



UDVIKLING AF BIOLOGISK INDEKS FOR FYTOBENTHOS I DANSKE SØER

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 324

2019



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

UDVIKLING AF BIOLOGISK INDEKS FOR FYTOBENTHOS I DANSKE SØER

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 324

2019

Liselotte Sander Johansson
Martin Søndergaard
Søren E. Larsen
Rikke Bjerring

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. 324
Titel:	Udvikling af biologisk indeks for fytoplankton i danske søer
Forfattere:	Liselotte Sander Johansson, Martin Søndergaard, Søren E. Larsen & Rikke Bjerring
Institutioner:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Maj 2019
Redaktion afsluttet:	Marts 2019
Faglig kommentering:	Torben L. Lauridsen
Kvalitetssikring, DCE:	Signe Jung-Madsen
Sproglig kvalitetssikring:	Anne Mette Poulsen
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Johansson, L.S., Søndergaard, M., Larsen, S.E. & Bjerring, R. 2019. Udvikling af biologisk indeks for fytoplankton i danske søer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 98 s. - Videnskabelig rapport nr. 324 http://dce2.au.dk/pub/SR324.pdf
Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse	
Sammenfatning:	Fytoplankton (alger, der er fasthæftede til bunden eller andre overflader i vandområder) er ligesom undervandsplanter et element i det biologiske kvalitetselement "Anden akvatisk flora", og skal anvendes ved økologisk klassificering i søer. Som proxy for fytoplankton anvendes ofte bentiske kiselalger, og i denne rapport analyseres forskellige eksisterende kiselalgeindices på data fra danske søer. På baggrund af disse analyser foreslås anvendt det franske indeks, IPS (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique). Ved at anvende et gennemsnit af værdier opnået ved det eksisterende indeks for undervandsplanter og IPS-værdier opnås en bedre relation til fosforkoncentrationen end ved anvendelse af værdier fra de to indices hver for sig. Anvendeligheden af trådalger som proxy for fytoplankton er også undersøgt, men på baggrund af de eksisterende data kan dette ikke anbefales.
Emneord:	Bentiske kiselalger, fytoplankton, økologisk tilstand, søer, vandrammedirektiv
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Martin Søndergaard
ISBN:	978-87-7156-409-9
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	98
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR324.pdf

Indhold

1. Introduktion	5
1.1 Baggrund	5
1.2 Formål	5
2. Databaggrund og analysemetoder	7
2.1 Bentiske kiselalger	7
2.2 Trådalger	8
3. Resultater	9
3.1 Bentiske kiselalger	9
3.2 Trådalger	23
4. Sammenfatning og anbefalinger	30
5. Referencer	32
6. Bilag	35
Bilag 6.1 Oversigt over søer og udvalgte miljøvariable, hvor der er foretaget vegetationsundersøgelser og/eller taget prøver til undersøgelse af bentiske kiselalger	36
Bilag 6.2 Metodebeskrivelse – Oparbejdning af fytabenthos (kiselalger) fra søer	53
Bilag 6.3 Variation på beregning af hvert indeks for de enkelte delprøver inden for hver af søerne	70
Bilag 6.4 Resumé af resultater opnået i 2012 sammenholdt med resultater 2013	72
Bilag 6.5 Resultater af afprøvning af det belgiske indeks PISIAD	73
Bilag 6.6 Udkast til rapport til EU om interkalibrering af IPS- indekset i danske søer	75
Bilag 6.7 Normalisering af EQR-værdier for kiselalgeindekset ved beregning af gennemsnit af EQR-værdier for kiselalger og EQR-værdier for makrofyter	97

[Tom side]

1. Introduktion

1.1 Baggrund

Ifølge EU's vandrammedirektiv skal alle sører, der er omfattet af direktivet, være i mindst "god økologisk tilstand". Til vurdering af den økologiske tilstand er der udvalgt fire biologiske kvalitetselementer, som skal indikere, i hvor høj grad den enkelte sø afviger fra den af mennesket upåvirkede tilstand (referencetilstanden). Ud fra dette skal tilstanden henføres til én af de fem økologiske kvalitetsklasser: høj, god, moderat, ringe eller dårlig. Tilstanden skal udtrykkes ved en værdi ("Ecological Quality Range" – EQR) mellem 0 og 1, hvor referencetilstanden har EQR-værdien 1.

De fire kvalitetselementer for sører er følgende: fytoplankton, anden akvatisk flora, bunddyr (bentisk invertebratafauna) og fisk. For hvert af disse elementer skal der opstilles én-flere indikatorer (metrics), som er egnet til at beskrive påvirkningen af forskellige menneskeskabte miljøfaktorer. Disse indikatorer samles til et indeks, der angiver den økologiske tilstand. Fytobenthos (alle autotrofe alger, der vokser på eller fasthæftet til et substrat eller andre organismer), udgør sammen med de højere vandplanter (makrofyter) kvalitetselementet "anden akvatisk flora", også benævnt "makrofyter og bundvegetation", og er således ikke et selvstændigt kvalitetselement.

Der har hidtil ikke været tradition for at anvende fytobenthos i overvågnings sammenhæng i Danmark, og der er heller ikke fundet eksempler på forskningsresultater fra danske sører, der kan understøtte udviklingen af et indeks. Derimod er der i udlandet inden for de seneste år publiceret en del videnskabelige artikler og rapporter omkring anvendelsen af fytobenthos, for hvilket bentiske kiselalger regnes for at være repræsentativt (f.eks. Kelly et al., 2008; King et al., 2006; Schaumburg et al., 2004, Stenger-Kovács, 2007 og Kahlert et al., 2014) til klassificering af sører. Dette omfatter blandt andet en rapport fra den afsluttede interkalibrering af fytobenthos (Poikane et al., 2014) og en videnskabelig artikel, der bygger på interkalibreringen (Kelly et al., 2014).

Ud over bentiske kiselalger udgør filamentøse makroalger (i senere afsnit kaldet trådalger) også en vigtig del af fytobenthossamfundet i en sø. Filamentøse makroalger er kun anvendt som kvalