i artsforekomst, som betyder, at det ikke ville være hensigtsmæssigt at give indikatorarterne for stor vægt. I de fleste andre lande fra den central-baltiske GIG indgår flere arter i et trofisk indeks (se WISER: <http://www.wiser.eu/>), og i en senere fase må det vurderes, om Danmark skal tilnærme sig dette system i højere grad.

Den lavere vægtning af artsforekomst i scoreberegningen i forhold til score ved mængde betyder, at en sø kan opnå en god økologisk tilstand (baseret på makrofytter) alene ved en god dækningsgrad eller dybdegrænse, men at den økologiske tilstand kun kan blive høj, hvis der samtidigt er fundet én eller flere indikatorarter.

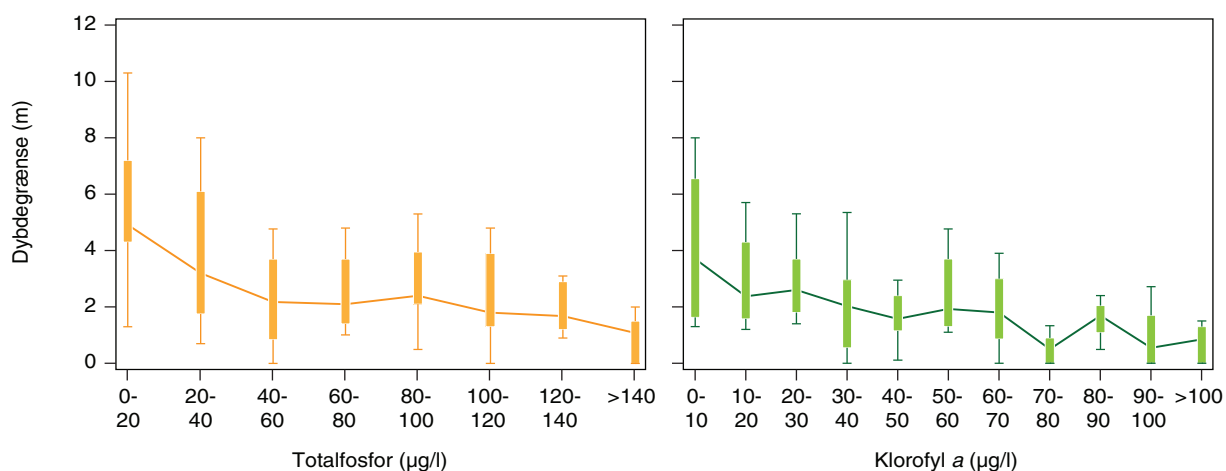
#### **Dybdegrænse (søer med middeldybde over 3 m)**

Undervandplanters maksimale dybdeudbredelse i søer er primært begrænset via lystilgængelighed, og derved er der en direkte kobling imellem søers klarhed (afhænger især af eutrofieringsgrad) og planternes dybdegrænse. På trods af betydelige variationer inden for de enkelte intervaller af TP og klorofyl *a* er der da også en god sammenhæng, som illustreret i Figur 2.2.1. Dybdegrænsen anvendes her som den maksimale vanddybde, hvor der er fundet rodfæstede planter.

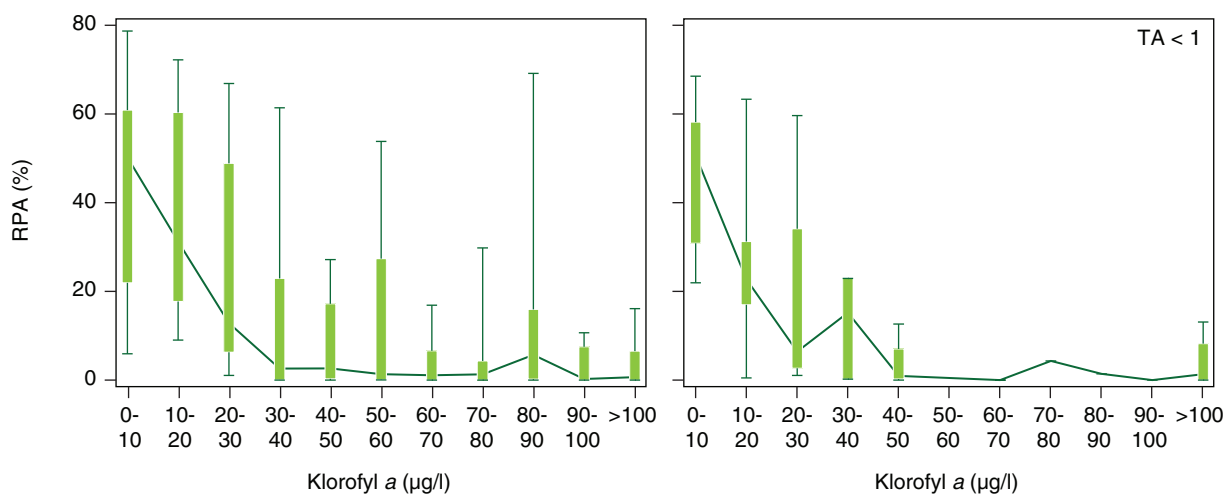
#### **Plantedækket areal (søer med middeldybde under 3 m)**

Dybdegrænsen er ikke altid anvendelig i de lavvandede søer, hvor planterne kan gro ud til søens maksimale dybde. Til gengæld har de lavvandede søer

et stort potentiale for en høj dækning af undervandsplanter, som i klarvandede, lavvandede søer kan fylde hele søbunden. Også her er der betydelige variationer mellem søerne, men også en klar sammenhæng til indhold af TP og klorofyl *a*. Ved klorofyl *a* koncentrationer over 30 µg/l vil dækningsgraden som ofte være under 10 % (Figur 2.2.2). Ved meget næringsfattige forhold kan dækningsgraden mindskes pga. næringsstofbegrænsning, men disse søer er sjældne i Danmark, og derfor ses dette RPA-toppunkt ikke på figurerne. Løstsiddende trådalger tæller ikke med i den samlede dækningsgrad. Det plantefyldte volumen responderer også klart langs en eutrofieringsgradient (Søndergaard et al. 2009) og kunne også være en god indikator. Den er dog tæt korreleret med RPA, og det ville give en større vægtning på mængden af makrofytter, hvis begge indikatorer skulle tages med i et indeks.



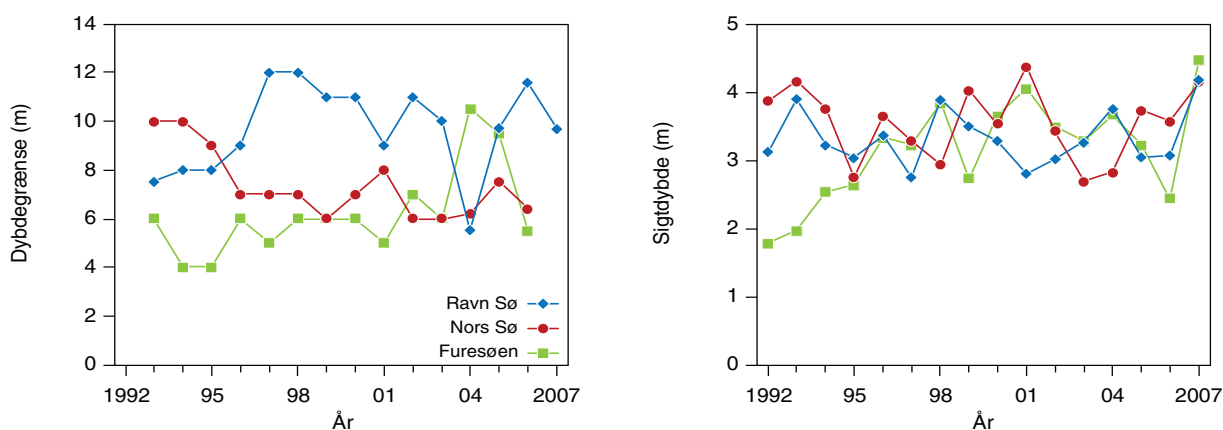
**Figur 2.2.1.** Sammenhæng mellem undervandsplanters dybdegrænse og søvandets indhold af totalfosfor og klorofyl *a*. Fra Søndergaard et al. (2009).



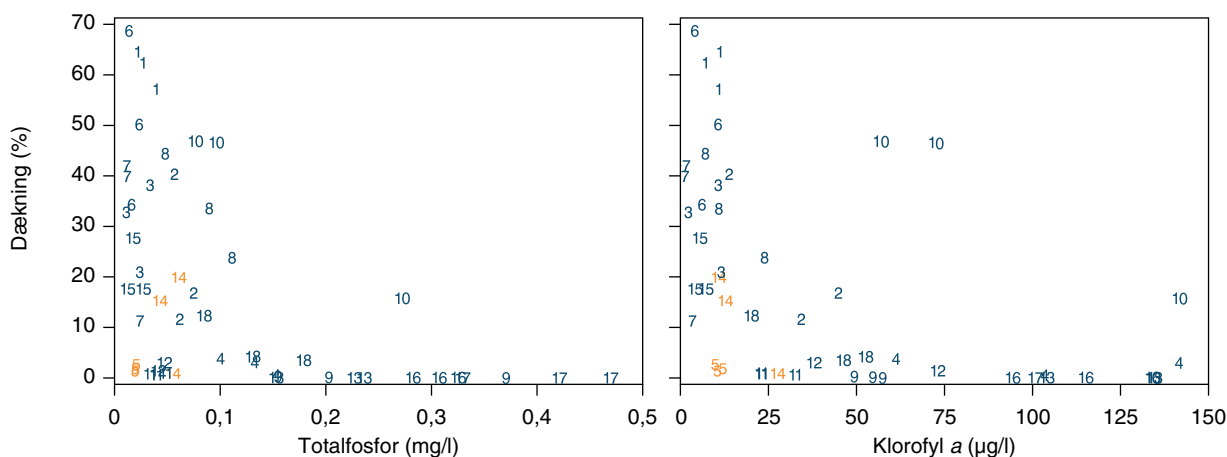
**Figur 2.2.2.** Fordeling af plantedækningsgrad (RPA, %) langs en klorofyl *a* gradient. Søer >1 ha og middeldybde <3 m. Til venstre er vist alle søer (n=211) og til højre søer med alkalinitet <1 meq/l (n=55). Boxene viser 10, 25, 75 og 90 % percentiler.

### År-til-år variationer i undervandsplanternes dækningsgrad og dybdegrænse

Både undervandsplanternes dækningsgrad og dybdegrænse varierer betydeligt fra år til år (Figur 2.2.3 og 2.2.4). Dette kan skyldes ændringer i vækstbetingelser, herunder vandets klarhed og næringsstofindhold, men derudover er der også en række andre forhold (biologisk struktur, klimatiske forhold mm.) eller metodiske usikkerheder, som skaber en stor naturlig variation. Dybdegrænsen i de tre dybe søer vist i Figur 2.2.3 varierer således med en faktor 2 gennem den 15-årige måleperiode på trods af, at der ikke er væsentlige ændringer i sigtdybden. Tilsvarende ses betydelige variationer i undervandsplanternes dækningsgrad fra år til år i 18 danske søer (Figur 2.2.4). De betydelige år-til-år variationer i både dækningsgrad og dybdegrænse gør den økologiske klassificering mere usikker, hvis den kun baseres på et enkelt eller få års målinger.



**Figur 2.2.3.** Ændringer i undervandsplanternes dybdegrænse (C\_max) i tre dybe og relativt klarvandede søer (Nors Sø: rød cirkel, Ravn Sø: blå stjerne, Furesøen: grøn trekant) fra 1992-2006. Til højre er vist ændringer i sigtdybden (Secchi) i de samme tre søer.



**Figur 2.2.4.** Ændringer i undervandsplanters dækningsgrad i 18 danske søer over 3 års overvågning. De to søer med middeldybde >10 m er markeret med grå symboler (nr. 5, Ravn Sø med 15,0 m og nr. 14, Furesøen med 13,5 m). Sø nr. 3 (Skør Sø) og sø nr. 7 (Holm Sø) har en maksimumsdybde på kun 2,3 og 1,8 m. Fra Søndergaard et al. (2010).

### Forekomst af indikatorarter

Nogle arter af undervandsplanter er primært knyttet til næringsfattige søer og kan derfor anvendes som indikator for eutrofiering. Grundskudsplanter som Lobelia er eksempelvis karakterart for den klarvandede og kalkfattige sø (lobelia-søer). Andre arter forekommer over et meget bredt spektrum af

næringsstofindhold og har derfor ringe indikatorværdi (se Søndergaard et al. 2009 for en mere detaljeret gennemgang).

I Tabel 2.2.1 er der givet en liste over de undervandsplanter, som primært findes i næringsfattige danske søer. Tabellen er baseret på Søndergaard et al. (2009), men er udbygget med flere arter, så anvendelsen af arter ikke bliver helt så følsom over for tilstedeværelsen af enkelte arter. Præmisserne for udvælgelsen af de 21 arter er angivet i Tabel 2.2.2 og anvender forekomsten i forhold til indhold af TP og klorofyl *a*. Listen repræsenterer data fra 233 danske søer større end 1 ha. Det har ikke været muligt at identificere arter, som entydigt indikerer næringsrige forhold, fordi stort set alle arter, som mest findes ved høje klorofyl- og totalfosforkoncentrationer, også findes ved forholdsvise lave koncentrationer (Søndergaard et al. 2009).

**Tabel 2.2.1.** Arter af undervandsplanter, som primært findes i næringsfattige danske søer. Plantelisten er lavet på grundlag af koncentrationer af klorofyl *a* og totalfosfor som beskrevet i Tabel 2.2.2.

Plantegruppe	Arter
Grundskudsplanter	Sortgrøn brasenføde ( <i>Isoetes lacustris</i> )
	Gulgrøn brasenføde ( <i>I. echinospora</i> )
	Tvepibet loblie ( <i>Lobelia dortmanna</i> )
	Strandbo ( <i>Littorella uniflora</i> )
Kransnålalger	<i>Chara tomentosa</i>
	<i>Nitella flexilis</i>
	<i>Nitella translucens</i>
Vandaks	Svømmende vandaks, submers ( <i>Potamogeton natans f. submersus</i> )
	Græsbladet vandaks ( <i>P. gramineus</i> )
	Kortstilket vandaks ( <i>P. gramineus*perfoliatus</i> )
	Rust-vandaks ( <i>P. alpinus</i> )
	Langbladet vandaks ( <i>P. praelongus</i> )
Øvrige grupper	Tråd-vandaks ( <i>P. filiformis</i> )
	Storblomstret vandranunkel ( <i>Ranunculus peltatus ssp. peltatus</i> )
	Alm. vandranunkel ( <i>R. aquatilis var. aquatilis</i> )
	Krans-tusindblad ( <i>Myriophyllum verticillatum</i> )
	Hår-tusindblad ( <i>M. alterniflorum</i> )
	Høst-vandstjerne ( <i>Callitriche hermaphroditica</i> )
	Smalbladet vandstjerne ( <i>C. hamulata</i> )
Slank blærerod ( <i>Utricularia australis</i> )	
Sekshannet bækarve ( <i>Elatine hexandra</i> )	

**Tabel 2.2.2.** Arter af undervandsplanter, som primært findes i næringsfattige danske søer. Tabellen viser arter, hvoraf mindst halvdelen af observationerne stammer fra søer med totalfosfor (TP) under 0,050 mg P/l og klorofyl *a* under 20 µg/l, og hvor færre end 25 % af observationerne stammer fra søer med TP over 0,100 mg/l og klorofyl *a* over 30 µg/l. Analysen er baseret på data fra 233 søer (274 søår) med et areal større end 1 ha. N er antallet af fund, og kun arter, som er fundet i mindst 5 søer, er taget med. De danske plantnavne fremgår af Tabel 2.2.1. I tabellen er vist 10, 25, 50, 75 og 90 % fraktiler for indhold af totalfosfor og klorofyl *a* i de søer, hvor planterne er fundet.

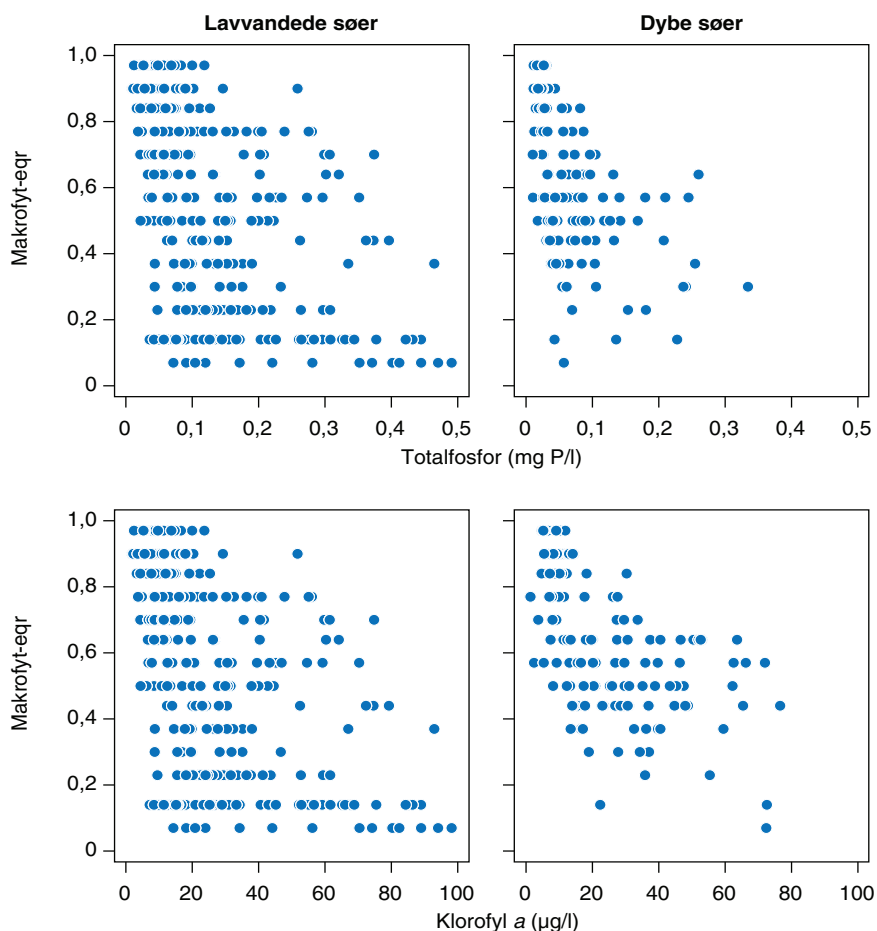
Art	N	TP					Klorofyl <i>a</i>				
		10 %	25 %	50 %	75 %	90 %	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %
<i>Chara tomentosa</i>	10	0,011	0,027	0,044	0,056	0,118	5,5	7,0	10,9	14,6	42,9
<i>Nitella flexilis</i>	37	0,017	0,027	0,040	0,057	0,090	4,5	6,6	10,7	29,6	46,5
<i>Nitella translucens</i>	5	0,027	0,032	0,033	0,042	0,099	4,5	5,2	16,7	17,4	50,4
<i>Isoetes lacustris</i>	14	0,014	0,017	0,026	0,039	0,062	3,8	5,8	8,8	11,4	34,1
<i>Isoetes echinospora</i>	12	0,012	0,018	0,033	0,047	0,090	1,3	2,6	8,6	14,1	23,4
<i>Lobelia dortmanna</i>	24	0,012	0,017	0,025	0,044	0,075	2,0	5,5	8,5	10,8	23,7
<i>Litorella uniflora</i>	52	0,015	0,022	0,032	0,048	0,090	3,8	6,6	10,6	23,8	44,7
<i>Potamogeton natans f. submersus</i>	6	0,014	0,015	0,023	0,038	0,069	1,8	3,8	6,4	7,9	19,1
<i>Potamogeton gramineus</i>	15	0,016	0,020	0,027	0,047	0,069	3,7	4,5	7,2	16,7	33,9
<i>Potamogeton gramineus x perfoliatus</i>	8	0,014	0,018	0,020	0,027	0,069	3,8	6,4	8,7	11,4	19,1
<i>Potamogeton alpinus</i>	7	0,014	0,016	0,030	0,038	0,051	3,8	4,5	6,4	10,4	17,3
<i>Potamogeton praelongus</i>	15	0,018	0,028	0,044	0,083	0,104	4,5	6,5	8,0	12,7	23,4
<i>Potamogeton filiformis</i>	6	0,018	0,020	0,027	0,042	0,069	6,9	7,2	10,7	12,5	19,1
<i>Ranunculus peltatus ssp. peltatus</i>	8	0,014	0,023	0,040	0,057	0,089	3,8	6,5	13,2	21,2	28,0
<i>Ranunculus aquatilis var. aquatilis</i>	7	0,016	0,027	0,039	0,077	1,101	4,5	10,1	17,3	27,7	28,0
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	10	0,016	0,028	0,043	0,069	0,103	4,4	5,4	8,3	19,1	29,1
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	27	0,022	0,027	0,040	0,057	0,075	4,5	6,6	11,0	28,0	36,2
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	12	0,020	0,024	0,042	0,059	0,069	5,2	8,3	11,3	21,2	27,6
<i>Callitriche hamulata</i>	14	0,015	0,018	0,039	0,065	0,090	3,8	6,6	9,7	17,3	23,7
<i>Utricularia australis</i>	9	0,014	0,018	0,042	0,069	0,107	1,8	5,8	10,4	19,1	198,6
<i>Elatine hexandra</i>	6	0,017	0,018	0,026	0,039	0,054	5,2	8,4	10,0	17,6	46,8

## 2.2.2 Test af indeks

Indekset i box 2.2.1 er testet på en række lavvandede og dybe danske søer i forhold til deres indhold af totalfosfor og klorofyl *a* (Figur 2.2.5). Testen viser klart at høj makrofytt-eqr primært opnås i søer med lav TP og klorofyl *a*, men illustrerer samtidigt også, at der er meget stor variation. Høj og god økologisk tilstand baseret på makrofytter (makrofytt-eqr>0,6) opnås primært ved TP under 0,1 mg P/l og under 30 µg klorofyl i de lavvandede søer og ved TP under 0,05 mg P/l og under 20 µg klorofyl/l i de dybe søer.

Sammenhængen mellem beregnet økologisk klasse på baggrund af makrofyttindekset og de målte værdier af klorofyl *a* og TP er også vist som boxplots i Figur 2.2.6. Også her ses en glidende overgang mellem klasserne, og de fleste klasser er svære at adskille. I de lavvandede søer er der en rimelig adskillelse mellem den gode og moderate klasse, især i forhold til indholdet af klorofyl, mens der kun er ringe forskel mellem klasserne moderat, ringe og dårlig. I de dybe søer er der især en rimelig afgrænsning mellem høj og god klasse, hvorimod der er stort overlap mellem de øvrige klasser både i forhold til TP og klorofyl *a*. I Tabel 2.2.3 ses fordelingen af TP og klorofyl *a*, hvis klasseinddelingen foretages efter makrofyttindekset angivet i box 2.2.1. Tabellen viser eksempelvis, at i den gode økologiske klasse vil 50 % af observationerne i de dybe søer være med TP-værdier mellem 32 og 93 µg P/l og klorofylværdier mellem 9 og 36 µg/l. Den betydelige variation i relationerne giver sig også udslag i, at ikke opnås særligt høje R<sup>2</sup>-værdier (Tabel 2.2.4), typisk kun mellem 0,3 og 0,4.

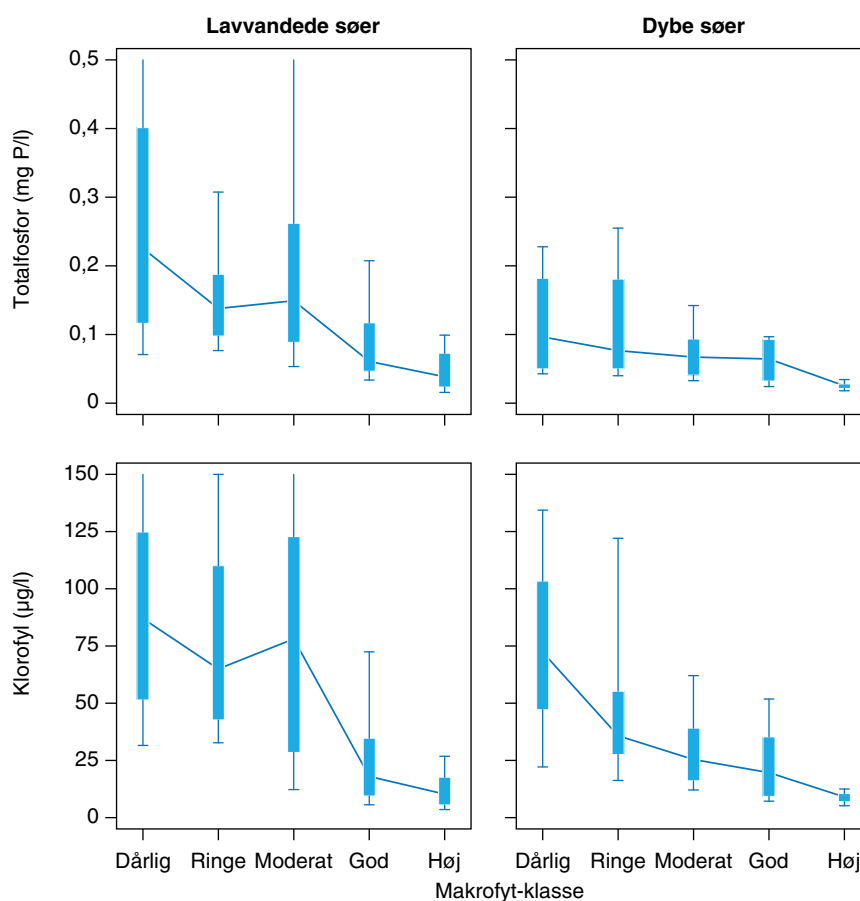
**Figur 2.2.5.** Sammenhænge mellem beregnet EQR på grundlag af indekset i box 2.2 (mak-eqr) og indhold af TP og klorofyl i danske lavvandede (antal sø-år = 181-341) og dybe (antal sø-år = 54-161 ). Kun vist for søer med TP <0,5 mg P/l og klorofyl <100 µg/l.



**Tabel 2.2.3.** Fordelingen af TP og klorofyl a, hvis der foretages en inddeling i klasser jf. box 2.2.1. Se også Figur 2.2.6. Fordelingen er baseret på alle sø-år (n=18-93 per klasse, "-": for få værdier).

Klasse	TP (µg P/l)						Klorofyl a (µg/l)					
	Middel	10 %	25 %	Median	75 %	90 %	Middel	10 %	25 %	Median	75 %	90 %
<b>Dybe søer</b>												
Høj	27	18	21	25	28	34	10	5	7	9	11	13
God	69	24	32	64	93	97	25	7	9	20	36	52
Moderat	77	33	41	67	93	142	30	12	16	26	39	62
Ringe	120	40	50	77	181	255	48	17	28	36	55	122
Dårlig	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Lavvandede søer</b>												
Høj	52	16	24	39	73	100	14	4	6	11	18	27
God	97	34	47	62	118	209	32	6	10	18	35	73
Moderat	256	54	89	150	262	807	83	13	29	78	123	178
Ringe	177	77	98	138	188	308	84	33	43	65	110	150
Dårlig	275	72	117	226	402	608	102	32	52	87	125	186

**Figur 2.2.6.** Boxplots med TP- og klorofyl-værdier ved de beregnede makrofytklasser. Se også Tabel 2.2.3.



### Relationer mellem makrofyt-indekset og klorofyl *a* og totalfosfor

Relationerne mellem den makrofytbestemte EQR-værdi og TP og klorofyl *a* er vist i Tabel 2.2.3 for henholdsvis dybe og lavvandede søer ved lineær regression på de rå data eller på log-transformerede data. For begge søtyper er der beregnet sammenhæng både for det samlede antal sø-år og det samlede antal søer, hvor hver sø kun indgår én gang. Hvis alle sø-år tages med i analysen, bliver datamaterialet større og vil også i højere grad inkludere den naturlige variation, der er i søer fra år til år. Til gengæld er flere års observationer i den samme sø ikke uafhængige, specielt ikke hvad angår forekomsten af indikatorarter, og det vil betyde, at søer med mange års data vil vægte tungere i analysen. Log-transformationen øger i de fleste tilfælde R<sup>2</sup>-værdien og er derfor den mest anvendelige.

I Tabel 2.2.4 er ligningerne i Tabel 2.2.3 anvendt til at beregne koncentrationer i TP og klorofyl *a* ved god-moderat grænsen (mak-eqr=0,6) i lavvandede og dybe søer ved de to typer af datasæt (alle søår eller alle søer) og to typer af regressioner (lineær eller log transformerede lineær). I de fleste tilfælde ligger den estimerede TP og klorofyl *a* koncentration omkring eller lidt over den forventede i forhold til de klorofyl- og TP-værdier, der er anvendt i vandplanerne. I tabellen er også angivet de statistisk beregnede 95 %-sikkerhedsintervaller, og som det ses, er der tale om meget store intervaller, både hvad angår TP og klorofyl *a*. I de fleste tilfælde går 95 % sikkerhedsintervallerne helt ned fra 0 og til flere hundreder µg TP og klorofyl *a* og illustrerer dermed tydeligt, med hvor ringe sikkerhed TP og klorofylgrænser kan fastsættes.

**Tabel 2.2.4.** Regressionsanalyser mellem makrofytbestemt EQR (mak-eqr) og TP og klorofyl *a* på baggrund af indekset angivet i box 2.2. Analyserne er gennemført i dybe og lavvandede søer, både hvor alle søår inkluderes, og hvor alle søer kun er med én gang. Ved regressionerne med TP er der kun anvendt søer og søår med TP < 0,5 mg P/l. Ved regressioner med klorofyl *a* er der kun anvendt søer og søår med klorofyl *a* < 100 µg/l. P < 0,0001 ved alle regressionerne. 95 % sikkerhedsintervaller (=2\*standard error) på de to parameterestimer er angivet i parentes.

Regressionstype	TP (mg P/l)		Klorofyl <i>a</i> (µg/l)	
<b>Dybe søer, alle søår (n=157 (chl)- 161 (TP))</b>				
	Mak-eqr=	R <sup>2</sup>	Mak-eqr=	R <sup>2</sup>
Lineær	0,77 – 1,99*TP, (±0,045; ±0,52)	0,27	0,81 -0,0073*Chl, (±0,045; ±0,0016)	0,36
Lineær log transf.	0,083-0,42*logTP, (±0,011;±0,084)	0,38	1,15 -0,41*logChl, (±0,098; ±0,077)	0,43
<b>Dybe søer, alle søer (n=54 (chl) -56 (TP))</b>				
	Mak-eqr=	R <sup>2</sup>	Mak-eqr=	R <sup>2</sup>
Lineær	0,72 -1,83*TP, (±0,072; ±0,74)	0,31	0,76-0,0070*Chl, (±0,080; ±0,0027)	0,34
Lineær log transf.	0,121 -0,36*logTP, (±0,017; ±0,13)	0,37	1,00 -0,33*logChl, (±0,16; ±0,13)	0,34
<b>Lavvandede søer, alle søår (n=291 (chl) – 341 (TP))</b>				
	Mak-eqr=	R <sup>2</sup>	Mak-eqr=	R <sup>2</sup>
Lineær	0,76 – 1,56*TP, (±0,041; ±0,26)	0,30	0,83-0,0068*Chl, (±0,042; ±0,0010)	0,39
Lineær log transf.	0,052–0,48*logTP, (±0,076;±0,068)	0,37	1,14 -0,41*logChl, (±0,084; ±0,060)	0,38
<b>Lavvandede søer, alle søer (n=181 (chl)- 198 (TP))</b>				
	Mak-eqr=	R <sup>2</sup>	Mak-eqr=	R <sup>2</sup>
Lineær	0,67 – 1,10*TP, (±0,058; ±0,35)	0,17	0,76–0,0060*Chl, (±0,057; ±0,0013)	0,33
Lineær log transf.	0,148 – 0,37*logTP, (±0,105; ±0,096)	0,23	1,10 -0,40*logChl, (±0,12; ±0,080)	0,35

**Tabel 2.2.5.** Estimeret god-moderat grænse for klorofyl *a* og TP på baggrund af makrofytter (Mak-eqr=0,6) og på baggrund af Tabel 2.2.4 med angivelse af nedre og øvre 95 % sikkerhedsintervaller (95 % CL). Beregningerne er gennemført i dybe og lavvandede søer, både hvor alle søår inkluderes, og hvor alle søer kun er med én gang. Øvre og nedre sikkerhedsintervaller på Mak-eqr er approximeret som ± 2\*kvadratroden af den gennemsnitlige kvadratafvigelse (root mean square error, RMSE) og derefter tilbageregnet til TP og klorofyl *a*. Ved tilbageregning på log-transformerede data er der korrigeret for Ferguson-faktoren ( $10^{(1/2 * \text{mean square error})}$ ), hvilket betyder en korrektionsfaktor på TP og klorofyl *a* på 1,03-1,07.

Regresionstype	TP (µg P/l)				Klorofyl (µg/l)			
	2* RMSE	Nedre 95% CL	Estimeret værdi jf. tab. 2.2.3	Øvre 95% CL	2* RMSE	Nedre 95% CL	Estimeret værdi jf. tab. 2.2.3	Øvre 95% CL
<b>Dybe søer, alle søår</b>								
lineær	0,378	0	85	275	0,344	0	29	76
Lineær log transf.	0,347	9	61	407	0,324	0	23	289
<b>Dybe søer, alle søer</b>								
lineær	0,362	0	66	263	0,345	0	23	72
Lineær log transf.	0,346	5	48	443	0,345	0	17	701
<b>Lavvandede søer, alle søår</b>								
lineær	0,496	0	103	421	0,451	0	34	100
Lineær log transf.	0,469	8	76	718	0,453	0	22	638
<b>Lavvandede søer, alle søer</b>								
lineær	0,508	0	65	525	0,458	0	27	102
Lineær log transf.	0,488	3	64	839	0,450	0	19	795

## 2.2.3 Fytobenthos

Undersøgelser af fytobenthos i søer er indtil videre kun gennemført i meget begrænset omfang i Danmark, og der er ikke tilstrækkelig databaggrund til at udvikle en metode baseret på danske data. I andre lande er der længere



erfaring med at monitere de bundlevende alger i både søer og vandløb, og det er sandsynligt, at disse metoder i større eller mindre grad kan overføres til danske forhold. Når nye danske data er indsamlet, må det vurderes, i hvilket omfang udenlandske erfaringer kan anvendes i Danmark.

I afsnit 3.1 om akvatisk flora i vandløb er der givet en vurdering af bentiske algers anvendelighed som indikatorer i danske vandløb.

## 2.3 Fisk i søer

Forslag til anvendte indikatorer og beregning af fiskeindeks i danske søer er angivet i box 2.3.1.

### Box 2.3.1 Indikatorer og indeks vedr. fisk i søer

#### Indikatorer:

- NPUE (number per unit effort); total fangst (antal) pr. garn
- % rovfisk >10 cm; biomasse af aborre, gedde og sandart over 10 cm, i % af den totale fiskebiomasse
- % skalle-brasen; biomasse af skalle, brasen og skalle/brasen hybrider i % af den totale fiskebiomasse
- Individbiom.; middel-individbiomasse i den totale fangst (BPUE/NPUE), g

#### Fiskeindeks søer:

**Tablet 2.3.1.** Forslag til scoringssystem og indeks for fisk baseret på forekomst af total fisketæthed og fiskearter i henholdsvis dybe og lavvandede søer. Beregningerne af grænseværdierne er baseret på gennemsnitsværdier af medianer for indikatoren i relation til hhv. TP og klorofyl koncentration. Eksempelvis er grænseværdien mellem høj og god status i lavvandede søer beregnet som gennemsnitsværdien mellem medianværdien for den laveste TP gruppe (0-0,025 mg/liter) og medianværdien for den laveste klorofylgruppe (0-11 µg/liter). TP er grupperet som følger: 0-25 µg/liter, >25-50; >5-100; >100-200; >200 µg/liter, og klorofyl er grupperet som 0-11 µg/liter, >11-23, >23-56, >56-90, >90 µg/liter. Totalscoren beregnes ved at summere scoren for de enkelte indikatorer. Totalscoren kan efterfølgende omsættes til en økologisk kvalitetsklasse, hvor høj = 12-11, god = 10-8, moderat = 7-6, ringe = 5-4 og dårlig = 3-0.

	Lavvandede søer			Dybe søer		
	3 point	2 point	1 point	3 point	2 point	1 point
NPUE, antal	<52	<66	<158	<50*	<66	<76
%rovfisk	>58	>29	>25	>53**	>38	>30
%skalle-brasen	<35	<64	<68	<30*	<45	<51
Individbiom.	>79	>52	>30	>44**	>42	-

\*: Baseret på 25 percentilen af god kvalitet

\*\* : Baseret på 75 percentilen af god kvalitet

En sammensat EQR-værdi beregnes ud fra ovennævnte indikatorer ved division af den opnåede score med maks. scoren (12).

Ringe = 0-0,25

Dårlig = >0,25-0,45

Moderat = >0,45-0,6

God = >0,6-0,8

Høj = >0,8-1

### 2.3.1 Baggrund

Fisk spiller en meget central rolle for søernes biologiske tilstand. Denne rolle er blandt andet illustreret ved de markante effekter, der ses efter indgreb i fi-

skebestanden (biomanipulation) eller efter en naturlig fiskedød, hvor søerne skifter fra en uklar til en klarvandet tilstand.

Fiskebestanden i sig selv kan variere med forskellige stressorer, herunder forsurening, arealanvendelse og eutrofiering. I Søndergaard et al. (2003) blev fisk behandlet som en variabel til vurdering af økologisk kvalitet. Flere såkaldte 'metrics' blev behandlet, og de mest velegnede var fangst pr. garn (CPUE) målt som antal og vægt, rovfiskeprocent som antal og vægt i forhold til den totale fangst og rovfiskenes gennemsnitlige individuelle vægt.

Den primære påvirkningsfaktor i danske søer er eutrofiering, mens den fx i Sverige er forsurening. Det betyder, at en sammenligning mellem danske og svenske systemer er problematisk, samt at vi ikke blot kan anvende den svenske tilgang til en indikator. I Finland arbejder man også med eutrofiering som en væsentlig påvirkende parameter. Mange finske søer er imidlertid dystrofe, dvs. farvede og humuspåvirkede, og er derfor heller ikke direkte sammenlignelige med danske søer.

Det er dog værd at understrege, at de stærkeste finske fiske-metrics er fangst pr. garn (CPUE) målt som antal og vægt, rovfiskeprocent og cypriniders procentandel som antal og vægt i forhold til den totale fangst. Desuden er artsrigdom anbefalet som en anvendelig metric, om end den ikke er så stærk som de øvrige. Søndergaard et al. (2003) har tidligere vurderet artsrigdom til ikke at være en god metric for danske søer, da den i høj grad er afhængig af søarealet. Skal artsrigdom medtages som en 'metric', skal den derfor gøres søstørrelsesafhængig. I nærværende arbejde er det imidlertid valgt at samle alle lavvandede søer i én gruppe, idet gruppen af søer >50 ha (EU-fastsat størrelsesgrænse for søer omfattet af Vandrammedirektivet) er for lille (25 søer) til en selvstændig analyse.

De undersøgte søer er efter europæisk og global skala generelt små og lavvandede med medianværdier for areal og middeldybde på hhv. 0,17 km<sup>2</sup> og 1,8 m's dybde (Tabel 2.3.2). Søerne kan opdeles på 5 søtyper med LCB1 (ferske, kalkrige, lagdelte (middeldybde >3 m)) og LCB2 (kalkrige, ikke-lagdelte søer (middeldybde <3 m)) som de mest almindelige typer, efterfulgt af brakvandssøer (23 søer) og de lavalkaliske lavvandede søer (Tabel 2.3.3).

**Tabel 2.3.2.** Median, minimum og maksimumværdier for hhv. areal, middeldybde, maksimumdybde, total fosforkoncentration og klorofylkoncentration i søerne inkluderet i fiskeindekset.

	<b>Areal km<sup>2</sup></b>	<b>Middeldybde m</b>	<b>Maks. dybde m</b>	<b>Totalfosfor mg l<sup>-1</sup></b>	<b>Klorofyl a µg l<sup>-1</sup></b>
Median	0,17	1,8	3,2	0,09	33
Min	0,025	0,28	0,3	0,01	1,4
Max	9,41	16,5	37,7	3,3	236

**Tabel 2.3.3.** Fordeling af de undersøgte søer på søtyper.

<b>Søtype</b>	<b>Antal søer</b>
Fersk, lavvandet, alkalisk (LCB2)	116
Fersk, dyb, alkalisk (LCB1)	45
Fersk, lavvandet, lav-alkalisk	13
Fersk, dyb, lav-alkalisk	2
Brak, lavvandet, alkalisk	23

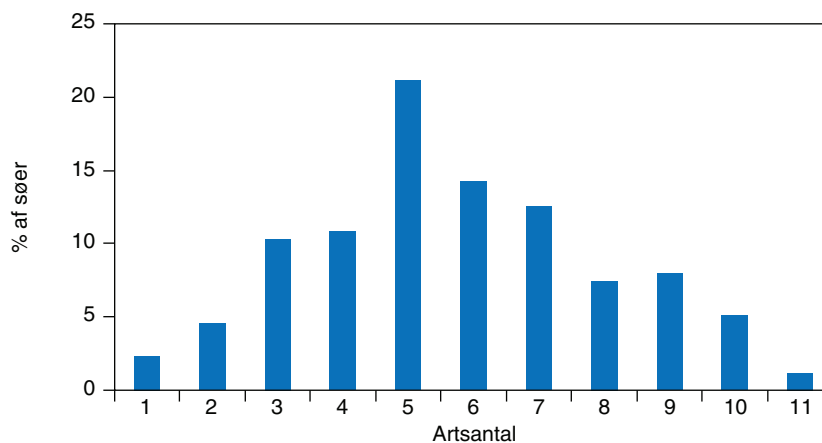
I de undersøgte søer blev der i alt registreret 31 fiskearter, hvoraf de mest dominerende arter er vist i Tabel 2.3.4. De klart hyppigst forekommende arter er aborre og skalle, efterfulgt af gedde, rudskalle og brasen, hvilket vil sige, at såvel fredfisk som rovfisk er lige godt repræsenteret i de 116 lavvandede LCB2 søer og 45 dybe LCB1 søer, som er indgået i denne del.

**Tabel 2.3.4.** Relativ forekomst af de 11 hyppigst forekommende fiskearter i de undersøgte søer (såvel dybe som lavvandede).

Art	Antal søer	% søer
Aborre	158	90
Skalle	152	87
Gedde	119	68
Rudskalle	95	54
Brasen	87	50
Hork	81	46
Suder	53	30
Sandart	36	21
Karpe	33	19
3-pigget hundestejle	21	12
Brasen×Skalle	21	12

Generelt er der få arter i de danske søer. Artsantallet, baseret på garnfangster, varierer mellem 1 og 11 arter, hvor 11 arter kun er registreret i en enkelt af de undersøgte søer. Resten af søerne indeholder således 10 arter eller færre. Mere end 50 % af søerne indeholder kun 3-6 arter jf. garnfangsterne (Figur 2.3.1), og det hyppigst forekommende artsantal er 5 arter, hvilket er registreret i 22 % af søerne.

**Figur 2.3.1.** Frekvensfordeling af artsantal på søer. Data er baseret på garnfangster.



I den central-baltiske GIG (Geographical Intercalibration Group) har der været en generel diskussion om anvendelse af indikatorarter/særligt følsomme arter. Enkelte medlemsstater opererer med sådanne arter, men umiddelbart giver det ikke faglig mening at anvende dette begreb i de danske søer. Årsagen er, at vore søer generelt er små i sammenligning med andre landes Vandrammedirektiv-omfattede søer. Dette betyder forholdsvis få habitater og dermed et naturligt ringere grundlag for flere arter, herunder også eventuelle følsomme arter. Mange af vore søer ligger desuden isolerede eller ved små vandløb, hvilket skaber naturlige spredningsbarrierer og dermed også

grundlag for fravær af visse arter. Der kan derfor, ud over eutrofiering, være flere naturlige årsager til fravær af indikatorarter.

Analysearbejdet i forhold til at identificere egnede indikatorer er koncentreret omkring de mest almindelige søtyper, dvs. LCB1 og LCB2. Dette er samtidig de væsentligste i forhold til de EU-baserede interkalibreringer i den centralbaltiske GIG. Det har ikke været muligt at gennemføre analyserne på de lavvandede, lav-alkaliske søer (LCB3) eller fx brakvandssøer p.g.a. begrænset datamateriale på disse søtyper, se tabel 2.3.3.

### 2.3.2 Lavvandede ferske søer

I beskrivelsen af fisketætheden er anvendt 7 forklarende miljøvariable: middeldybde, areal, sigtdybde, totalfosfor-koncentration (TP), klorofyl, totalkvælstof-koncentration (TN) og alkalinitet. Der er generelt anvendt logaritmetransformerede data, og de endelige CPUE (Catch Per Unit Effort) fiske-data er baseret på log-transformerede garnfangster, efterfulgt af en tilbage-transformation af den endelige værdi for den enkelte sø (log-CPUE).

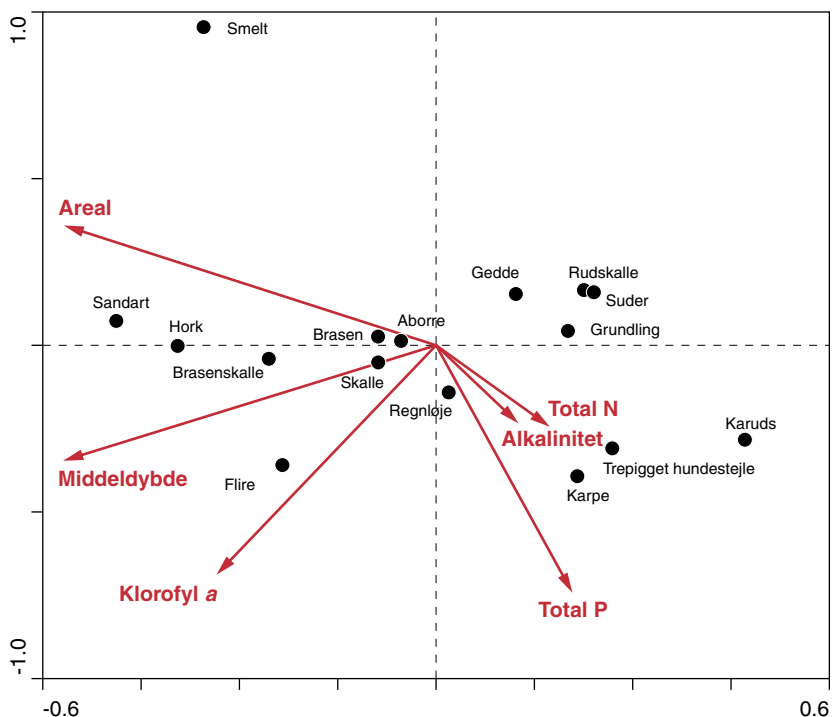
For at identificere de bedst forklarende variable for fiskebestanden er der gennemført en partial Canonical Correspondence Analyse (pCCA) med de inkluderede miljøvariable. I analysen er kun valgt at inkludere fiskearter, som forekommer i minimum 5 søer. På baggrund af en indledende krydskorrelation mellem de inkluderede miljøvariable blev sigtdybden inkluderet som co-variabel p.g.a. høj co-varians med flere variable. De 6 resterende miljøvariable, fratrukket effekten af sigtdybden forklarede tilsammen 11 % af variationen i fiskesammensætningen, hvor middeldybde og TP var signifikant forklarende variable (tabel 2.3.5). Interkorrelationen mellem variablene er dog relativ stor (størst for klorofyl *a*) hvilket svækker robustheden af analysen. I den vægtede korrelationsmatrix for analysen ses de højeste korrelationer mellem TP og klorofyl *a* samt mellem middeldybden og klorofyl *a*, hvilket vil sige, at en del af den forklarende variation for fiskenes fordelingsmønster også forklares af klorofyl *a*. Derudover synes det ikke umiddelbart hensigtsmæssigt at opdele de lavvandede søer yderligere mht. til dybde. Variablene TP og klorofyl *a* er derfor anvendt som strukturerende faktorer for fiskesammensætningen. (Tabel 2.3.5).

**Tabel 2.3.5.** Resultatet af multivariat analyse (pCCA) af fiskesammensætningen (biomasse) inkluderende 6 miljøvariable og sigtdybde som co-variabel (alle 6 variable forklarer tilsammen 11 % af fiskenes fordelingsmønster).

Variable	P	F
Middeldybde	0.005	3.36
Total fosfor	0.005	3.05
Areal	0.008	2.68
Klorofyl <i>a</i>	0.060	1.82
Total kvælstof	0.345	1.11
Total alkalinitet	0.528	0.88

Kun få arter er tæt knyttet til enkelte variable. Eksempelvis foretrækker gedden de mere klarvandede søer, mens fx sandart foretrækker de dybere og større søer, hvilket ikke er overraskende. Skalle og brasen er i højere grad afhængig af flere variable, hvilket ses ved deres placering centralt i ordinationsdiagrammet (Figur 2.3.2).

**Figur 2.3.2.** Plot af multivariat analyse (pCCA), der viser fiskearternes placering i relation til de 6 inkluderede miljøvariable.

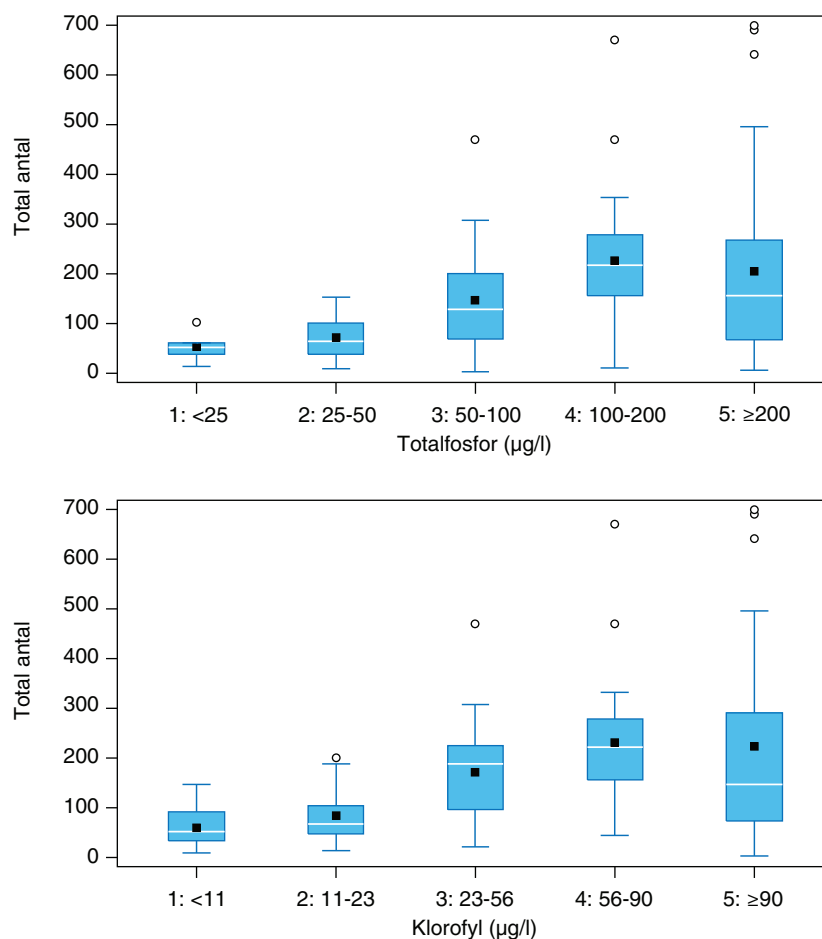


I det følgende er beskrevet den nærmere analyse af, hvordan kvantitative fiskedata kan bruges til beskrivelse af tilstandsændringer som følge af ændret næringsstofpåvirkning (eutrofiering). Med baggrund i, at ikke kun TP, men også klorofyl er en væsentlig variabel for fiskene, vurderes disse også i relation hertil. Klorofylkoncentrationen er ikke kun afhængig af fosfor, men er i høj grad også afhængig af de biologiske forhold i den enkelte sø. Klorofyl kan derfor give et mere "integreret" billede af økologien i systemet og dermed et bedre billede af en sø's tilstand end blot næringsstofkoncentrationen.

#### Indikator 1, NPUE.

Adskillige studier har vist, at fisketætheden er afhængig af eutrofieringstilstanden i en sø. Det vil sige i takt med en øget eutrofiering (næringsstofftilførsel) øges fisketætheden, CPUE'en (fangst pr. garn). Data viser således også en klar sammenhæng mellem antal fisk og såvel TP-koncentration som klorofylniveau (Figur 2.3.3). Fisketætheden ser dog ud til at falde i den højeste TP- og klorofylgruppe, hvilket imidlertid ikke har betydning for grænseværdien mellem god og moderat kvalitet.

**Figur 2.3.3.** Antallet af fisk (Total antal) i forhold til indhold af TP (øverst) og klorofyl *a* (nederst). Boxdiagrammerne viser 10, 25, 75 og 90 percentiler. Den hvide linje og sorte firkant viser hhv. median og gennemsnitsværdier. Cirkler viser værdier > 75 percentil + 1,5 gange forskellen mellem 25 og 75 percentilen.

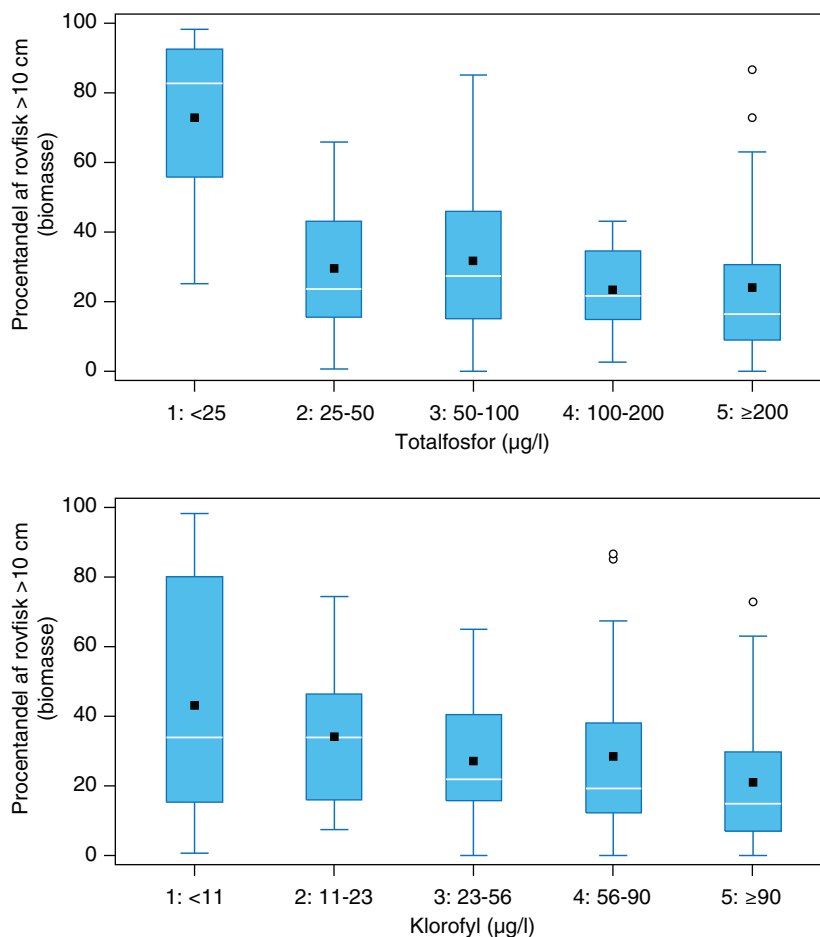


### Indikator 2, % rovfiskebiomasse >10 cm

I takt med en øget eutrofiering favoriseres fredfisk, som brasen og skalle, frem for rovfiskene. Data viser en klar reduktion i rovfiskenes procentandel ved øget eutrofiering (Figur 2.3.4). Det har også været forsøgt at anvende alle størrelser af rovfisk, men bedste sammenhæng er observeret i forhold til rovfisk >10 cm. Årsagen kan være stor år-til-år variation i ynglesucces, hvilket kan forstyrre signalet i forhold til søens aktuelle miljøtilstand. Aborre >10 cm giver et tilsvarende respons i relation til TP og klorofyl, men i og med at indikatoren inkluderer såvel gedde som sandart, er denne indikator mere robust og generel i forhold til "kun" aborre >10 cm. Inkluderingen af gedde i rovfiskene, kunne tænkes at give forholdsvis store forskydninger i biomassen afhængig af hvorvidt der blev fanget enkelte store gedder. Dette er imidlertid ikke tilfældet, hvorfor gedde er bevaret som en del af rovfiskeindikatoren.

Betragtes "springet" mellem de enkelte TP-klasser og klorofylklasser er der for TP's vedkommende, tale om et stort spring mellem klasse 1 (<25 µg TP/l) og klasse 2 (25-50 µg TP/l). Springet udlignes imidlertid ved den endelige grænsefastlæggelse mellem høj og god kvalitet pga. en meget lille forskel ved anvendelse af klorofyl *a* som eutrofieringsmål (Figur 2.3.4). Klorofyl vil således være en dårligere indikator hvis denne stod alene, fremfor når den er kombineret med TP.

**Figur 2.3.4.** Procentandelen af rovfisk (% af total fiskebiomasse, som udgøres af gedde, aborre og sandart større end 10 cm) i forhold til indhold af TP (øverst) og klorofyl (nederst). For forklaring af boxdiagrammerne se figur 2.3.3.

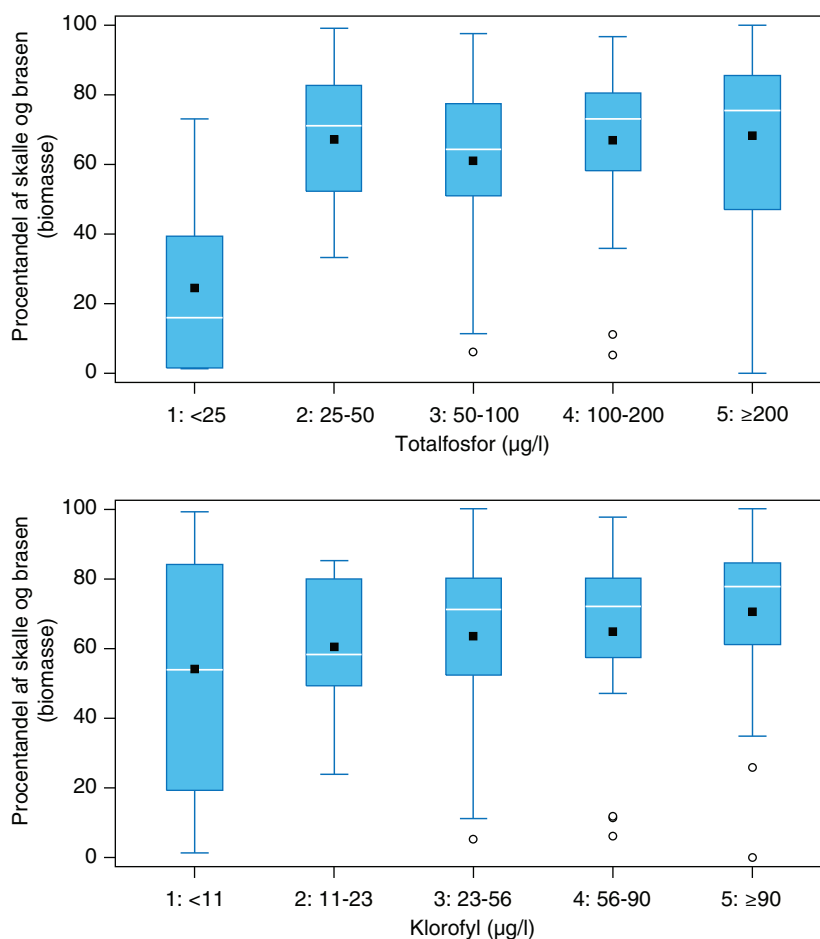


### Indikator 3, % skalle, brasen og skalle-brasen hybrider

Som nævnt favoriseres fredfisk med øget eutrofiering. Således observeres også en øget skalle- og brasenforekomst ved øgede klorofyl- og fosforkoncentrationer (Figur 2.3.5). Den gode relation med eutrofiering skyldes, at mindst én, hvis ikke begge, arter meget ofte findes i de danske søer (se Tabel 2.3.4). Der er gennemført en tilsvarende analyse inkluderende alle karpeslag, men relationen i forhold til TP og klorofyl var mindre god, formentlig pga. en meget variabel biomasse forårsaget af primært store karper.

Ligesom for rovfiskenes vedkommende ses for skalle, brasen og tilhørende hybrider, et stort "spring" mellem klasse 1 (<25 µg TP/l) og klasse 2 (25-50 µg TP/l). Men også her udlignes springet ved den endelige grænsefastlæggelse mellem høj og god kvalitet, pga. en kun ringe forskel ved anvendelse af klorofyl som eutrofieringsmål (Figur 2.3.5).

**Figur 2.3.5.** Procentandelen (biomasse) af skalle og brasen (og deres hybrider) i forhold til indhold af TP (øverst) og klorofyl (nederst).



#### Indikator 4 (individbiomasse)

Individbiomassen fremkommer som forholdet mellem WPUE (biomasse per indsats; dvs. per garn) og NPUE, dvs. gennemsnitsbiomassen for samtlige fisk i et garn. Individbiomassen er således stor i søer med høj og god vandkvalitet og aftager med øget eutrofiering, i takt med at fiskene bliver flere og mindre. I Vandrammedirektiv-sammenhæng er der et krav om vurdering af alderssammensætning af fiskene. Individbiomassen er den eneste parameter, som indirekte kan anvendes som et mål for alder. Et direkte mål for alder vil kræve analyse af skæl eller øresten, hvilket ikke er omfattet af den anvendte CEN-standard (fælles europæisk standard). Skæl- eller ørestensanalyser er meget omkostningstunge og er ikke realistiske at inkludere i de eksisterende undersøgelser. Øvrige medlemsstater er i en tilsvarende situation og må også anvende indirekte aldersmål.

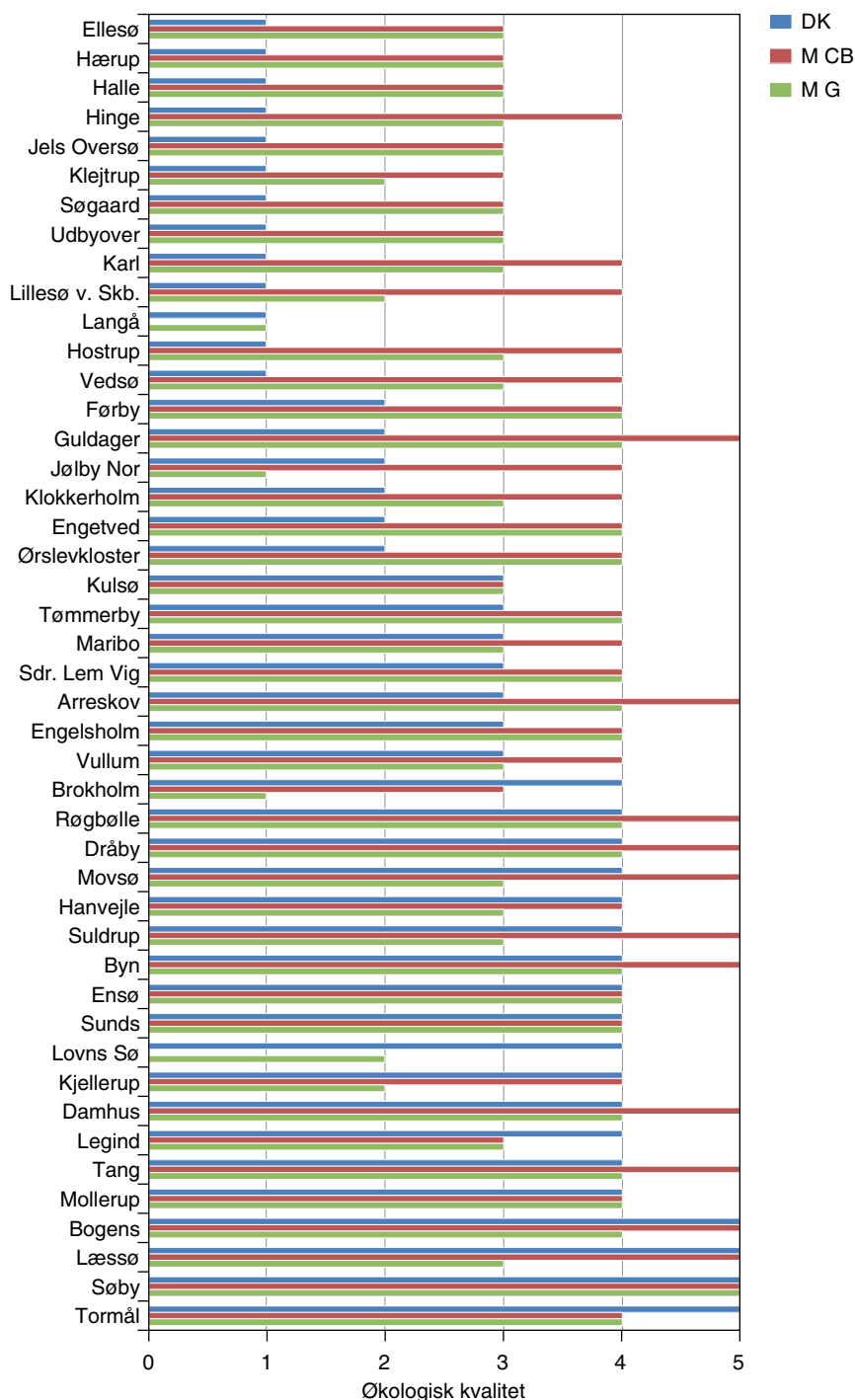
#### Sammenligning med CB-GIG'en

I EU-regi er et fælles central baltisk fiskeindeks (CB-indeks) under udarbejdelse. Dette indeks er dels baseret på et tysk fiskeindeks, udviklet af David Ritterbusch, kombineret med input fra medlemsstaterne i den central-baltiske GIG. CB-indekset er på den baggrund baseret på total WPUE, bentske arter, brasen + skalle og specifikke arter. En sammenligning mellem de danske resultater med det første CB-indeks viste en del uoverensstemmelser mellem flere af de testede søer. Specielt i søerne vurderet til at have en "dårlig" kvalitet jf. det danske indeks var der stor uoverensstemmelse (2-3 kvalitetsklasser) med CB-indekset og det tyske indeks. Derimod var der god overensstemmelse i søerne med god og høj kvalitet jf. det danske indeks.



Baggrunden for uoverensstemmelsen i søerne med ringest kvalitet er et spørgsmål om, hvor grænserne sættes mellem kvalitetsklasserne. I CB-indekset og det tyske indeks tolereres således en noget højere procentdel karpfisk i søer med god kvalitet, end det er tilfældet i det danske indeks.

**Figur 2.3.6.** Sammenligning mellem det danske (DK) indeks, det modificerede central-baltiske (M CB) indeks og modificerede tyske (M G) fiskeindeks udført på 46 danske lavvandede søer. Søerne er sorteret på baggrund af det danske indeks, fra dårlig (1) til høj (5) økologisk kvalitet. Undersøgelserne viser uoverensstemmelser på 1-2 kvalitetsklasser i de fleste søer.



På trods af forholdsvis lille geografisk afstand mellem de involverede medlemsstater varierer fx fiskebestandene mellem Tyskland og Danmark betydeligt. På baggrund af nærværende udkast til et dansk indeks og den geografisk betingede variation er der efterfølgende udarbejdet et modificeret CB-indeks. Således er fx bentske arter fravalgt, ligesom obligatoriske arter er fravalgt, da mange af disse arter er naturligt fraværende i danske søer

pga. søernes størrelse eller manglende kontakt til store vandsystemer. Modifikationer er udført af David Ritterbusch på baggrund af de danske data og input fra AU Bioscience.

Med udgangspunkt i de modificerede CB- og tyske indeks er der igen foretaget en direkte kalibrering mellem de tre indeks udført på de 46 lavvandede danske søer, Figur 2.3.6. Til støtte for kalibreringen er der foretaget en ekspertvurdering på 23 af søerne.

Parameterværdierne til estimering af "tilpasningen" af de to systemer til de danske søer er vist i Tabel 2.3.6. Resultaterne fra de modificerede CB- og tyske indeks korrelerer begge med ekspertvurderingen på de 23 danske søer, og metrics reflekterer ændringer i fiskesamfund som følge af en degradering. Begge systemer scorer dog for højt (se Figur 2.3.7), hvilket medfører en kritisk fejlklassificering. Dette var umiddelbart forventet pga. systematisk forskel i fiskesamfundene.

**Tabel 2.3.6.** Økologisk klassificering: Sammenligning af resultater fra DK\_LaFi, CB\_LaFi og G\_LaFi med ekspertvurdering af økologisk klasse i danske søer. Tjek er OK, hvis acceptkriterier er opfyldt (udført af David Ritterbusch).

Kriterium	DK værdi	DK tjek	CB_LaFi værdi	CB tjek	DE_LaFi værdi	DE tjek
rho	0,87, p < 0,002	OK	0,64, p < 0,002		0,57, p < 0,02	OK
macd	0,61	OK	1,2	X	0,75	OK
% critdev	4	OK	56	X	30	X
% falsepos	77	OK/X	0	X	8	X
antal søer	23		23	-	20	-

De valgte CB metrics viser god korrelation til det danske system og kan anvendes i en interkalibrering af systemerne. Korrelationen mellem det danske og tyske system (G\_LaFi) er også signifikant, men ligger under acceptgrænsen for rho herunder.

EQR DK\_LaFi ↔ EQR CB\_LaFi: rho = 0.690, p < 0.001, n = 42

EQR DK\_LaFi ↔ EQR G\_LaFi: rho = 0.423, p < 0.001, n = 39

David Ritterbusch vurderer, at de signifikante sammenhænge mellem systemerne er et lovende grundlag for en fremtidig interkalibreringsproces.

### 2.3.3 Dybe ferske søer

I Danmark er dybe søer ikke så hyppigt forekommende som lavvandede søer, og i perioden 2004-2009 er der kun foretaget fiskeundersøgelser i 45 dybe søer, hvoraf 44 er inkluderet i denne analyse.

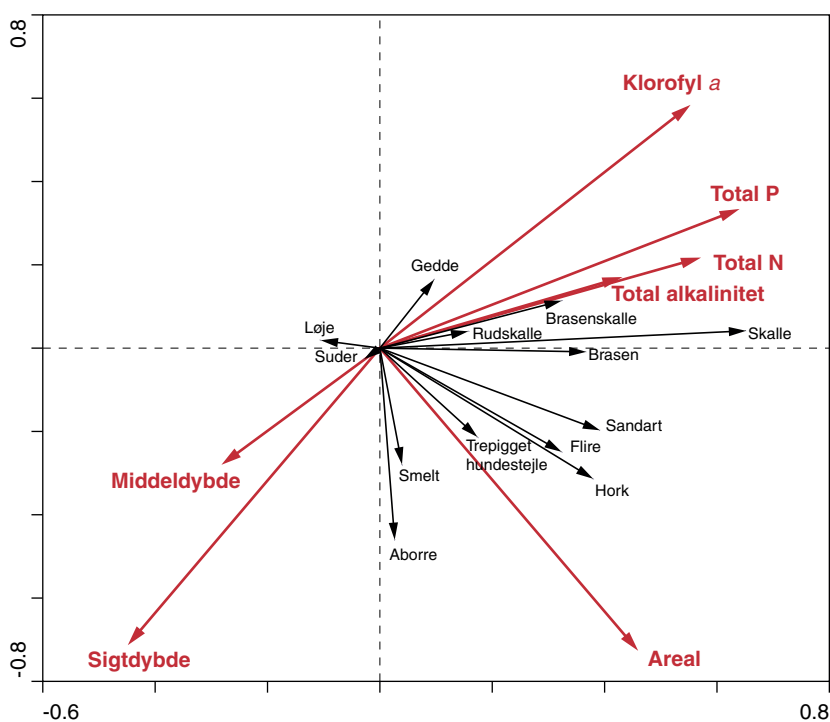
**Tabel 2.3.7.** Resultatet af multivariat analyse (RDA) af fiskesammensætningen (biomasse) i dybe søer inkluderende 7 miljøvariable, der tilsammen forklarer 28 % af fiskenes fordelingsmønster.

Variable	P	F
Total fosfor	0.008	3.95
Areal	0.012	3.26
Middeldybde	0.140	1.70
Total kvælstof	0.052	2.38
Klorofyl	0.345	0.86
Sigtdybde	0.586	0.68
Total alkalinitet	0.586	0.32

Ligesom for de lavvandede søer er der foretaget en multivariat analyse (RDA-analyse) med henblik på at finde den bedste kombination af variable til forklaring af variationen i fiskesammensætningen (Figur 2.3.7). I analysen er inkluderet 43 søer samt arter som forekommer i mindst 5 af de undersøgte søer. Der anvendes 7 forklarende variable (som for lavvandede søer), som tilsammen forklarer 28 % af variationen. TP er den bedst forklarende og eneste signifikante variabel for fiskesammensætningen i analysen, men også areal og middeldybde er af betydning (Tabel 2.3.7). En stor del af forklaringsgraden for klorofyl og sigdybden er indeholdt i TP pga. interkorrelation, hvorfor disse parametres forklaringsgrad ikke er høj.

Med udgangspunkt i ovenstående og analyserne fra de lavvandede søer er de samme indikatorer valgt for de dybe søer. Grundet det lavere antal søer og specielt få rene søer er de to reneste TP (0-12 og >12-25 µg/l) og klorofyl grupper (0-5 og >5-11 µg/l) slået sammen. I den rene ende af de inkluderede søer skelnes der derfor kun mellem god og moderat kvalitet, idet denne grænse er den væsentligste i forhold til Vandrammedirektivet. På trods heraf består den reneste gruppe (høj og god kvalitet) kun af 6 søer.

**Figur 2.3.7.** Plot af multivariat analyse (RDA), der viser fiskearternes placering i relation til de 7 inkluderede miljøvariable.



#### Indikator 1, total antal fisk pr. garn

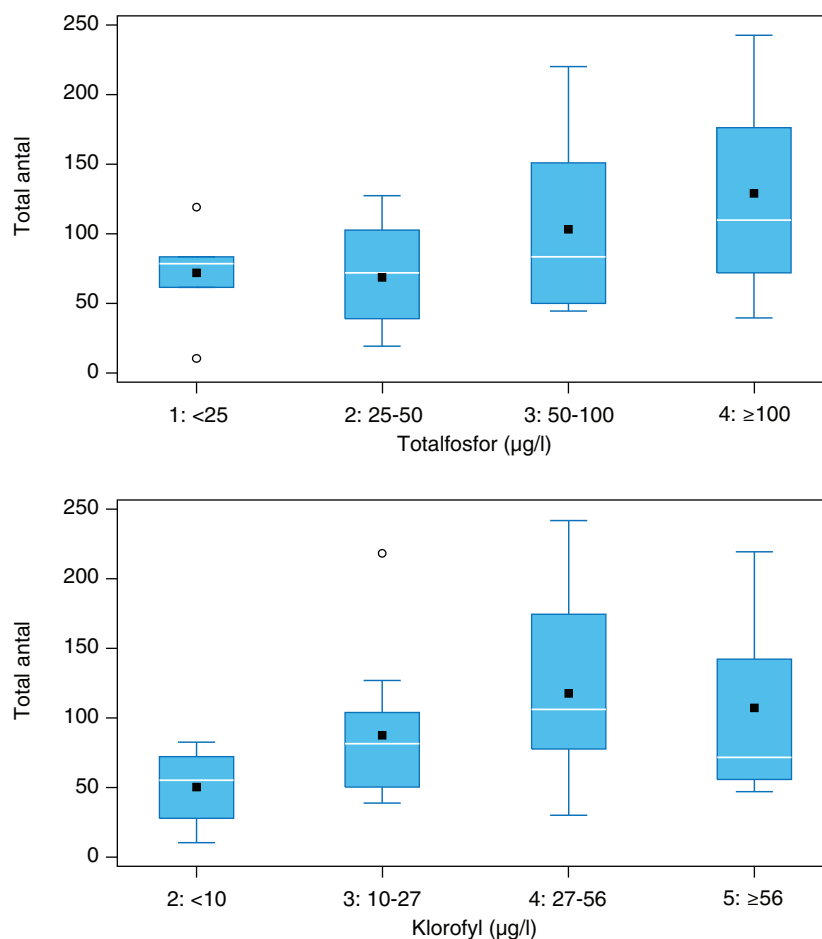
Ligesom i de lavvandede søer øges fisketætheden også i de dybe søer med øget eutrofiering (Figur 2.3.8). Generelt er fisketætheden dog ofte mindre i de dybe søer sammenlignet med de lavvandede søer, og specielt i de mere næringsrige søer er denne forskel karakteristisk. F.eks. fanges sjældent over 200 fisk pr garn i de dybe søer, mens 250-300 fisk pr garn ikke er usædvanligt i de lavvandede søer. Den lavere fisketæthed betyder også mindre forskel mellem grænseværdierne mellem de respektive kvalitetsklasser i de dybe næringsrige søer.

#### Indikator 2, % piscivore fisk >10 cm

De piscivore fisk udgøres af aborre, gedde og sandart >10 cm, og der observeres en konsekvent faldende biomasse af rovfisk med øget eutrofiering (Fi-

gur 2.3.9). Også i forhold til rovfiskene er der ikke stor forskel på grænserne mellem de respektive vandkvalitetsklasser, hvilket betyder at kun små år-til-år-variationer reelt kan betyde en forskydning i kvalitetsklasse. Alligevel må det forventes, at der generelt skal rimelig store ændringer til før der sker en reel forskydning i kvalitetsklasse, da det kræver ændringer indenfor alle 4 indikatorer, som indgår i det samlede fiskeindeks.

**Figur 2.3.8.** Antallet af fisk (Total antal) i forhold til indhold af TP (øverst) og klorofyl a (nederst). Såvel høj som god kvalitet er indeholdt i det laveste TP og klorofyl interval (hhv.  $<25 \mu\text{g TP}$  og  $11 \mu\text{g klorofyl}$ ).

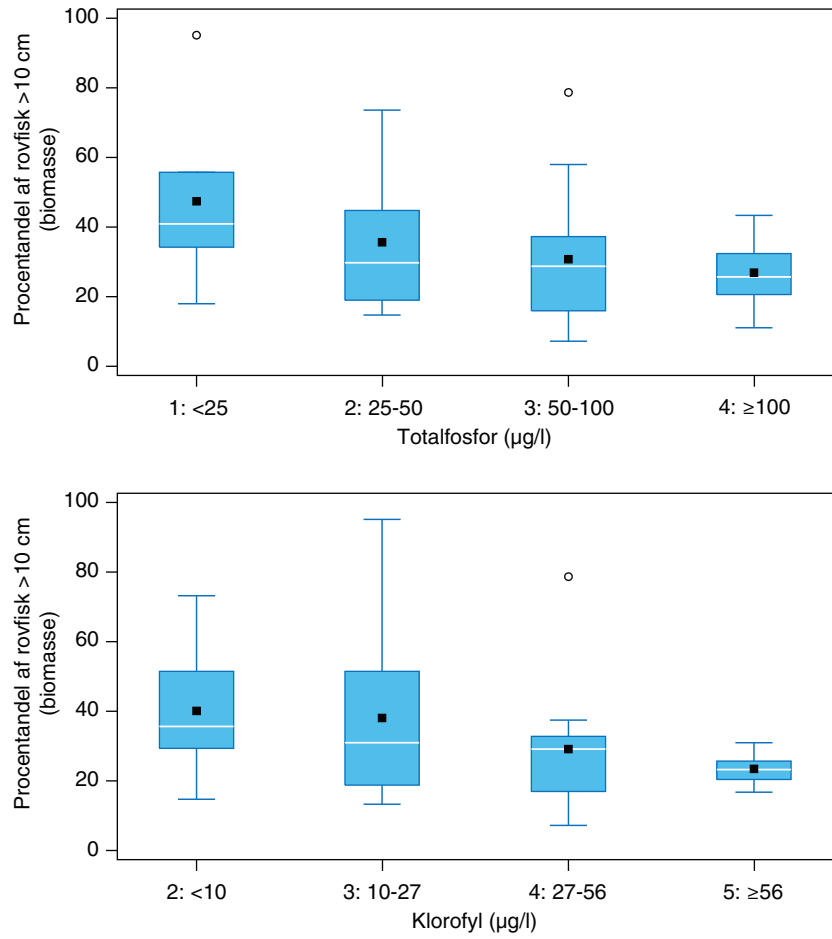


### Indikator 3, % skalle, brasen og hybrider

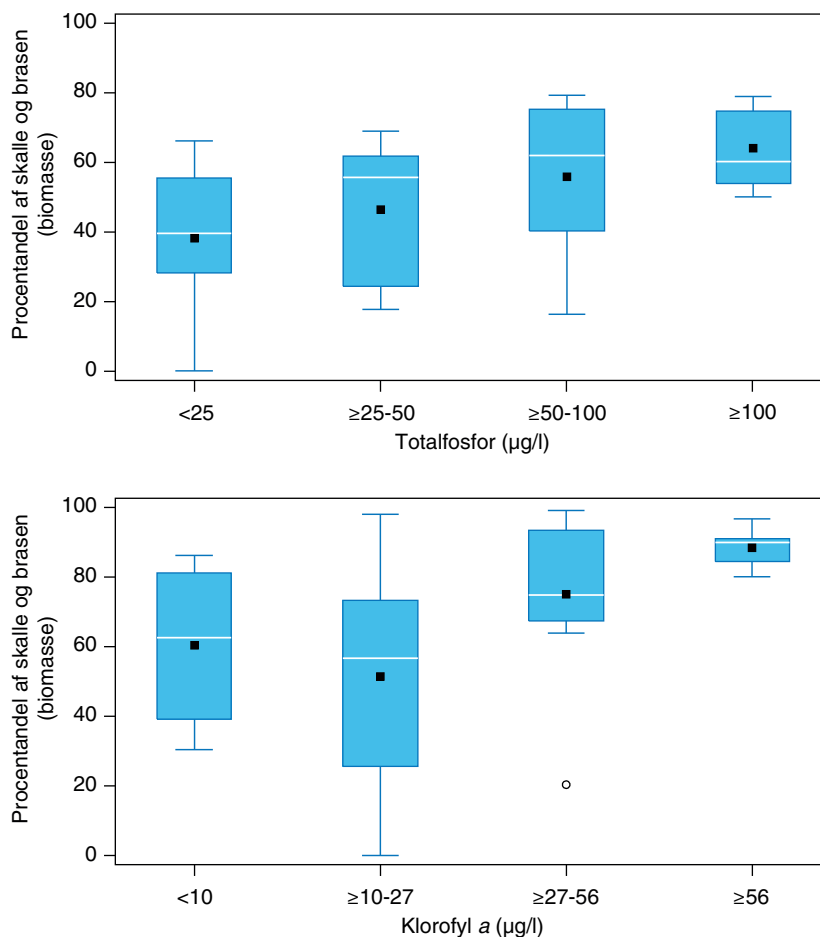
I de dybe søer er det, ligesom i de lavvandede søer, bedst kun at lade skalle, brasen og hybrider af de to arter repræsentere karpfiskene. Vedrørende denne søtype er det værd at bemærke, at den mindste spredning på resultaterne observeres i den højeste TP- og klorofylgruppe (de mest eutrofierede, Figur 2.3.10). Et tilsvarende resultat ses for rovfiskene, illustrerende et stærkt respons fra de to fiskegrupper på eutrofiering (Figur 2.3.9). Det kan så tilføjes, at dette er mindre væsentligt i relation til grænsen mellem god og moderat kvalitet.

For karpfiskenes vedkommende ses ikke et helt så konsekvent respons i relation til klorofyl som til TP (Figur 2.3.10).

**Figur 2.3.9.** Procentandelen af rovfisk (% af total fiskebiomasse, som udgøres af gedde, aborre og sandart større end 10 cm) i forhold til indhold af TP (øverst) og klorofyl a (nederst).



**Figur 2.3.10.** % karpfisk: skalle, brasen og hybrider af samme, i forhold til indhold af TP (øverst) og klorofyl (nederst).



#### Indikator 4, individbiomasse

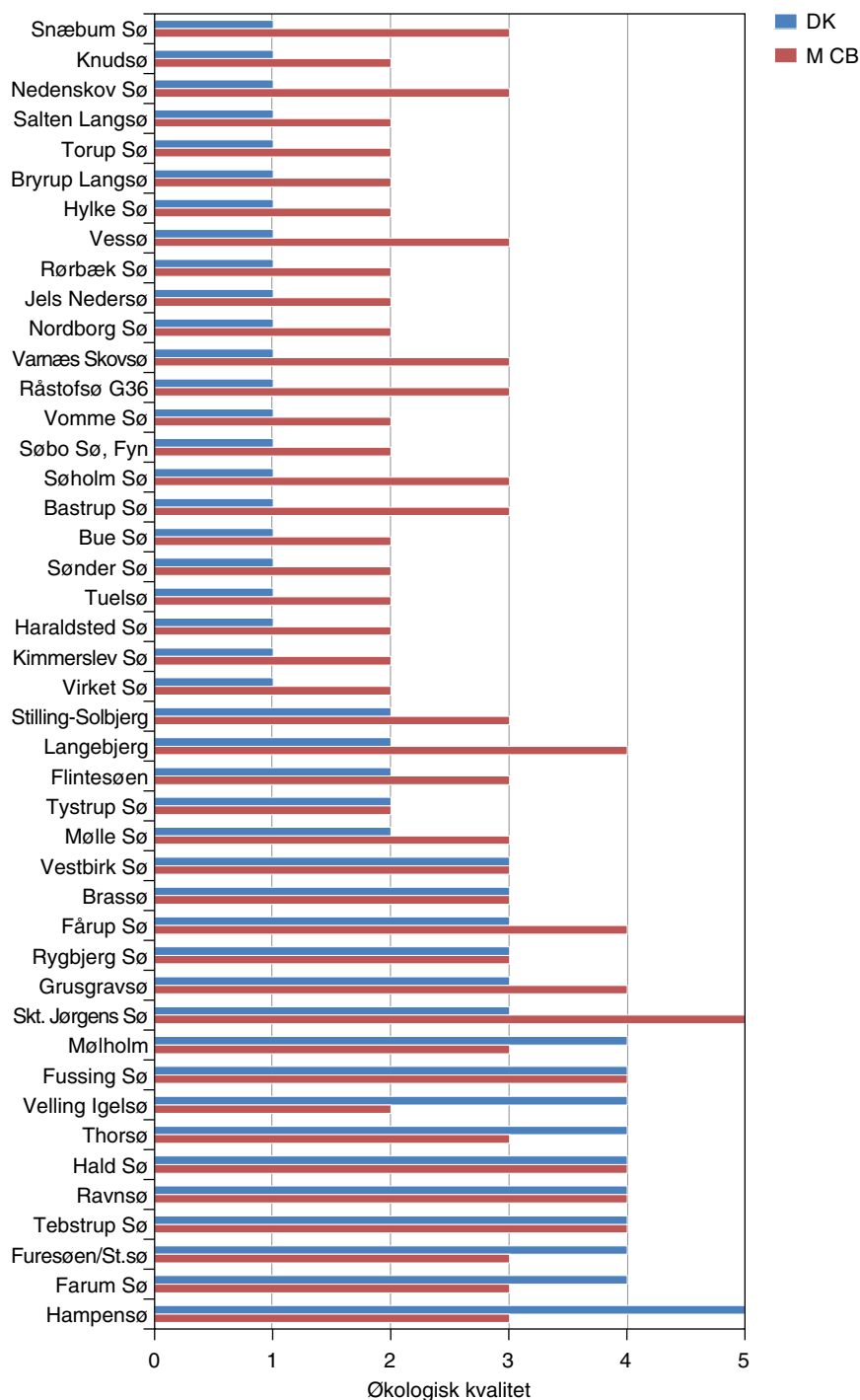
Individbiomassen i de dybe søer udviser samme respons som i de lavvandede søer, dvs. den højeste individbiomasse forekommer i søer med lavest eutrofiering og aftager ved øget eutrofiering.

#### Kalibrering med det modificerede Central-baltiske indeks

Anvendes det i Boks 2.3.1 beskrevne indeks på de dybe danske søer (middeldybde >3 m) fordeler de sig med 10 søer i god/høj tilstand, 6 søer i moderat tilstand, 5 søer i ringe tilstand og i alt 23 søer i dårlig tilstand. Dvs. baseret på det multiple fiskeindeks placeres et større antal søer i den gode/høje kvalitetstilstand, sammenlignet med når kvaliteten baseres udelukkende på TP og klorofyl, hvor kun hhv. 8 og 6 søer falder indenfor høj/god kategori.

Med udgangspunkt i det danske indeks (DK) og det modificerede CB indeks (M CB indeks) er der ligesom for de lavvandede søer foretaget en direkte kalibrering mellem DK og M CB-indekset på 44 "dybe" (middeldybde >3 m) danske søer. Betragtes de 10 søer, som på baggrund af det danske indeks udviser god/høj kvalitet, resulterer M CB indekset kun i 4 søer med god/høj kvalitet. De resterende 6 resulterer i en ringere kvalitetsklasse (moderat eller ringe (kun for Velling Igelsø)). Én af disse søer er Hampen Sø, som vurderet ud fra en ekspertvurdering, må antages at tilhøre kategorien god/høj kvalitet. Årsagen hertil er primært, at en forholdsvis høj WPUE værdi, målt som kg/m<sup>2</sup>, virker negativt i M CB indekset uanset individ biomassen. I DK indekset spiller en høj WPUE ingen rolle, blot individbiomasse er stor.

**Figur 2.3.11.** Sammenligning mellem det foreslåede danske indeks (DK), og det modificerede central-baltiske indeks (M-CB) på 44 undersøgte dybde danske søer. Søerne er sorteret på baggrund af det danske indeks, fra dårlig (1) til høj (5) økologisk kvalitet.



Elleve søer, udviser moderat eller ringe kvalitet efter det danske indeks. Af disse viser 4 søer god/høj kvalitet efter M CB indekset. F.eks. udviser Skt. Jørgensø høj kvalitet efter M CB indekset pga. meget lav WPUE, mens den vurderes til moderat kvalitet efter DK indekset pga. lille individbiomasse og forholdsvis få rovfisk. Det samme gør sig gældende for Grusgravsø, Fårup Sø og Langebjerg Sø - enten lav individbiomasse, lav rovfiskebiomasse eller høj skalle/brasen biomasse-andel.

De 23 søer med dårlig vandkvalitet jf. DK indekset udviser ringe/moderat kvalitet jf. M CB indekset. En primær årsag er at M CB indekset tolererer en

højere procentdel skalle/brasen-biomasse end DK indekset, ligesom individbiomassen er en del af DK indekset uden at være det i M CB indekset.

#### **Usikkerhed**

Der vil altid kunne stilles spørgsmål ved sikkerheden i indekset, pga. den store variation i datagrundlaget indenfor den enkelte kvalitetsklasse (TP og klorofylintervaller, se figur 2.3.3 til 2.3.5 og fig. 2.3.8 til 2.3.9). Størrelsen af overlappet mellem de enkelte kvalitetsklasser kan således anvendes til en vurdering af hvor stor risiko der er for fejlvurdering af en kvalitetsklasse. Ved at beregne en kombineret EQR4 værdi, reduceres usikkerheden imidlertid, men samtidig skærpes kravene til den enkelte sø også.

## **2.4 Benthiske invertebrater i søer**

Forslag til potentielle indikatorer og et fremtidigt dansk invertebratindeks er angivet i box 2.4.1. Forslagene er dels baseret på et arbejde foretaget i CB-GIG dels på en dansk udredning (Wiberg-Larsen et al. 2009).

### **Box 2.4.1 Indikatorer og indeks vedr. invertebrater i søer**

#### **Indikatorer:**

Følgende indikatorer er foreslået i CB-GIG:

- Antal EPTCBO taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia, Odonata)
- ASPT (Average Score Per Taxon – indeks udviklet for vandløb)
- % Odonata\*
- % ETO\* (Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata)
- % rk strateger, dvs. forholdet mellem arter, som er små og hurtigt voksende med kort levetid (r-strateger), og arter, som er større, langsomt voksende og lever længe (k-strateger)
- % arter med præference for stenbund\*
- % indifferente arter\*

(\*) vurderet på baggrund af hyppighedsklasser

Desuden foreslås på baggrund af Wiberg-Larsen et al. (2009):

Littoral Quality Index (baseret på forekomsten af 12 specifikke slægter af dansemyg).

Ingen af de øvrige EU lande identificerer imidlertid dansemyg længere end til underfamilie. Brug af dette element vil derfor vanskeliggøre interkalibrering med udenlandske indices.

#### **Invertebratindeks søer:**

Et fremtidigt dansk indeks foreslås at skulle sammensættes af flere af oven for nævnte metrics med forskellig vægtning. Skal et sådant indeks afspejle næringsstofpåvirkning, forekommer antal EPTCBO taxa og LQI som de mest brugbare elementer, idet ingen af de øvrige indikatorer viste signifikante sammenhænge med fx totalfosfor eller klorofyl *a*. Skal indekset også tage højde for fysiske faktorer, skal det formentlig indeholde nogle af de øvrige metrics.

### **2.4.1 Baggrund**

Bunddyr er en naturlig del af søers økosystem. De findes over hele søbunden, hvis iltforholdene tillader det. Her omsætter de organisk stof fra søens primærproduktion, enten det, der produceres på stedet af bundlevende alger og vandplanter (på relativt lave vanddybder, hvor lysets nedtrængning gør dette er muligt), eller tilføres fra de frie vandmasser (levende/døde planktonalger eller dyreplankton). Desuden omsætter de organisk stof, som tilføres fra søens omgivelser (fx i form af blade fra træer). Bunddyrene er derudover vigtig føde for en række fiskearter (fx aborre, hork, brasen, rud-



skalle). Artsrigdommen af bunddyr er langt størst i den lavvandede littoralzone, herunder i områder med undervandsvegetation. Her er bunden mest varieret med vekslen mellem sten, sand og finere materiale, afhængigt af søens morfometri og vindpåvirkningen. I de dybere dele af søen, hvor bunden består af fint organisk materiale, er artsrigdommen lille, især i de områder, hvor søens vandmasser er lagdelte i store dele af året, og hvor vandets iltindhold kan blive meget lavt.

I søer har bundlevende makroinvertebrater ikke hidtil haft helt samme udbredte anvendelse som miljøindikatorer, som det har været tilfældet i vandløb. Der er dog i udlandet udviklet en række indices typisk til dybe søer, der er temperaturlagdelte om sommeren (fx Wiederholm 1980; Lafont et al. 1991; Mouthon 1993; Verneaux et al. 2004). I Danmark har der hidtil ikke foreligget noget officielt anerkendt indeks. Dall et al. (1983) introducerede ganske vist et såkaldt "Littoralzone Indeks" baseret på forekomst og hyppighed af udvalgte arter/slægter/grupper af makroinvertebrater, som blev indsamlet fra sten på lavt vand i søernes bredzone. Indekset er blevet anvendt i flere danske søundersøgelser, men har sidenhen vist sig "ubrugeligt" i praksis.

Littoralzonens bunddyr vil være påvirket af en række miljøfaktorer, herunder søens næringsstofniveau, som har indflydelse på mængden af føde, som er til rådighed, og for substratforholdene (algebegrøning, sedimentation af finkornet organisk materiale). Desuden har forhold som den fysiske struktur, vandstandssvingninger og vindpåvirkning (grad af eksponering) væsentlig betydning. På dybere vand – især hvor der dannes et hypolimnion – vil bunddyrssamfundets sammensætning især afspejle søens næringsstofniveau. Her vil iltindholdet nemlig reduceres i takt med stigende næringsstofniveau og sedimentation af planktonorganismer, men vil også være afhængig af volumen af hypolimnion samt længden af perioden med stratificering af vandmasserne. I mange tilfælde vil hypolimnion – over et ganske stort spænd af næringsstofniveauer – blive iltfrit over en længere periode, således at der ikke findes bunddyr overhovedet.

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

Sidstnævnte blev forsøgt på baggrund af data fra i alt 139 søer, men desværre uden succes. Det blev således konkluderet, at det ikke var muligt at opstille et tilfredsstillende indeks med den anvendte metodik (Wiberg-Larsen et al. 2009). Den primære årsag var, at programmet omfattede for små og for få prøver fra den enkelte sø, samt at artsrigdommen og den økologiske diversitet på den bløde bund overordnet set er relativt lille.

En analyse af "gamle amtsdata" fra 17 danske søer viste imidlertid, at der synes at være et betydeligt potentiale for at udvikle et indeks for bunddyr i littoralzonen, baseret på ketsjerprøver fra flere lokaliteter i samme sø (Wi-berg-Larsen et al. 2009). Enkelte af de metrics, som er blevet foreslået og testet af CB-GIG, viste således god korrelation til hhv. totalfosfor og klorofyl *a*, ligesom det især var tilfældet for et indeks (LQI) baseret forekomst af 12 forskellige slægter af dansemyg. Sidstnævnte indeks er baseret på svenske data, men synes at have et stort potentiale i danske søer. Dansemyg er imidlertid ikke medtaget i CB-GIG's arbejde, fordi ingen lande ud over Danmark foretager bestemmelse af dansemyg mere detaljeret end til underfamilie. Det betyder, at LQI ikke kan testes på data fra andre europæiske lande, herunder landene under CB-GIG.

De metrics for makroinvertebrater, som er foreslået af CB-GIG, er baseret på standardiserede ketsjerprøver fra littoralzonen. Den herved anvendte metodik er derfor formodentlig nogenlunde sammenlignelig med den, som blev anvendt for de omtalte "gamle amtsdata".

Der foreligger metodebeskrivelser i forbindelse med WISER-projektet, som kan danne grundlag for en beskrivelse af indsamling og bearbejdning af prøver i fremtidigt danske regi.

#### **2.4.2 Testning af indices – herunder databehov**

Det er ikke muligt at udvikle og teste et fremtidigt dansk makroinvertebrat-indeks for søer på de relativt få danske data (kun 17 søer), som desuden ikke er fra samme årstid og ej heller indsamlet efter præcis samme metodik.

Desuden har der ved den foreløbige testning alene været fokuseret på en række metrics/indices i forhold til en eutrofieringsgradient (udtrykt ved TP og klorofyl *a*). Det er spørgsmålet, hvor meningsfuldt det er at teste alle biologiske kvalitetselementer udelukkende i forhold til næringsstoffer – eller et kvalitetselement (klorofyl *a*), som direkte afspejler disse, fordi de enkelte kvalitetselementer derved ikke kommer til at supplere hinanden, men blot overlapper. For bunddyrene er det derfor snarere væsentligt at udvikle et indeks/indices, som fanger summen af mange påvirkninger, fx ud over næringsstoffer også fysiske modifikationer eller forstyrrelser i littoralzonen. Det har desværre ikke været muligt at inddrage sådanne forhold i forbindelse med det eksisterende beskedne danske datasæt.

I det reviderede NOVANA-program for 2011-2015 er der afsat midler til indsamling af supplerende data m.v. for bunddyr. Metoden bygger på erfaringer og anvisninger fra andre EU-lande. Når data er indsamlet og analyseret, skal de sammen med de få eksisterende data danne grundlag for opstilling og test af mindst ét dansk indeks.

### 3 Indikatorer i vandløb

I modsætning til danske søer, hvor miljøtilstanden primært er påvirket af en menneskabt forøget tilførsel af næringsstoffer (forfor og kvælstof), har andre faktorer størst betydning i vore vandløb. Den mest dominerende faktor har i årtier været udledning af dårligt rensset spildevand fra byer, spredtliggende og ukloakerede ejendomme, virksomheder med særskilt udledning og ikke mindst dambrug. Specielt udledningen af organisk stof har haft stor negativ indflydelse på invertebrater, fisk og i et vist omfang også vandplanterne. Imidlertid er denne faktor væsentlig minimeret i takt med den forbedrede rensning mv. ved de offentlige renseanlæg og dambrug.

På nuværende tidspunkt er der således primært tale om væsentlige tilførsler af organisk stof fra spredtliggende ejendomme (som især har betydning i de små vandløb), regnvandsbetingede udløb og visse dambrug. I takt med reduktionen i disse udledninger har vandløbenes fysiske forhold fået stigende betydning. Reguleringen af flertallet af danske vandløb kombineret med regelmæssig bundoprensning og grødeskæring med henblik på at sikre en optimal afvanding af dyrkede arealer har fastholdt vandløbene i en tilstand, hvor ensartede fysiske forhold kombineret med omfattende forstyrrelser har forringet levevilkårene for mange af de invertebrater, fisk og vandplanter, som kendetegner naturlige vandløb.

Dårlige fysiske forhold er således nu generelt den vigtigste forhindring for at opnå god eller høj økologisk tilstand. Til de fysiske forhold hører også de spærringer, som forhindrer de vandringer til og fra gydepladserne, som mange fiskearter er afhængige af for at kunne gennemføre deres livscyklus. Ligeledes har ændringer i vandløbenes naturlige hydrologi betydning, fx i form af vandindvinding til husholdninger, jordbrug og industri, der specielt om sommeren reducerer vandføringen og bl.a. indskrænker levearealet for planter og dyr. Ud over de nævnte faktorer har også utilsigtede tilførsler af pesticider fra landbrug og skovbrug betydning for invertebraterne og omsætningen af organisk stof, ikke mindst i mindre østdanske vandløb. Dertil kommer formodentlig – i det mindste lokalt – påvirkninger fra visse andre miljøfremmede stoffer, som udledes via spildevand, samt mere generelt en eutrofiering, der påvirker plantesamfundenes mest følsomme arter negativt.

Selv om der således kan peges på en lang række af faktorer, som enkeltvis har negativ indflydelse på de biologiske kvalitetselementer i vore vandløb, er det vigtigt at pointere, at planter og dyr i langt de fleste tilfælde er udsat for flere faktorer samtidigt. Eksempelvis medfører den udbredte landbrugsdrift fysiske såvel som kemiske påvirkninger. Det gør det vanskeligt – fx ved brug af biologiske indikatorer – at udpege de præcise årsager til, at et givent indikatorbaseret miljømål ikke er opfyldt.

I dette afsnit gives et overblik over mulige indikatorer til brug i vandløb inden for hvert af de fire biologiske kvalitetselementer. Afsnittet er udarbejdet på baggrund af både nye (fisk) og tidligere sammenstillinger af data (planter), og der er taget hensyn til det interkalibreringsarbejde, som har været gennemført i de seneste år i EU-regi. Interkalibreringen er – som for søerne – foretaget i lande fra den central-baltiske GIG.

For planter er interkalibreringen foretaget med udgangspunkt i den danske vandløbstypologi, som alene bygger på vandløbenes størrelse (type 1: små vandløb; type 2: mellemstore vandløb, type 3: store vandløb), selv om de øvrige landes typologi omfatter andre forhold end blot størrelse.

### 3.1 Akvatisk flora (planter)

Et planteindeks i vandløb kan udregnes på baggrund af få oplysninger om artsforekomst og efterfølgende modelberegninger (box 3.1.1) (Baattrup-Pedersen & Larsen, 2013).

#### Box 3.1.1 Indikatorer og indeks vedr. planter i vandløb

##### Indikatorer (input til model):

- Artsliste med tilhørende dækningsgrader.

##### Planteindeks:

Beregnes vha. en prædiktiv model, der ud fra artslisten med tilhørende dækningsgrader giver en sandsynlighed for et tilhørsforhold til en af de fem tilstandsklasser. Den endelige tilstandsklasse bliver derefter fastlagt som den med den højeste sandsynlighed (Baattrup-Pedersen & Larsen, 2013).

#### 3.1.1 Baggrund

Planterne i vandløb udgør et vigtigt element for vandløbets tilstand og de øvrige biologiske elementer. Planterne har også stor indflydelse på vandgennemstrømningen og kan derved indirekte have effekter også på de omkringliggende arealer.

I dette afsnit beskrives en fase 2 i udvikling af planteindeks til brug for vurdering af økologisk tilstand i danske vandløb. Beskrivelsen er med udgangspunkt i en fase 1 rapport, hvor baggrund og forudsætning for anvendelsen af planter som indikatorer i vandløb beskrives (Baattrup-Pedersen & Larsen, 2013). I dette afsnit gennemgås den statistiske optimering og udvikling af EQR samt harmonisering af de økologiske grænser. Sidst i afsnittet er planteindekset afprøvet på NOVANA-monitoringsdata fra 2008 og 2009.

#### 3.1.2 Statistisk optimering af Dansk Vandløbsplanteindeks (DVPI) samt udvikling af EQR

De efterfølgende afsnit vedr. planteindeks i vandløb er en fortsættelse af arbejdet, fra fase 1 rapporten (Baattrup-Pedersen & Larsen, 2013) og bygger på anbefalinger i denne. Se også Baattrup-Pedersen et al. (2011) samt Baattrup-Pedersen et al. (2013).

Der er gennemført en række analyser med henblik på at maksimere overensstemmelsen mellem eksperternes a priori klassificering af vandløbene og modellens klassifikation samt at tilpasse modellen til reklassificering foretaget af en ekspert som følge af, at ekstra planter er medtaget i artslistener fra de store vandløb (en af anbefalinger fra fase 1 i projektet; Baattrup-Pedersen & Larsen, 2013).

I denne proces er der gennemført en række mindre ændringer i træningsdata. Disse er beskrevet i box 3.1.2.

### Box 3.1.2 Træningsdata

Der er udvalgt 28 nye træningsdata med henblik på at træne modellen bedre i klasse 2 og 3 især i de små vandløb (bedre overensstemmelse mellem eksperter og model).

De nye træningsdata fordeler sig som følger:

Tilstandsklasse 1: 1  
Tilstandsklasse 2: 17  
Tilstandsklasse 3: 7  
Tilstandsklasse 4: 3  
Tilstandsklasse 5: 0

Derudover er der sket mindre justeringer i eksisterende træningsdata med henblik på at integrere re-vurdering foretaget af 1 ekspert:

I alt 6 træningsdata er flyttet fra tilstandsklasse 4 til 3  
I alt 1 træningsdata er flyttet fra tilstandsklasse 1 til 2  
I alt 2 træningsdata er flyttet fra tilstandsklasse 2 til 3

Den overordnede fordeling af træningsdata er herefter:

Tilstandsklasse 1: 7  
Tilstandsklasse 2: 101  
Tilstandsklasse 3: 201  
Tilstandsklasse 4: 77  
Tilstandsklasse 5: 0

Den overordnede fordeling af vandløb i tilstandsklasser udtrykt ved eksperternes median er herefter, at 15 vandløb klassificeres i tilstandsklasse 1; 316 i tilstandsklasse 2; 663 i tilstandsklasse 3; 195 i tilstandsklasse 4. Ændringerne i forhold til den oprindelige tilstandsklassefastsættelse er dog minimale. Således er antallet af vandløb i tilstandsklasse 4 reduceret med 6 vandløb, og antallet i tilstandsklasse 3 er øget med 8 vandløb.

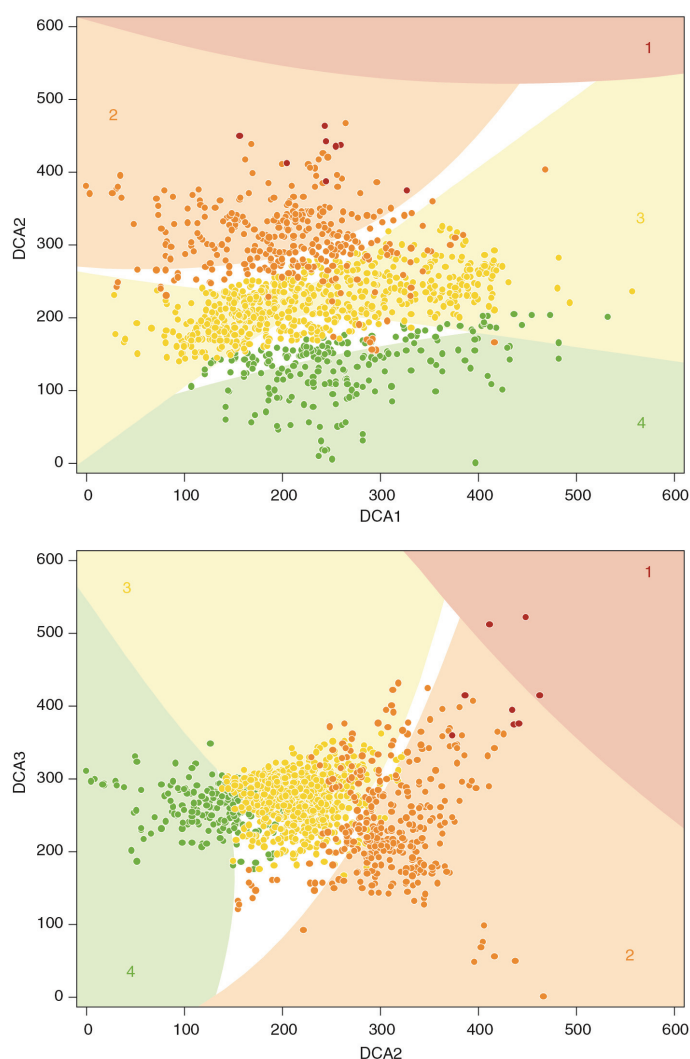
### 3.1.3 Ny model

Med anvendelse af det nye træningsdatasæt er der gennemført en reklassifikation af de i alt 1213 vandløbslokaliteter, der indgår i modeludviklingen (se Baattrup-Pedersen & Larsen, 2012). Figur 3.1.1 viser modellens prædiktioner af den mest sandsynlige økologiske tilstandsklasse for vandløbene baseret på sammensætningen af arter samt arternes dækning. Overordnet set er mønstret i tilstandsfastsættelsen som opnået i fase 1 i projektet (Baattrup-Pedersen & Larsen, 2013). Dog rummer DCA3 akse i den nye model mere information end i den oprindelige. Dette kan ses i figuren ved, at DCA akse 2 og 3 til sammen afgrænser tilstandsklasserne 2 og 3. På figuren ses også 50 % sandsynlighedsgrænser for de økologiske tilstandsklasser.

De ovenfor beskrevne ændringer medfører ændringer, når modellens prædiktioner og eksperternes klassifikationer af vandløbene sammenlignes, hvilket kan ses af Tabel 3.1.1. Der er efter ændringerne opnået større overensstemmelse mellem eksperter og model inden for tilstandsklasse 2 (fra 33 % til 43 %) og tilstandsklasse 3 (fra 41 % til 59 %). Samtidig er overensstemmelsen mellem eksperter og model inden for tilstandsklasse 4 reduceret (fra 48 % til 35 %). Det er inden for denne tilstandsklasse, at der er stor variation inden for og mellem eksperternes vurdering. Således er overensstemmelsen mellem eksperternes vurdering 39,6 % inden for tilstandsklasse 4 samtidig med, at 50,8 % af de vandløb, som eksperterne oprindeligt klassificerede

som tilstandsklasse 3 vandløb, blev klassificeret som tilstandsklasse 4 vandløb i modellen (Baattrup-Pedersen & Larsen, 2013). På den baggrund vurderes det, at modellens forbedrede mulighed for at prædiktere tilstandsklasse 2 og 3 opvejer den reduktion, der ses i overensstemmelsen inden for tilstandsklasse 4.

**Figur 3.1.1.** Plantemodellens prædiktioner af den mest sandsynlige økologiske tilstandsklasse for vandløbene baseret på sammensætningen af arter samt arternes dækning. Baggrundsfarverne indikerer adskillelsen af de enkelte tilstandsklasser. Rød = tilstandsklasse 1, orange = tilstandsklasse 2, gul = tilstandsklasse 3 og grøn = tilstandsklasse 4.



**Tabel 3.1.1.** Sammenligning af modellens prædiktioner og eksperternes klassificering.

Median (eksperter)	Prædikteret tilstandsklasse (model_fase 2)									
	1		2		3		4		5	
	%	Antal	%	antal	%	antal	%	antal	%	antal
1	13,3	2	60	9	26,7	4	0	0	0	0
2	1,3	4	42,7	135	46,2	146	9,8	31	0	0
3	0,3	2	23,5	156	59,1	392	17,0	113	0	0
4	0	0	16,4	32	48,7	95	34,9	68	0	0

### 3.1.4 Økologisk kvalitetsratio - EQR

Med udgangspunkt i modellens prædiktion for økologisk tilstandsklasse er en økologisk kvalitetsratio udviklet (EQR). Denne er baseret på de sandsynligheder, der fremkommer for tilhørsforhold i de 5 økologiske tilstandsklas-

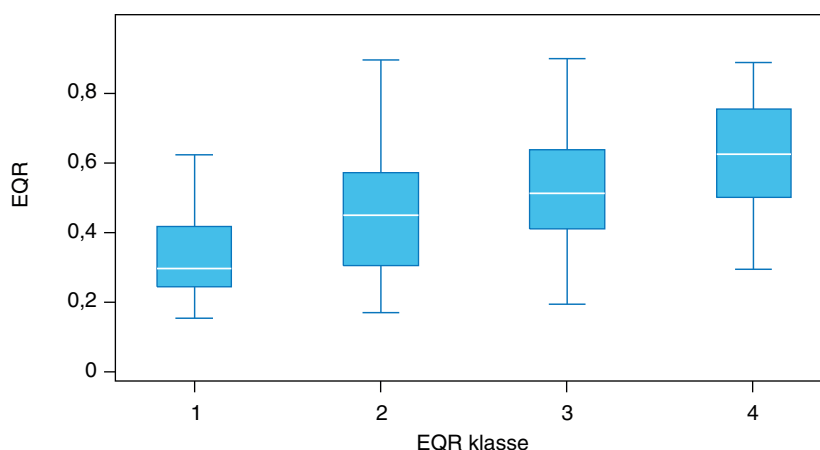
ser ved klassificering af en artsliste med tilhørende dækningsgrader med anvendelse af klassifikationsmodellen. Følgende udtryk er anvendt i beregningen:

$$\text{EQR} = (5 \times P1 + 15 \times P2 + 25 \times P3 + 45 \times P4 + 55 \times P5)/50,$$

hvor P1 angiver sandsynligheden for at tilhøre tilstandsklasse 1, P2 angiver sandsynligheden for at tilhøre tilstandsklasse 2 osv.

Den beregnede EQR værdi stiger som funktion af eksperternes a priori tilstandsfastsættelse, hvilket fremgår af Figur 3.1.2. Modellen er ikke trænet inden for tilstandsklasse 5, og denne indgår derfor ikke i figuren.

**Figur 3.1.2.** Beregnet EQR værdi som funktion af eksperternes a priori tilstandsfastsættelse.



### 3.1.5 Harmoniseret grænsefastsættelse mellem økologiske tilstandsklasser

Der er etableret grænser mellem økologiske tilstandsklasser baseret på EQR værdier. Disse grænser er fastsat i en proces, hvor den her udviklede metode for økologisk tilstandsvurdering ud fra makrofyter er anvendt i en tilstandsvurdering af 800 europæiske vandløb, og denne vurdering er herefter sammenlignet med et gennemsnit af en række europæiske metoder. Grænserne mellem de forskellige tilstandsklasser er harmoniseret, således at grænsefastsættelsen vha. DVPI tilsvarende den europæiske.

Følgende grænser mellem økologiske kvalitetsklasser er anvendt:

høj/god=0,70

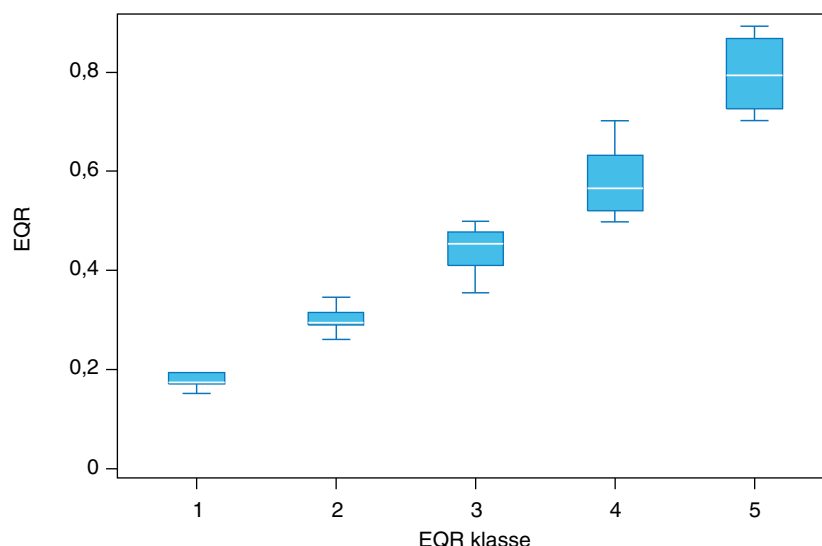
god/moderat=0,50

moderat/ringe=0,35

ringe/dårlig=0,20

Ved at anvende disse grænser på de beregnede EQR værdier fordeler vandløbene sig i alle 5 tilstandsklasser med <1 % i tilstandsklasse 1, 23 % i klasse 2, 25 % i klasse 3, 32 % i klasse 4 og endelig 19 % i klasse 5 (Figur 3.1.3).

**Figur 3.1.3.** Fordeling af beregnede EQR værdier i de 5 tilstandsklasser



Anvendelse af EU-harmoniserede grænser giver anledning til ændringer i graden af overensstemmelse mellem eksperternes klassifikation og de beregnede tilstandsklasser ud fra EQR grænserne (Tabel 3.1.2). Samlet set er der sket en forskydning, således at eksperternes tilstandsfastsættelse generelt ligger lavere end den, der opnås ved anvendelse af de harmoniserede grænser. Ligeledes optræder der også vandløb i tilstandsklasse 5, hvilket er vandløb med en EQR værdi højere end 0,70 med anvendelse af de harmoniserede grænser.

**Tabel 3.1.2.** Graden af overensstemmelse mellem eksperternes klassifikation og de beregnede tilstandsklasser ud fra EQR grænserne.

Median (eksperter)	Tilstandsklasse (harmoniserede EQR-grænser)									
	1		2		3		4		5	
	%	Antal	%	antal	%	antal	%	antal	%	antal
1	13,3	2	60	9	6,7	1	0,1	3	0	0
2	0,9	3	37,7	119	23,4	74	24,1	76	13,9	44
3	0,3	2	17,9	119	29,4	195	35,1	233	17,2	114
4	0	0	13,8	27	12,3	24	36,9	72	36,9	72

### 3.1.6 Afprøvning af planteindeks på 518 nye vandløbsstationer

I Tabel 3.1.3 er angivet resultaterne af en afprøvning af planteindekset på 518 vandløbsstationer. Afprøvningen viser, at 256 (49 %) ud af de 518 stationer enten har god eller høj status, når de interkalibrerede grænser anvendes, mens 262 (51 %) stationer ikke opfylder kravet om mindst god økologisk kvalitet.



**Tabel 3.1.3.** Modellens prædikterede tilstandsklasse og tilstandsklasse fastsat ud fra interkalibrerede grænser.

Prædikteret tilstandsklasse			Interkalibreret tilstandsklasse		
Klasse	Total	Procent	Klasse	Total	Procent
1	4	0,8	1	4	0,8
2	169	32,6	2	142	27,4
3	258	49,8	3	116	22,4
4	87	16,8	4	159	30,7
5			5	97	18,7

### 3.1.7 Fytoplankton og fyto-benthos (bentiske alger)

#### Baggrund

I overvågningen af miljøtilstanden i danske vandløb indgår fytoplankton og bentiske alger ikke som en del af det nuværende overvågningsprogram. Danske vandløb er relativt små og kan derfor ikke opretholde egentlige fytoplanktonpopulationer, og fytoplankton er derfor ikke egnet til brug i miljøovervågningen af vandløb. De bentiske alger er derimod vidt udbredte i vandløb, og det er derfor oplagt at inkludere denne organismegruppe i vurderingen af et vandløbs økologiske kvalitet. Bentiske alger består hovedsageligt af grønalger, rødalger og kiselalger, hvor kiselalger generelt opfattes som de bedste indikatorer for miljøpåvirkning.

Det første seriøse forsøg på at bruge kiselalger som indikatorer for vandkvalitet blev udført allerede i 1908, og i dag bruges kiselalger i miljøovervågningen af vandløb i lande som Sverige, Tyskland og England. Kiselalger er relativt lette at indsamle og artsbestemme ud fra deres kiselstrukturer, hvilket gør dem anvendelige i overvågningssammenhæng. Fra erfaringer i Europa ved man, at artssammensætningen af kiselalger i markant grad bliver påvirket af næringsstofbelastning, belastning med organisk stof, miljøfremmede stoffer, ændret hydrologisk regime og forurening.

#### Danske erfaringer

Kiselalger indsamles ikke i det danske overvågningsprogram, hvilket betyder, at den viden, vi har, er begrænset og udelukkende stammer fra enkelte forskningsprojekter. De eneste større danske projekter er Johansen (2004) og Uhrenholt (2008), der undersøgte kiselalgerens samfundsstruktur i danske vandløb hen over en påvirkningsgradient samt testede eksisterende udenlandske indeks. De to undersøgelser omfattede henholdsvis 24 og 9 vandløb, og i det følgende opsummeres resultaterne herfra.

Begge undersøgelser fandt, at kiselalgerens samfundsstruktur ændrer sig langs en påvirkningsgradient, hvor særligt vandløbenes koncentration af fosfor er en vigtig bestemmende parameter. Derudover har vandløbenes fysiske forhold (særligt substratfordelingen) også stor betydning for artssammensætningen.

Afprøvningen af eksisterende udenlandske kiselalgeindeks viste, at nogle af indeksene korrelerede signifikant med påvirkningsvariable, hvilket indikerer, at de indfanger den påvirkningsgradient, der var i datasættet. Der var stor variation i, hvor godt de enkelte indeks formåede at indfange påvirkninger typiske for danske vandløb, og begge undersøgelser peger således

på, at der er behov for en mere omfattende afprøvning hen over en større påvirkningsgradient.

### Konklusion

Der er behov for at foretage en undersøgelse af mulighederne for benyttelse af kiselalger på et datasæt indeholdende en stor påvirkningsgradient. Denne mulighed eksisterer ikke umiddelbart i Danmark, da kiselalgerne ikke indsamles i overvågningsprogrammet, og der findes derfor ikke tilgængelige data til analyser. Udenlandske erfaringer peger på, at kiselalger er yderst anvendelige til at påvise påvirkninger af vandløb, og det anbefales derfor, at der igangsættes en mere tilbundsående undersøgelse og evt. indsamling af data gennem overvågningsprogrammet.

## 3.2 Fisk

### Indikatorer og indeks

De to anvendte indices vedr. fisk i vandløb, som er testet, er angivet i box 3.2.1.

#### Box 3.2.1 Indikatorer og indeks vedr. fisk i vandløb

##### Det Europæiske Fiskeindeks<sup>+</sup>, der består af følgende indikatorer:

- Ni.O2.Intol: Densiteten af individer, der er intolerante over for en sænkning i vandets O<sub>2</sub> koncentration.
- Ni.Hab.Intol.150: Densiteten af individer over 150 mm, der er intolerante over for habitatforringelser.
- Ric.Rht.Par: Artsrigdom af arter, der kræver rindende vand til formering (rheophilic arter).
- Ni.LITHO: Densiteten af individer, der er lithophile (kræver groft substrat til gydning).

##### Det litauiske fiskeindeks (LZI), der består af følgende indikatorer:

- INTOL\_n %: Andelen af individer af intolerante arter
- INTOL\_sp\_Nb: Antal intolerante arter
- LITH\_n %: Andelen af individer af lithophile arter
- LITH\_sp\_Nb %: Andelen af antal lithophile arter ud af totale antal arter
- TOLE\_n %: Andelen af individer af tolerante arter
- TOLE\_sp\_Nb: Andelen af antal tolerante arter ud af totale antal arter
- RH\_sp\_Nb: Antal af rheophilic arter
- OMNI\_n % Andelen af individer af omnivore arter

### 3.2.1 Baggrund

Fisk spiller en central rolle i vandløbenes økosystemer og er sammen med fugle og pattedyr systemernes toppredator. Fiskene findes i alle typer danske vandløb, men der er klar sammenhæng mellem størrelsen på vandløbet og antallet af arter. Små vandløb nær udspringet er således ofte meget artsfattige, og der forekommer typisk mellem 1-4 forskellige arter, mens der kan forekomme op til omkring 25 forskellige arter på de yderste strækninger af de største vandløb. I små vandløb, der løber direkte i havet, er artsantallet bl.a. særligt begrænset af saltgradienten. Desuden findes en del arter kun i bestemte landsdele og vandsystemer.

Overordnet set er antallet af forekommende arter i danske vandløb relativt lavt (42 hjemmehørende arter), hvilket stiller særlige krav til metoden, hvormed fiskene anvendes til at vurdere den økologiske kvalitet. Et evt. in-

deks skal være i stand til at skelne mellem vandløb med en naturligt artsfattig fiskebestand og vandløb, hvor artssammensætningen er ændret som følge af menneskeskabte påvirkninger.

Vandløbsfiskene er påvirket af en lang række miljøvariable. I danske lavlandsvandløb har spærringer, fysiske forringelser af levesteder og organiske forureninger haft store negative effekter på fiskebestandene. Den organiske forurening er ikke længere et problem i de større vandløb, men kan være det i det mange mindre vandløb. Til gengæld udgør spærringer og dårlige fysiske forhold stadig et problem for vandløbsfiskene i Danmark. Spærringerne forhindrer vandrefisk (særligt laks, ørred og lampretter) i at nå de gydepladser, der findes i vandløbene, men også fiskearter, der foretager vandringer på mindre skala (fx inden for vandløbet), bliver negativt påvirket af spærringer. Udretninger og hårdhændet vedligeholdelse af vandløbene har reduceret mængden af levesteder, og vigtige habitater er mange steder fjernet (fx grusbund, der kræves til reproduktion hos mange fiskearter).

Der er en lang tradition for overvågning af fisk i danske vandløb. Danmarks Fiskeriundersøgelser (DFU, nu DTU Aqua) har siden 1948 undersøgt de fleste danske vandløb flere gange. I perioden 1970-2006 udførte de danske amter mange fiskeundersøgelser i vandløb, og efter vedtagelsen af NOVANA-overvågningsprogrammet har amterne og derefter Miljøministeriet foretaget en systematisk overvågning af fisk i danske vandløb. Gennem NOVANA indsamles data fra 800 landsdækkende stationer i forskellige størrelser af vandløb, hvor der samtidig foretages en ret udførlig registrering af fysiske og kemiske forhold. Fiskene indsamles vha. elektrofiskeri, og bestandene kvantificeres som tætheder af de enkelte arter.

På trods af at der formentlig er lavet 50-100.000 bestandsanalyser i de danske vandløb siden 1948, er vandløbsfiskene kun i meget begrænset omfang forsøgt brugt til en landsdækkende bedømmelse af den økologiske kvalitet i danske vandløb. Nielsen (1997) påviste således, at de naturlige ørredbestande var gået frem på landsplan, i takt med at vandløbenes økologiske tilstand forbedres. Nielsen (1997) foreslog derfor, at man brugte ørreden direkte som en måleenhed for vandløbenes tilstand (miljøindikator). Derudover opstillede Diperink (2003) et forslag til et dansk fiskeindeks.

I USA har man siden 1980'erne anvendt fiskebaserede indeks til vurdering af vandløbenes kvalitet, mens man først langt senere, i forbindelse med Vandrammedirektivet, begyndte at udvikle metoder i Europa. Det er på baggrund af nogle af disse erfaringer, at der i denne rapport foretages en afprøvning af eksisterende udenlandske indeks i danske vandløb. Der tages udgangspunkt i fiskeindeks udviklet i områder, der enten ligger i samme økoregion som Danmark eller i nærtliggende regioner.

### **Beskrivelse af de afprøvede indeks**

Det Europæiske Fiskeindeks (EFI+) er et fælles Europæisk indeks. Dette indeks er et multimetrisk indeks baseret på en prædiktiv model. Modellen forudsiger referencetilstanden ud fra en række a-biotiske variabler fra individuelle stationer og estimerer den økologiske tilstandsklasse ud fra afvigelsen mellem denne referencetilstand og den aktuelle tilstand.

EFI+, der består af to forskellige indices, der hver indeholder to forskellige indikatorer, kan udregnes for to vandløbstyper: Salmonid- eller Cyprinidvandløb (se Tabel 3.2.1). Om det er det ene eller andet indeks, som benyttes,

afhænger af fiskesammensætningen på en given station. Ved beregning af EFI+ gives et forslag til vandløbstype samt en indeksværdi for begge. I de fleste tilfælde er den foreslåede vandløbstype (Salmonid eller Cyprinid) den korrekte, men der kan være tilfælde, hvor det er nødvendigt med en justering. Dette skal gøres manuelt ud fra oplysninger om fiskesamfundet på den pågældende station.

Som det ses af Tabel 3.2.1 indgår tætheder (densiteten) af intolerante arter i beregningen af indeksværdien. Dette er en vigtig egenskab for et indeks til brug i danske vandløb, da tætheden af intolerante arter (særligt ørreden, som stort set findes naturligt over hele landet) er en vigtig indikator for et godt vandløbsmiljø i vandløb med et godt fald (Nielsen 1997).

Der findes tre forskellige versioner af EFI+, der alle potentielt kan adopteres som dansk indeks. EFI+ er den officielle version, EFI+\_mod1 er uden økoregionkorrektur og EFI+\_mod2 er uden økoregion- og vandløbstypekorrektur (Salmonid eller Cyprinid). For danske vandløb er der ingen forskelle mellem EFI+ og EFI+\_mod1, og derfor er kun EFI+ og EFI+\_mod2 afprøvet.

**Tabel 3.2.1.** Tabel fra EFI+ manualen, der viser de to forskellige indices (Salmonid og Cyprinid), som udgør EFI+, samt de 4 indikatorer, der bruges. Se Bilag 5.1.1 for, hvilke arter der er klassificerede som intolerante og tolerante over for habitatforringelser og intolerante og tolerante over for O<sub>2</sub>, samt hvilke arter, der er rheophile og lithophile.

Indeks	Metrics	Beskrivelse
Salmonid	Ni.O2.Intol	Tæthed (antal individer per 100 m <sup>2</sup> ved den første prøvetagning på et prøvetagningssted) af arter, der er intolerante over for iltmangel, altid mere end 6 mg/l O <sub>2</sub> i vandet.
	Ni.Hab.Intol.150	Tæthed (antal individer per 100 m <sup>2</sup> ved den første prøvetagning på et prøvetagningssted) ≤ 150 mm (total længde) af arter, der er intolerante over for habitatforringelser.
Cyprinid	Ric.RH.Par	Artsrigdom (antal individer per 100 m <sup>2</sup> ved den første prøvetagning på et prøvetagningssted) af theopare arter; der kræver et rheophilt reproduktionshabitat, dvs. foretrækker at gyde i strømmende vand.
	Ni.LITHO	Tæthed (antal individer per 100 m <sup>2</sup> ved den første prøvetagning på et prøvetagningssted) af arter, der kræver et lithophilt reproduktionshabitat, dvs. arter, der udelukkende gyder på grus/sten. Deres yngel er fotofobisk.

Det Litauiske Fiskeindeks (LZI) er et multimetrisk indeks baseret på inddeling af fangsten ift. en række forskellige biologiske "traits" (dvs. egenskaber som tolerance over for miljøpåvirkninger, habitatkrav, herunder afhængighed af stensubstrat (lithophili), fødefunktionel gruppe). Alle arter i fangsten fra en station kategoriseres i forhold til disse traits, og andel af intolerante arter, lithophile arter, osv. (Tabel 3.3.2), bruges derefter til at udregne en indeksværdi. Værdien udregnes som forskellen mellem en forudbestemt referenceværdi for hver af de 8 indikatorer og værdien i fangsten. Der skelnes i indekset mellem forskellige vandløbstyper og der inddeles i 5 typer baseret på oplandsareal og vandløbets hældning. LZI indeholder en række metrics, som angivet i Tabel 3.2.2.

**Tabel 3.2.2.** Tabel fra LZI-beskrivelse, der viser de forskellige indikatorer (metrics), der indgår i indekset. Se Bilag 5.1.2 for, hvilke arter der er klassificerede som intolerante, tolerante, rheophile, lithophile og omnivore.

Indikator	Beskrivelse
INTOL_n %	Procentdel af individer af intolerante arter
INTOL_sp_Nb	antal intolerante arter
LITH_n %	procentdel af individer af lithophile arter
LITH_sp_Nb%	procentdel af antal af lithophile arter ud af det totale antal arter
TOLE_n %	procentdel af individer af tolerante arter
TOLE_sp_Nb %	procentdel af antal af tolerante arter ud af det totale antal arter
RH_sp_Nb	antal rheophile arter
OMNI_n %	procentdel af individer af omnivore arter

Som det ses af Tabel 3.2.2, indgår tætheder (densiteten) af arterne ikke direkte i beregningen af indekset. Den indgår dog indirekte, da andelen (%) af intolerante individer ud af den samlede fangst skal udregnes. Dette betyder, at en stigning i antallet af en intolerant art (fx ørreden) normalt vil resultere i en stigning i indekxsværdi (forudsat at tolerante arter ikke stiger tilsvarende i antal, og fordelingen derved forbliver den samme). Dette gælder dog ikke vandløb, hvor der udelukkende forekommer intolerante eller tolerante arter, eller hvor den ene type art er klart dominerende antalsmæssigt. I disse tilfælde vil et fald eller en stigning i tætheder ikke ændre indekxsværdien (se diskussion af vandløb med få arter i et senere afsnit).

Både EFI+, EFI+\_mod2 og LZI er interkalibrerede/godkendt af EU og kan derfor, hvis de viser sig at klassificere danske vandløb tilfredsstillende og være rimeligt korrelerede med relevante miljøvariable, umiddelbart anvendes som dansk fiskeindeks i vandløb.

#### Data anvendt til afprøvning

Fiskedata fra 730 vandløbsstationer indsamlet mellem 2004-2011 (NO-VANA-data) med tilhørende fysiske og kemiske variable for en delmængde af stationerne er anvendt. Disse variable repræsenterer relevante menneskeskabte påvirkninger af danske vandløb og er variable, som det forventes, at vandløbsfiskene vil respondere på, enten negativt eller positivt. Tabel 3.2.3 giver en oversigt over de anvendte påvirkningsvariable. Påvirkningerne er grupperet efter, om de anvendte metrics generelt stiger eller falder med øget menneskeskabt påvirkning.

Tabel 3.2.3 indeholder én variabel, PCA akse 1 score, som ikke er målt, men beregnet ud fra en multivariat analyse af en række miljøvariable. Denne analyse (Principal Component Analysis) grupperer de undersøgte vandløbsstationer i forhold til de miljøvariable og udtrykker resultatet langs et antal rumlige akser. Heraf vil den første akse beskrive den største del af variationen i data. Og de enkelte stationers samlede score langs denne akse udtrykker derfor den integrerede miljøpåvirkning.

**Tabel 3.2.3.** Påvirkningsvariable anvendt i afprøvningen af fiskeindeks.

---

**Variable, der stiger med øget menneskelig påvirkning**

---

- % sanddækning
  - % mudderdækning
  - % omdrift i oplandet
  - BOD<sub>5</sub>
  - Ammonium
  - Nitrat
  - Orthofosfat
  - Total-N
  - Total-P
- 

**Variable, der falder med øget menneskelig påvirkning**

---

- % stendækning
  - % grusdækning
  - % skov i oplandet
  - PCA akse 1 score
  - Dansk Fysisk Indeks
  - DVFI (Dansk vandløbs Fauna Indeks)
- 

Spærringer i vandløbssystemerne har som allerede nævnt i indledningen stor betydning for fiskene, idet de kan påvirke deres gyde- og opvækstmuligheder. For at undersøge, hvordan de beregnede værdier for de afprøvede indeks afhænger af forekomsten af spærringer, er passagemulighederne til hver station angivet i en af tre kategorier: Ingen passage, delvis passage, fuld passage. Disse kategorier er brugt i analyserne.

### 3.2.2 Afprøvning af fiskeindeks

#### 1. Kan indeksene anvendes i vandløb med lavt artsantal?

Udregningerne til EFI+ og LZI sker på baggrund af en analyse af komplette fiskesamfund, og de enkelte indikatorer er baseret på den relative forekomst eller tæthed af forskellige funktionelle grupper af forskellige arter. Det er derfor klart, at sådanne samfundsbaserede indeks ikke er brugbare, når artsrigdommen er lig 1, da det så ikke er muligt at udregne relative forskelle mellem arter. Dette gør sig særligt gældende for LZI, hvor vandløb med kun én art ikke vil ændre indekxsværdi som følge af fald eller stigning i antallet af den pågældende art. I princippet bør den indikator, der udregnes på baggrund af densiteten af intolerante arter i EFI+, kunne anvendes ved kun én art, da værdien vil stige og falde med ændringer i antallet af arten. Det anbefales dog af udviklerne af de to indeks, at disse ikke benyttes, hvis artsrigdommen er meget lav (1-2 arter; EFI+ manual, personlig meddelelse Tomas Virbickas). I denne afprøvning er det derfor besluttet at følge disse anbefalinger, og vandløbsstationer med artsrigdom lavere end 3 er således ikke medtaget i analyserne. Dette efterlader 301 stationer til analyserne.

En artsrigdom på én forekommer naturligt i mange små danske vandløb. I disse vandløb vil et indeks alene baseret på artssammensætning kun kunne påvise en forstyrrelse, hvis denne resulterer i en stigning i antal arter, fx hvis der anlægges en sø, typiske sø-arter indvandrer, og disse herefter spreder sig til vandløbet. Dette er dog et noget "søgt" scenarie og i praksis vanskeligt at kvantificere.

#### 2. Beskrivelse af fiskesamfundene

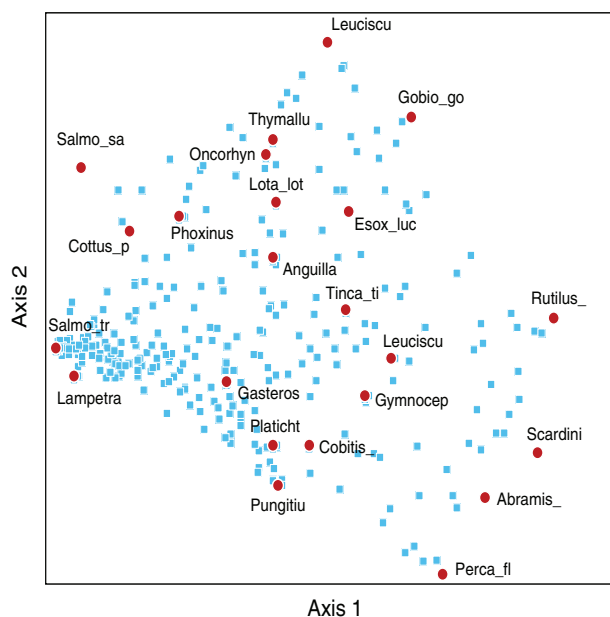
Der er indledningsvist anvendt Detrended Correspondance Analysis (DCA) til at udarbejde en beskrivelse af fiskesamfundene fra de 301 stationer. DCA

er en multivariat statistisk analysemetode, der ud fra artssammensætningen placerer de undersøgte stationer i et fler-dimensionelt rum, i realiteten ud fra en form for multiple regressioner. Ligesom ved PCA udtrykkes den største variation i artsdata langs en førsteakse, den næststørste variation langs 2. akse, og så fremdeles. Normalt vises kun resultatet af analysen for de første to eller tre akser. I sådanne plots har to stationer (punkter), der ligger tæt på hinanden, mange fælles arter, og arterne har sammenlignelige tætheder. Stationernes scorer langs akserne (DCA 1, DCA 2 osv.) kan herefter analyseres i forhold til miljøvariable ved simple korrelationsanalyser.

DCA analysen af de 301 stationer viste, at der sker en ændring i artssammensætningen samt tætheder af arterne langs DCA akserne (Figur 3.2.1). Den første DCA akse repræsenterer en gradient i påvirkningsgraden af vandløbene, hvor de mest påvirkede vandløb er placeret til højre i figuren, da der er negative korrelationer mellem DCA akse 1 og DVFI ( $r = -0,401$ ) Fysisk Indeks ( $r = -0,373$ ), PCA1 ( $r = -0,331$ ), grusdækning ( $r = -0,305$ ) og positive korrelationer mellem DCA akse 1 og BOD<sub>5</sub> ( $r = 0,299$ ), NH<sub>4</sub> ( $r = 0,149$ ). Der er ingen signifikante sammenhænge mellem størrelsesvariable og DCA akse 1 ( $r = 0,007$  for vandløbsbredde og  $r = 0,025$  for oplandsarealet), og DCA akse 1 repræsenterer således ikke en gradient i vandløbenes størrelse. Det gør DCA akse 2 derimod, hvor stationer fra de største vandløb er placeret øverst i Figur 3.2.1, da der er positive korrelationer mellem DCA akse 2 og vandløbsbredde ( $r = 0,231$ ), oplandsareal ( $r = 0,173$ ). DCA akse 2 repræsenterer også til en vis grad en påvirkningsgradient, da andelen af omdrift i oplandet og DVFI korrelerer positivt med denne akse ( $r = 0,259$  og  $r = 0,246$ , henholdsvis).

DCA analysen viser derfor samlet set, at de stationer, der er placeret nederst til højre i Figur 3.2.1, er de mest påvirkede. Fiskesamfundene i disse er dominerede af hundestejler, skaller, aborrer og brasen – alle arter, der er tolerante over for menneskeskabte påvirkninger. Modsat viser DCA analysen, at de mindst påvirkede stationer er placeret til venstre i Figur 3.2.2. I disse er fiskesamfundene dominerede af ørreder, lampretter, elritser og ferskvandsulke – arter, der generelt er intolerante over for menneskeskabte påvirkninger.

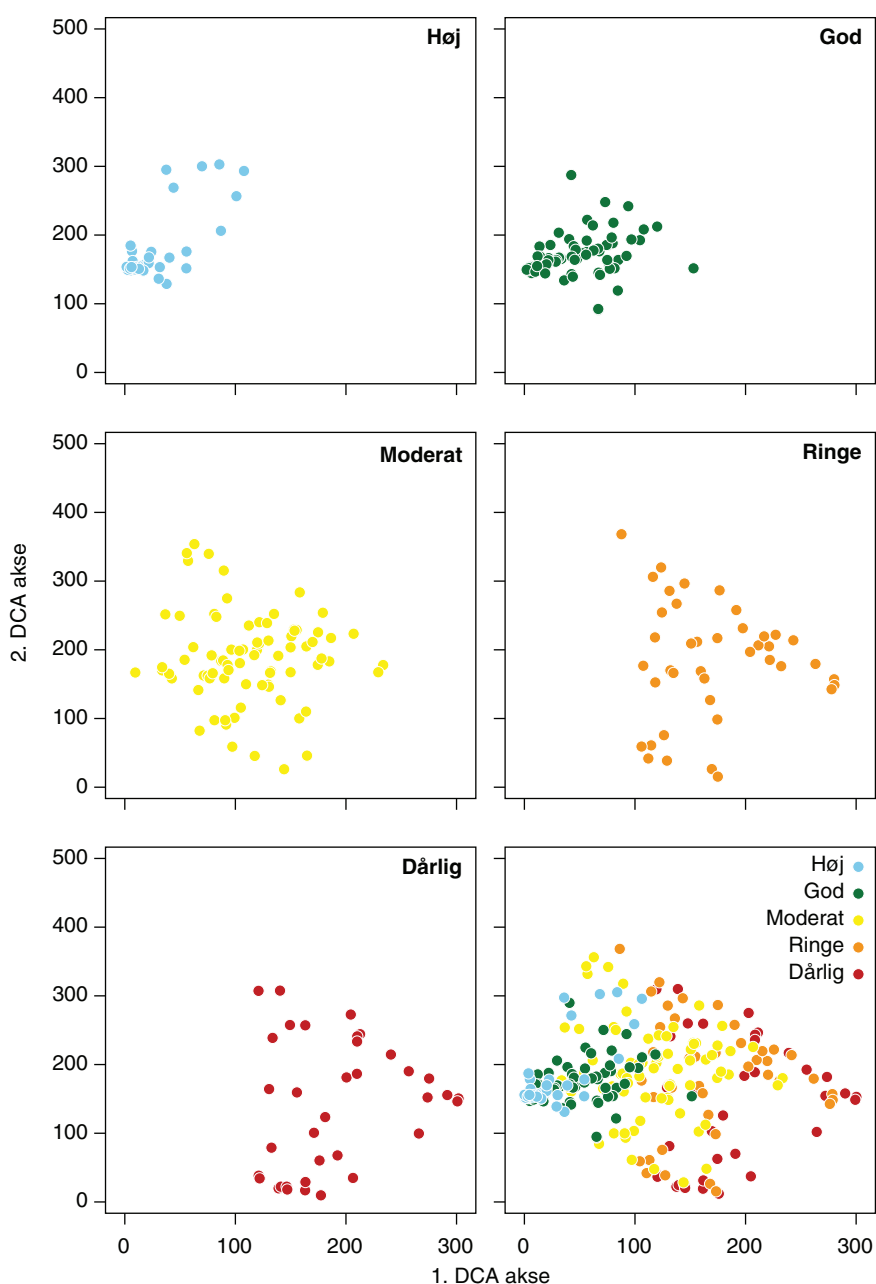
**Figur 3.2.2.** DCA plot der viser fordelingen af stationer i forhold til fiskesammensætningen



### 3. Fordeling af økologiske kvalitetsklasser i forhold til fiskesammensætningen

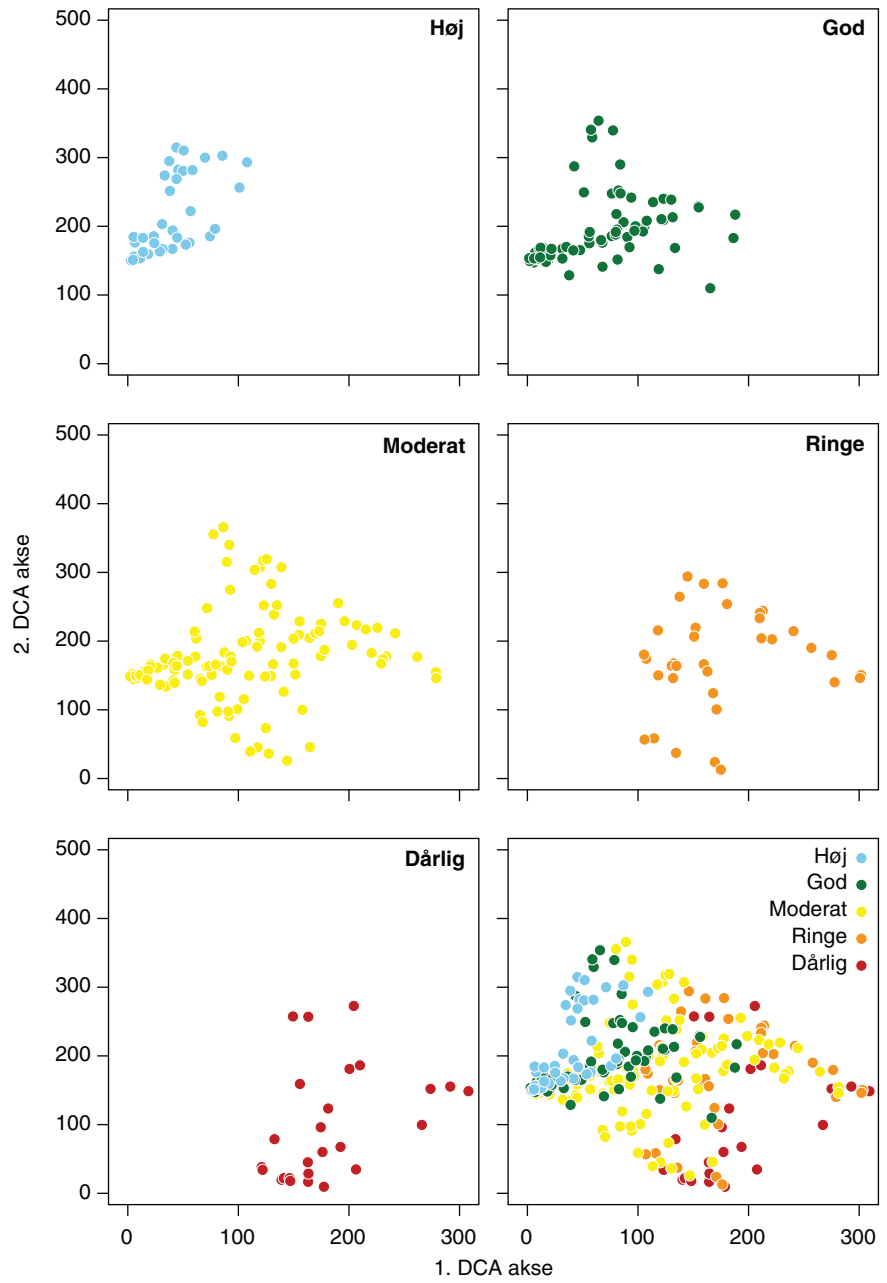
For at vise fordelingen af de 5 økologiske kvalitetsklasser i forhold til arts-sammensætningen er hver af stationerne i DCA plottet markeret med en beregnet indeksværdi omsat til en kvalitetsklasse. Dette er gjort i tre figurer for hhv. de 2 EFI+ versioner og for LZI (Figur 3.2.3-3.2.5). Figureerne viser klart, at for alle tre indeks fordeler kvalitetsklasserne sig som forventeligt i forhold til fiskesammensætningen: Stationer med Høj status er placeret til venstre, mens stationer med Dårlig kvalitet er placeret til højre i figuren (Figur 3.2.5). Samtidigt viser figurerne også, at der særligt for EFI+\_mod2 og EFI+ er stor spredning på fordelingen af de stationer, der har God og Moderat status, mens spredningen for disse to kvalitetsklasser ikke er helt så stor for LZI. Særligt er spredningen mindre langs DCA akse 1, som jo er den akse, der repræsenterer en påvirkningsgradient (se ovenfor). Dette peger på, at LZI er bedst til at adskille mellem stationer med God og Moderat status - hvilket jo er en vigtig egenskab for et indeks.

**Figur 3.2.3.** Fordeling af økologiske kvalitetsklasser i forhold til fiskesammensætningen for EFI+.

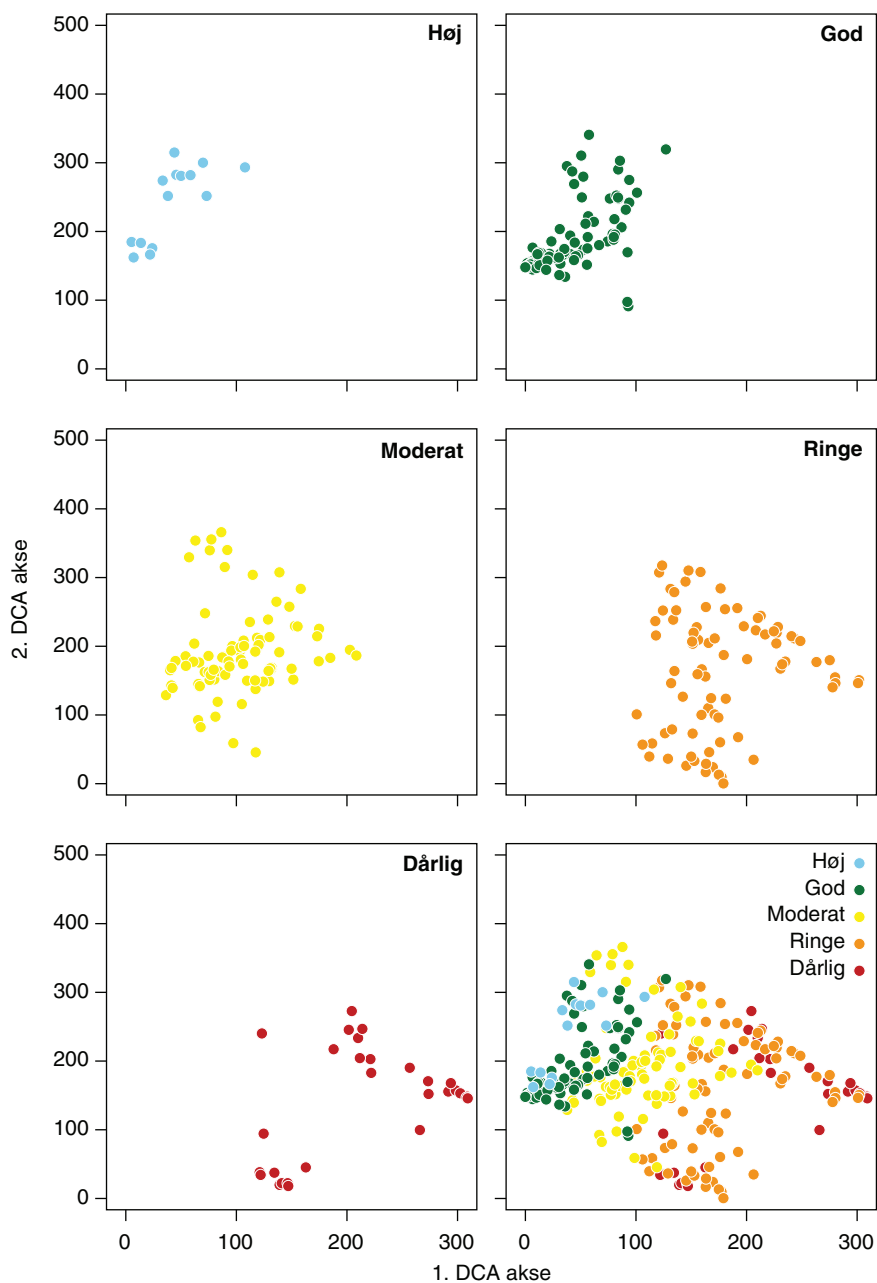




**Figur 3.2.4.** Fordeling af økologiske kvalitetsklasser i forhold til fiskesammensætningen for EFI+\_mod2.



**Figur 3.2.5.** Fordeling af økologiske kvalitetsklasser i forhold til fiskesammensætningen for LZI.



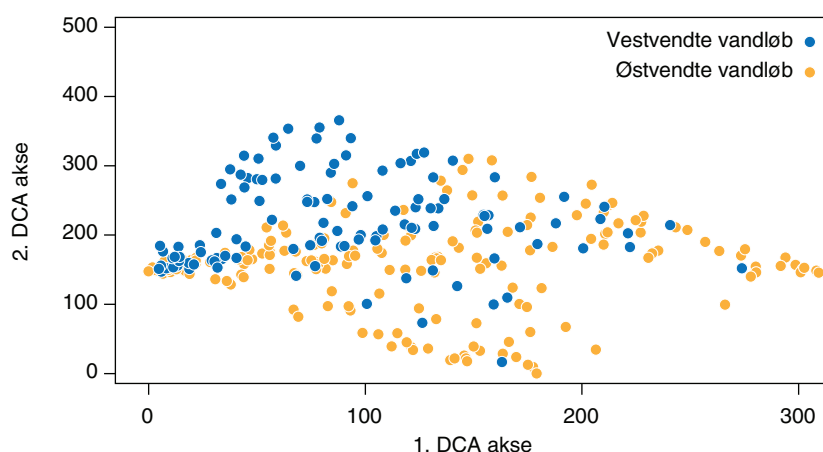
#### 4. Fordeling af indeksværdier mellem vestvendte og østvendte vandløb

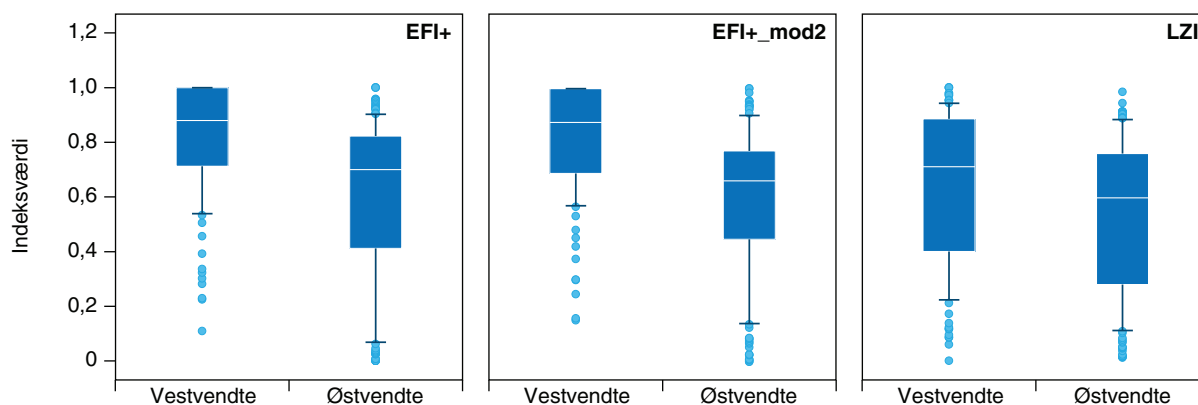
Danske vandløb kan overordnet set inddeles i to grupper: Dem, der løber mod vest fra isstilstandslinjen i Jylland (de vestvendte), og dem, der ligger øst eller nord for denne linje (de østvendte). Denne linje repræsenterer nogle naturgivne forskelle i de fysiske forhold i vandløbene, vandmængder og forekomst af fiskearter. Stalling, strømskalle og finnestribet ferskvandsulk forekommer naturligt kun i de vestvendte vandløb, mens smerling, pigsmerring og til dels rimte kun forekommer i østvendte vandløb. Derudover viser overvågningsdata, at laks og elritse er hyppigere i vestvendte vandløb, mens suder, aborre og skalle er hyppigere i østvendte end i vestvendte vandløb. Der er derfor relevant at undersøge, hvordan indeksværdierne fordeler sig på tværs af isstilstandslinjen.

Figur 3.2.6 viser DCA plottet overlagt vandløbenes geografiske placering. Der ses en tydelig forskydning af vestvendte vandløb mod øverste venstre hjørne, mens de østvendte vandløb fortrinsvis er placeret nederst til højre i figuren. Sammenligner man denne fordeling med fordelingen af de økologiske kvalitetsklasser, er det klart, at de vestvendte vandløb har højere indeksværdier end de østvendte. Dette er bekræftet i Figur 3.2.7, der viser fordelingen af værdierne for de tre indeks i forhold til geografisk placering. For alle tre indeks har de vestvendte en signifikant højere værdi end de østvendte. Ydermere er alle stationer med Høj status lokaliseret i Jylland og med flest i vestvendte vandløb (for alle tre indeks). Der er altså en øst-vest fordeling af kvalitetsklasser på baggrund af vandløbsfisk, hvilket overordnet kan skyldes to ting: For det første er det muligt, at kvaliteten generelt er ringere i Østdanmark end i Vestdanmark. Dette støttes af DVFI data, der viser, at kvaliteten er lavere i vandløb på Sjælland, Lolland og Falster end i resten af landet. For det andet er det muligt, at forskellene er afspejlet i naturgivne forskelle mellem regionerne. Vandløb på Sjælland Lolland og FASTER har lavere fald og mindre vandføring end resten af landet, hvilket påvirker den økologiske tilstand.

Forskellene mellem landsdelene i indeksværdier i denne afprøvning står dog i kontrast til tidligere undersøgelser af ørredtætheder. Nielsen (1997) viste, at vestvendte vandløb generelt har mindre tætheder af ørreder, hvilket i sig selv burde resultere i en lav indeksværdi i de vestvendte vandløb (da antallet af ørreder indgår i indeksene). Der er dog en naturlig forekomst af andre intolerante fiskearter, der også spiller en rolle for indeksværdien. Nogle arter, der kun findes i vestvendte vandløb (laks, stalling og ferskvandsulk, dog ikke strømskalle), er klassificerede som intolerante, og de tæller derfor positivt i de afprøvende indeks, mens de arter, der er hyppige i østvendte vandløb, alle er klassificerede som tolerante og tæller derfor negativt i indeksene. Der er altså vigtigt at inddrage flere (bl.a. zoogeografiske) data samt at analysere, om et fiskeindeks virker lige godt i alle regioner, før det adopteres.

**Figur 3.2.6.** Fordeling af vestvendte og østvendte vandløb i forhold til artssammensætningen.

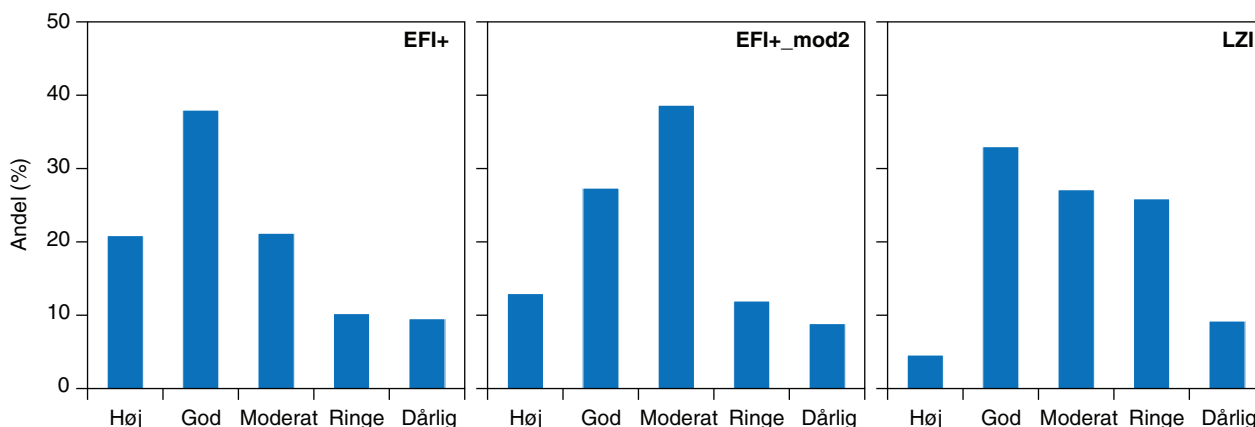




Figur 3.2.7. Boxplot, der viser indekssværdierne for vestvendte og østvendte vandløb.

### 5. Fordeling af de fem kvalitetsklasser ved brug af de forskellige indeks

Der er markant forskel på hvor stor del af stationer, de enkelte indeks klassificerer til de 5 kvalitetsklasser. EFI+ tildelte over 20 % af stationer Høj status, mens dette kun var tilfældet for 4,6 % af stationerne ved brug af LZI (Figur 3.2.8). For Høj + God var også markant højere klassificering for EFI+, hvor 58 % af stationer blev tildelt en af disse to klasser. For de to andre indeks (EFI+\_mod2 og LZI) var den tilsvarende værdi henholdsvis 40 % og 38 % (Figur 3.2.8).



Figur 3.2.8. Fordeling af de 5 økologiske kvalitetsklasser ved de afprøvede indeks.

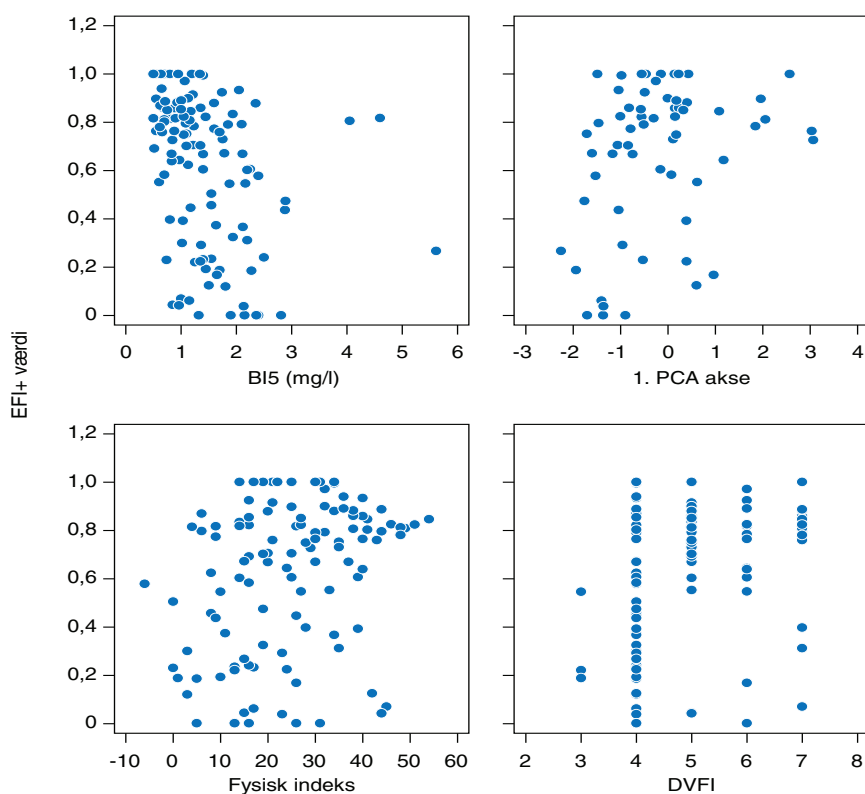
### 6. Sammenhænge mellem indekssværdier og påvirkninger

Evnen hos de forskellige indeks til at afspejle de beskrevne påvirkningsvariable er undersøgt vha. Spearman korrelationer (Tabel 3.2.4). Resultaterne viser, at indekssværdierne fra EFI+ korrelerer negativt med én af de påvirkninger, der stiger med menneskelig påvirkning ( $BOD_5$ ), og positivt med tre påvirkninger, der falder med øget påvirkning (PCA akse 1, Fysisk Indeks og DVFI). Indekssværdierne fra EFI+\_mod2 viser negative korrelationer med én variabel, der stiger med øget påvirkning (BI5), og fire positive sammenhænge med variable, der falder med øget påvirkning (% grus, PCA akse 1, Fysisk Indeks og DVFI). Værdierne fra LZI viser negative korrelationer med fire variable, der stiger med øget påvirkning (% mudder, BI5, ammonium og orthofosfat), og seks, der falder med øget påvirkning (% sten, % grus, % skov i oplandet, PCA akse 1, Fysisk Indeks og DVFI). Indekssværdierne fra LZI viser altså den bedste korrelation med både positive og negative påvirkningsvariable, men flere af korrelationerne er relativt svage. Dette ses tydeligt, når indekssværdierne plottes mod påvirkningsvariablene (Figur 3.2.9-3.2.11).

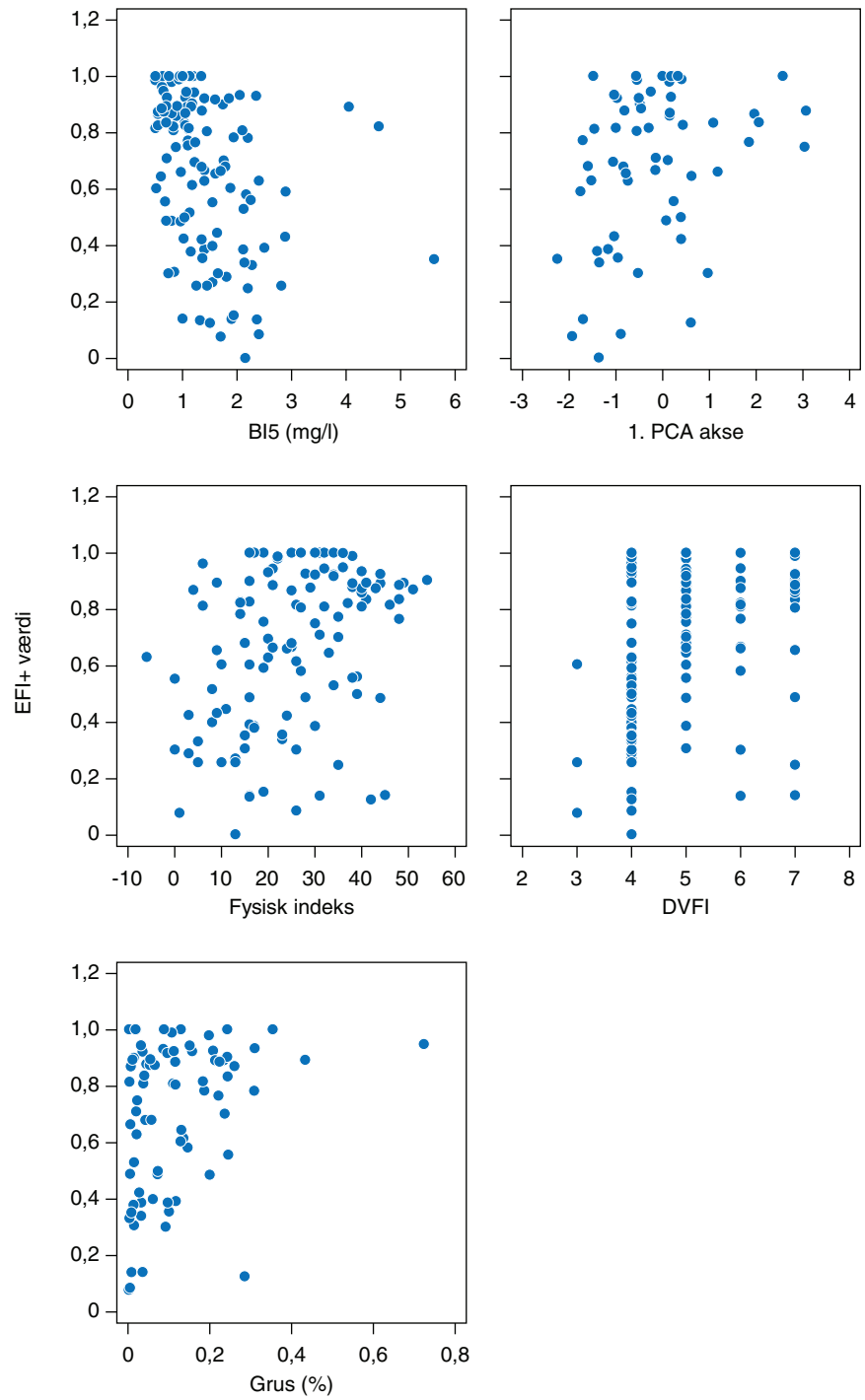
**Tabel 3.2.4.** Spearman korrelations koefficienter (r-værdier) mellem de fire indeks og en række fysiske og kemiske påvirkningsvariable for vandløbsstationer med tre eller flere fiskearter (301 stationer). Fremhævede r-værdier repræsenterer signifikante korrelationer.

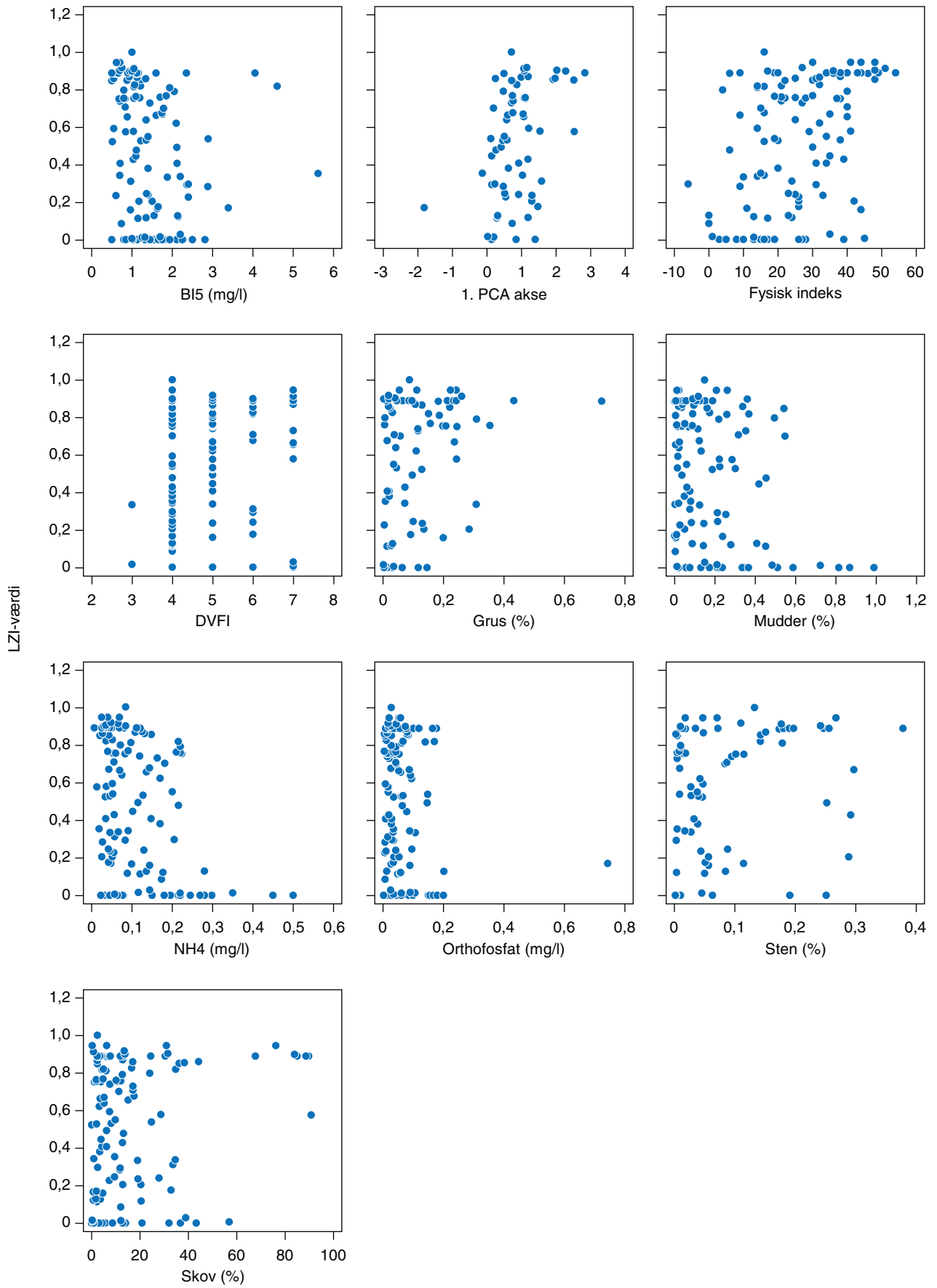
Påvirkning	EFI+	EFI+_mod2	LZI
<b>Variable, der stiger med øget menneskelig påvirkning</b>			
% sanddækning	-	-	-
% mudderdækning	-	-	-0,248
% omdrift i oplandet	-	-	-
BI5	-0,441	-0,433	-0,413
Ammonium	-	-	-0,299
Nitrat	-	-	-
Orthofosfat	-	-	-0,299
Total-N	0,271	0,377	0,354
Total-P	-	-	-
<b>Variable, der falder med øget menneskelig påvirkning</b>			
% stendækning	-	-	0,308
% grusdækning	-	0,280	0,307
% skov i oplandet	-	-	0,212
PCA akse 1	0,288	0,311	0,254
Fysisk Indeks	0,341	0,345	0,452
DVFI	0,348	0,341	0,403

**Figur 2.3.9.** Signifikante sammenhænge mellem EFI+ og påvirkningsvariable.



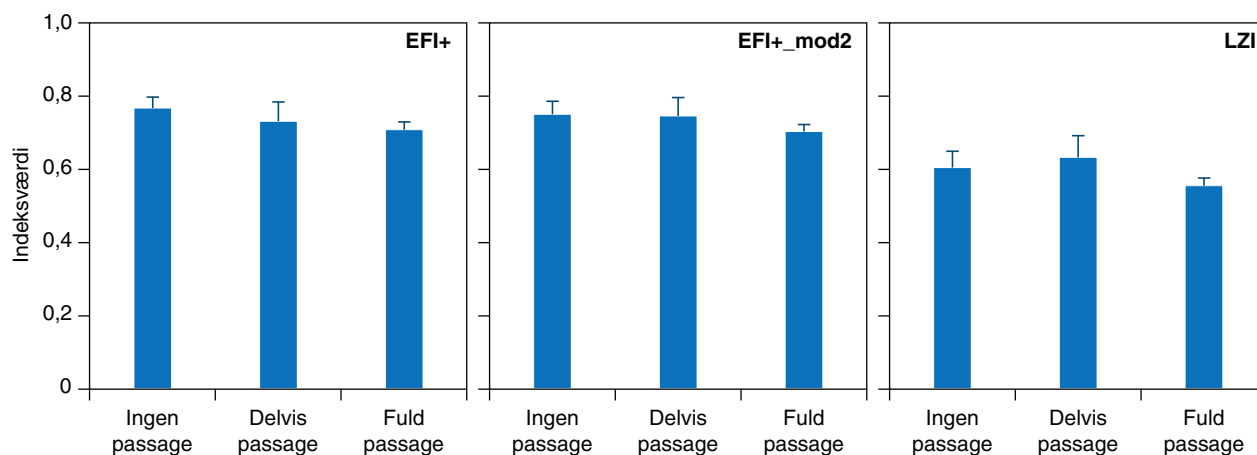
**Figur 3.2.10.** Signifikante sammenhænge mellem EFI+\_mod2 og påvirkningsvariable.





**Figur 3.2.11.** Signifikante sammenhænge mellem LZI og påvirkningsvariable.

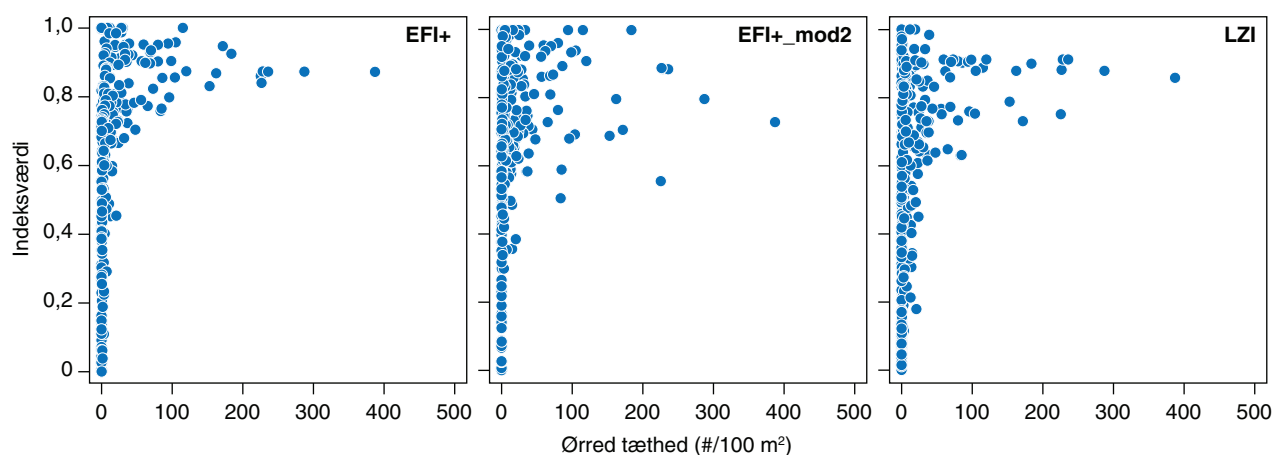
Sammenhænge mellem forekomst af spærringer, der hindrer fiskenes fri vandring i vandløbene, og indeksværdien er vist i Figur 3.2.12. Som det ses, er der ingen forskel i indeksværdier mellem stationer med forskellig grad af passage, hverken for EFI+, EFI+\_mod2 eller LZI ( $P > 0,3$  i alle tilfælde). Dette er i skarp kontrast til forventningerne, da spærringer har stor betydning for fiskene (se diskussion af dette nedenfor).



**Figur 3.2.12.** Gennemsnitlige indeksværdier (med S.E.) for stationer med ingen, delvis eller fuld passage for de tre forskellige fiskeindeks.

### 7. Sammenhæng mellem tætheder (densitet) af intolerante arter (ørred) og indeksværdier

Som nævnt ovenfor, er det vigtigt, at et evt. fiskeindeks kan skelne mellem vandløb med høje og lave tætheder af intolerante arter. For at undersøge dette er sammenhænge mellem indeksværdierne og tætheder af ørred undersøgt. Ørreden er anvendt, da den ikke kan gyde i vandløb med ringe fald og er den hyppigste intolerante art i danske vandløb, og idet dens antal tidligere er anvendt som indikator for miljøkvalitet i vandløb med et godt fald (Nielsen 1997). Sammenhængene er vist i Figur 3.2.13, og der ses en klar sammenhæng mellem tætheder og indeksværdierne. Ved høje ørredtætheder er værdien for alle tre indeks høj, mens den ved relativt lave ørredtætheder kan være både høj eller lav, hvilket skyldes forekomst af andre arter.



**Figur 3.2.13.** Sammenhæng mellem ørredtætheder og værdier for EFI+, EFI+\_mod2 og LZI.



### 3.2.3 Konklusion

Ingen af de afprøvede indeks kan anvendes i vandløb med få fiskearter (én eller to arter). Det anbefales derfor, at der for disse vandløb udvikles et alternativt indeks. Uden et indeks til vurdering af den økologiske kvalitet baseret på fisk vil alle de vandløb, der har få arter, falde uden for den økologiske kvalitetsvurdering. I denne undersøgelse er det 41 % af vandløbene, der kun har én eller to arter. Størstedelen (60 %) af disse er små vandløb (Type 1; 0-2 meters bredde), og da denne type vandløb udgør knap 75 % af den samlede mængde vandløb i Danmark, betyder det, at en meget stor del af Danmarks vandløb ikke kan bedømmes vha. de afprøvede indeks. De små vandløb udgør en stor andel af de danske vandløb og har stor økologisk betydning, bl.a. har mange vandløb med et godt fald naturligt haft (eller har) store naturlige bestande af ørreder. Det vil derfor være meget beklageligt, hvis den økologiske kvalitet i disse vandløb ikke kan vurderes på baggrund af fisk

Et indeks til vandløb med få arter bør baseres på den mest hyppige art i disse vandløb (normalt ørred i vandløb med godt fald). Til dette arbejde kan der tages udgangspunkt i indikatorer omkring densiteten af intolerante arter indeholdt i EFI+, et tidligere udviklet eksempel fra Vejle Amt samt udenlandske erfaringer. Derudover anbefales det at afprøve det svenske fiskeindeks (VIX), da dette ikke er afhængigt af antallet af forekommende arter (personlig meddelelse, Niels Jepsen).

Alle de tre afprøvede indeks formåede at inddele vandløbsstationer med mere end to arter i økologiske kvalitetsklasser, der giver mening i forhold til fiskesammensætningen. Der var således flest stationer med Høj kvalitet, hvis fiskesammensætningen var domineret af intolerante arter (ørred, elritse, ferskvandsulk og lampretter), mens der var flest stationer med Dårlig kvalitet, hvis fiskesammensætningen var domineret af tolerante arter (hundestejler, skalle, aborre og brasen). Et indeks (LZI) gav den bedste fordeling i forhold til de økologiske klasser, hvilket muliggør en lettere adskillelse af stationer med Moderat og God kvalitet. Dette indeks havde også den stærkeste korrelation med artssammensætningen (DCA akse 1).

Alle tre indeks korrelerede signifikant med flere af de anvendte påvirkningsvariable; dog var der markant flere signifikante korrelationer mellem indekssværdierne og påvirkningsvariable for LZI. Korrelationerne mellem indekssværdierne og påvirkningerne var dog generelt lave, og der blev derfor ikke fundet klare sammenhænge mellem påvirkninger og indekssværdien. Årsagen til de svage korrelationer med påvirkningsvariable kan bl.a. skyldes, at kvaliteten af de anvendte oplysninger var for dårlig. Her tænkes særligt på spærringer i vandløbene. Analyserne i denne rapport viser, at der ikke er nogen forskel i indekssværdi mellem vandløb uden, vandløb med delvise spærringer og vandløb med fuldstændige spærringer. Fagligt set vil en effekt af spærringer være forventet og er dokumenteret. Den tilsyneladende manglende betydning af disse skyldes derfor sandsynligvis, at kvaliteten af klassificeringen af de forekommende spærringer er utilstrækkelig eller misvisende. Det er derfor nødvendigt at foretage en yderligere afprøvning af spærringers betydning for indekssværdierne.

Udsætninger af ørreder kan også være en mulig forklaring på de manglende stærke sammenhænge mellem påvirkninger og indekssværdier. Udsætninger er med til at forhøje den økologiske kvalitet i vandløb, da forekomst og høj tæthed af ørreder øger den beregnede værdi i alle de afprøvede indeks. Der

udsættes ørreder i mange forskellige typer af vandløb i Danmark, primært i vandløb, der er eller har været udsat for en relativ høj miljøpåvirkning. Dette er højst sandsynligt medvirkende til de lave korrelationer fundet i denne afprøvning. Det har desværre ikke været muligt inden for rammerne af denne undersøgelse at rense de aktuelle datasæt for sådanne udsætninger af ørreder. Ganske vist er positionerne for udsætningerne kendte, men i hvor stort omfang, de udsatte fisk spreder sig ud fra positionen, er ukendt. De udsatte ørreder kan altså således have stor indflydelse på fiskesammensætningen i store dele af vandløbene, hvori de udsættes, og dermed for den økologiske kvalitet. I det fremtidige arbejde med at færdiggøre et fiskeindeks til danske vandløb er det derfor nødvendigt at foretage en afprøvning med data renset for udsætninger.

Værdierne for alle tre indeks fordelte sig skævt i forhold til stationernes geografiske placering, idet der var signifikant højere indeksværdier for vandløb vest for israndslinjen sammenlignet med vandløb øst herfor. Dette skyldes sandsynligvis en kombination af en højere grad af menneskeskabt miljøpåvirkning i de østlige vandløb, især på øerne, samt naturgivne forskellige landsdelene imellem (begrænset forekomst af visse arter i nogle dele af landet). På baggrund af det sidste er det vigtigt nøje at overveje implementering af et fiskeindeks og evt. foretage justeringer, der muliggør, at vandløb på eksempelvis Sjælland også kan opnå Høj status. Der kan også forventes at kunne findes andre forskelle på landsdele ved en mere grundig analyse. Eksempelvis viste Nielsen (1997), at ørredbestandene i de Bornholmske vandløb, hvor der er klipper og få fiskearter, var langt større end i resten af landet.

Sammenfattende har afprøvningen af de tre indices vist, at de alle er i stand til at inddele vandløbsstationer med forekomst af mere end to arter i økologiske klasser, der i betydende omfang afspejler menneskeskabte påvirkninger. Imidlertid synes det litauiske indeks (LZI) bedst egnet til danske vandløb, der huser mere end to arter. Der bør dog foretages en analyse af spærringers effekt på indeksværdierne og en afprøvning af indekset på et datasæt renset for udsætninger, før den endelige konklusion omkring indeksets anvendelighed i Danmark kan foretages. Der bør ligeledes foretages justeringer, som tager hensyn til naturgivne regionale forskelle i artssammensætningen. Endelig bør der udvikles et alternativt indeks til små vandløb med mindre end to arter, og det svenske indeks bør afprøves under danske forhold.

### **3.3 Makroinvertebrater**

#### **Indikatorer og indeks**

Nuværende samt mulige fremtidige indikatorer er angivet i box 3.3.1.

### Box 3.3.1 Indikatorer og indices for makroinvertebrater i vandløb

#### Indikatorer:

- Specifikke nøglegruppe taxa
- Antal positive diversitetsgrupper
- Antal negative diversitetsgrupper

#### Invertebratindex:

Dansk Vandløbs Fauna Indeks – som er baseret på de ovenfor nævnte indikatorer. Dette indeks er interkalibreret i forhold til et fælles EU-indeks.

Der foreligger derudover forslag til omsætning af DVFI's 7-trins skala af faunaklasser til en kontinuert EQR-skala. Dette forslag mangler imidlertid at blive implementeret fra Miljøministeriets side.

Derudover har det været foreslået at udvikle et makroinvertebratindex specielt beregnet til at afspejle den fysiske kvalitet i vandløb.

### 3.3.1 Baggrund

Makroinvertebrater har gennem adskillige årtier været anvendt ved beskrivelse af miljøkvaliteten i vandløb såvel i Danmark, Europa og andre dele af verden. I Danmark blev de første gang anvendt officielt til dette formål i form af Landbrugsministeriets vejledning (Landbrugsministeriet 1970). Metoden var imidlertid primært udviklet til udskillelse af vandløb, som var stærkt forurenet med organisk stof. En ulempe ved metoden var, at den var relativt subjektiv.

Der blev derfor udviklet et nyt indeks i 1980 som et led i et specialprojekt ved Københavns Universitet. Indekset blev benævnt "Viborg-indekset", fordi datagrundlaget primært stammede fra vandløb i Viborg Amt. Det oprindelige indeks er sidenhen blevet udviklet/modificeret og endelig officielt indført som dansk metode (Dansk Vandløbs Fauna Indeks) i 1998 (Miljøstyrelsen 1998).

### 3.3.2 Status – herunder test af metode

Nærværende projekt omfatter ingen aktiviteter i forhold til dette kvalitets-element. Således er DVFI interkalibreret i forhold til et fælles til formålet sammensat EU-indeks, ligesom der foreligger et forslag fra DMU (nu Bioscience, AU) til beregningsmetode, hvorefter de syv kategoriske klasser (faunaklasser) i DVFI kan omsættes til kontinuerede EQR-værdier. Faunaklasserne fra hidtidige undersøgelser kan således uden vanskelighed omregnes til EQR-værdier. Metoden er beskrevet i en rapport (Naturstyrelsen, upubliceret), som også indeholder forslag til en afgrænsning af de fem Vandrammedirektiv-tilstandsklasser på EQR-skalaen.

## 4 Referencer

Baatrup-Pedersen A., Friberg N., Pedersen M.L., Skriver J., Kronvang B. & Larsen S.E. (2004). Anvendelse af vandrammedirektivet i danske vandløb, faglig rapport fra DMU, nr. 499. Danmarks Miljøundersøgelser.

Baatrup-Pedersen A., Larsen S.E., Moeslund B., Sode, A., Pedersen T., Thomsen A.G., Riis T., Buchwald E., Pedersen M., Bøgestrand J. & Larsen L.M. (2011). Planteindeks på vej i vandløb. *Vand og Jord* 18: 101-103.

Baatrup-Pedersen A. & Larsen S.E. (2013). Udvikling af planteindeks til brug i danske vandløb. Vurdering af økologisk tilstand (fase I). Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 32 s. (in press).

Baatrup-Pedersen, A., Larsen, S.E. & Riis, T. (2013). From expert judgement to supervised classification: A new approach to assess ecological status. *Science of the Total Environment* (in press).

Bjerring R., Johansson L.S., Søndergaard M., Kjeldgaard A., Sortkjær L., Windolf J. & Bøgestrand J. (2012, i trykken). Søer 2011, NOVANA. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.

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

Dieperink, C. (2003). Fisk og naturkvalitet i vandløb. Rapport udarbejdet for Danmarks miljøundersøgelser. WaterFrame. 56 sider.

Hansen L.B., Jørgensen T.B. & Søndergaard M. (2012). Satellitovervågning af søer. *Vand og Jord* 19: 75-78.

Jensen J.P., Søndergaard M., Jeppesen E., Lauridsen T. & Sortkjær, L. (1997). Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 211. 106 s.

Jeppesen E., Søndergaard Ma., Søndergaard Mo. & Christoffersen K. (1997). The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. *Ecological studies* 131. Springer.

Jeppesen E., Jensen J.P., Søndergaard M., Lauridsen T. & Landkildehus F. (2000). Trophic Structure, species richness and biodiversity in Danish lakes. Changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45: 201-218.

Johansen S.K. (2004). Diatoms as Biological Indicators in Danish Lowland Stream. M.Sc.-Thesis. Botanical Institute. Aarhus University.

Kristensen P., Jensen J.P. & Jeppesen E. (1990). Eutrofieringsmodeller for søer. NPo-rapport C9. Miljøministeriet.

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.

- Landbrugsministeriet (1970). Vejledning om fremgangsmåden ved bedømmelse af recipienters forureningsgrad. Landbrugsministeriet, 5 s.
- Liboriussen L., Søndergaard M. & Jeppesen E. (redaktører) (2007). Sørestaurering i Danmark, del II: eksempelsamling. Faglig rapport fra DMU nr. 636.
- Miljøstyrelsen (1998). Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 5, Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen, 39 s.
- Mouthon J. (1993) Lacustrine biological index based on the examination of mollusc communities. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 331: 397-406.
- Nielsen J. (1997). Ørreden som miljøindikator. Miljønyt nr. 24. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen, 51 s.
- Nygaard G. (1945) *Dansk planteplankton*. Gyldendal, Copenhagen. 52 pp.
- Olrik K. (1993). Planteplankton – økologi. Miljøprojekt nr. 243 fra Miljøministeriet.
- Søndergaard M., Jeppesen E., Jensen J.P. (editors), Bradshaw E., Skovgaard H. & Grünfeld S. (2003). Vandrammedirektivet og danske søer. Del 1: Søtyper, referencetilstand og økologiske kvalitetsklasser. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU 475: 140 s.
- Søndergaard M., Jeppesen E., Jensen J.P., Amsinck S.L., Johansson L.S., Bjerling R. & Bradshaw R. (2004). Danske søer og Vandrammedirektivet. Vand & Jord 1: 34-37
- Søndergaard M., Johansson L.S., Jørgensen T.B. & Lauridsen, T.L. (2009). Undervandsplanter som indikatorer for vandkvalitet i søer. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 48 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 734. <http://www.dmu.dk/Pub/FR734.pdf>
- Søndergaard M., Johansson L.S., Lauridsen T.L., Jørgensen T.B., Liboriussen L. & Jeppesen E. (2010). Submerged macrophytes as indicators of the ecological quality of lakes. *Freshwater Biology* 55: 893-908.
- Søndergaard M., Johansson L.S., Lauridsen T.L. & Jeppesen E. (2012, i trykken). Planer for de danske søer. Vand og Jord..
- Søndergaard M., Larsen S.E., Jørgensen T.B. & Jeppesen E. (2011) Using chlorophyll a and cyanobacteria in the ecological classification of lakes. *Ecological Indicators* 11: 1403–1412.
- Trolle D. & Søndergaard M. (2010). Sømodelrapport 2010. Udvikling og anvendelse af empiriske og dynamiske sømodeller. By- og Landskabsstyrelsen, 35 sider.
- Uhrenholt J.K. (2008). Fotoautotrofe komponenters fordeling i vandløb i forhold til lys, størrelsesdimensioner og oplandsudnyttelse. Specialeprojekt. Afdelingen for Plantebiologi. Århus Universitet.

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. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 40: 1-9.

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

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

## 5 Bilag

### Bilag 5.1 Fisk i vandløb

#### Bilag 5.1.1

Species	Habitat	O2		Reproduction_lith	Feeding_omni
	Intolerance	Tolerance	Habitat_rheo		
Abramis brama	TOLE	TOLE			OMNI
Acipenser sturio			RH	LITH	OMNI
Alburnoides bipunctatus		INTOL	RH	LITH	
Alburnus alburnus		TOLE			OMNI
Alosa fallax			RH		
Anguilla anguilla	TOLE	TOLE			
Aspius aspius				LITH	
Barbatula barbatula			RH	LITH	
Barbus barbus			RH	LITH	
Blicca bjoerkna		TOLE			OMNI
Carassius carassius	TOLE	TOLE			OMNI
Carassius gibelio		TOLE			OMNI
Chondrostoma nasus			RH	LITH	
Cobitis taenia	TOLE	TOLE			
Cottus poecilopus	INTOL	INTOL	RH	LITH	
Cyprinus carpio	TOLE	TOLE			OMNI
Esox lucius	TOLE	TOLE			
Gasterosteus aculeatus	TOLE	TOLE			OMNI
Gobio gobio	TOLE	TOLE	RH		
Gymnocephalus cernuus	TOLE	TOLE			
Lampetra fluviatilis	INTOL	INTOL	RH	LITH	
Lampetra planeri	INTOL	INTOL	RH	LITH	
Leucaspis delineatus					OMNI
Leuciscus cephalus			RH	LITH	OMNI
Leuciscus idus	TOLE	TOLE	RH		OMNI
Leuciscus leuciscus	TOLE	TOLE	RH	LITH	OMNI
Lota lota	TOLE	INTOL	RH	LITH	
Misgurnus fossilis					
Perca fluviatilis	TOLE	TOLE			
Perccottus glenii					OMNI
Petromyzon marinus	INTOL	INTOL	RH	LITH	
Phoxinus phoxinus	INTOL	INTOL	RH	LITH	
Pungitius pungitius	TOLE	TOLE			OMNI
Rhodeus sericeus		INTOL			
Rutilus rutilus	TOLE	TOLE			OMNI
Sabanejewia aurata					OMNI
Salmo salar	INTOL	INTOL	RH	LITH	
Salmo trutta	INTOL	INTOL	RH	LITH	
Salmo trutta fario	INTOL	INTOL	RH	LITH	
Sander lucioperca					
Scardinius erythrophthalmus	TOLE	TOLE			OMNI
Silurus glanis					
Thymallus thymallus	INTOL	INTOL	RH	LITH	
Tinca tinca	INTOL	TOLE			OMNI
Vimba vimba			RH	LITH	

## Bilag 5.1.2

Species	Tolerance	Habitat_rheo	Reproduction_lith	Feeding_omni
<i>Abramis brama</i>	TOLE			OMNI
<i>Acipenser sturio</i>		RH	LITH	OMNI
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	INTOL	RH	LITH	
<i>Alburnus alburnus</i>	TOLE			OMNI
<i>Alosa fallax</i>		RH		
<i>Anguilla anguilla</i>	TOLE			
<i>Aspius aspius</i>			LITH	
<i>Barbatula barbatula</i>		RH	LITH	
<i>Barbus barbus</i>		RH	LITH	
<i>Blicca bjoerkna</i>	TOLE			OMNI
<i>Carassius carassius</i>	TOLE	LI		OMNI
<i>Carassius gibelio</i>	TOLE			OMNI
<i>Chondrostoma nasus</i>		RH	LITH	
<i>Cobitis taenia</i>				
<i>Cottus gobio</i>	INTOL	RH	LITH	
<i>Cyprinus carpio</i>	TOLE			OMNI
<i>Esox lucius</i>				
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	TOLE			OMNI
<i>Gobio gobio</i>		RH		
<i>Gymnocephalus cernuus</i>				
<i>Lampetra fluviatilis</i>	INTOL	RH	LITH	
<i>Lampetra planeri</i>	INTOL	RH	LITH	
<i>Leucaspis delineatus</i>				OMNI
<i>Leuciscus cephalus</i>		RH	LITH	OMNI
<i>Leuciscus idus</i>		RH		OMNI
<i>Leuciscus leuciscus</i>		RH	LITH	OMNI
<i>Lota lota</i>			LITH	
<i>Misgurnus fossilis</i>				
<i>Perca fluviatilis</i>	TOLE			
<i>Perccottus glenii</i>				OMNI
<i>Petromyzon marinus</i>	INTOL	RH	LITH	
<i>Phoxinus phoxinus</i>		RH	LITH	
<i>Pungitius pungitius</i>	TOLE			OMNI
<i>Rhodeus sericeus</i>	INTOL			
<i>Rutilus rutilus</i>	TOLE			OMNI
<i>Sabanejewia aurata</i>				OMNI
<i>Salmo salar</i>	INTOL	RH	LITH	
<i>Salmo trutta</i>	INTOL	RH	LITH	
<i>Salmo trutta fario</i>	INTOL	RH	LITH	
<i>Sander lucioperca</i>				
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>				OMNI
<i>Silurus glanis</i>				
<i>Thymallus thymallus</i>	INTOL	RH	LITH	
<i>Tinca tinca</i>	TOLE			OMNI
<i>Vimba vimba</i>		RH	LITH	



*[Tom side]*

# BIOLOGISKE INDIKATORER I DANSKE SØER OG VANDLØB

Vurdering af økologisk kvalitet

Rapporten gennemgår hvordan de fire biologiske kvalitets-  
elementer: fytoplankton, undervandsplanter, bunddyr og  
fisk kan anvendes til at klassificere den økologiske tilstand  
i danske søer og vandløb. For hvert biologisk kvalitets-  
element er der beskrevet og foreslået en række indikatorer,  
som kan anvendes til at beregne et indeks og til udtrykke  
den menneskelige påvirkning

ISBN: 978-87-7156-006-0

ISSN: 2244-9981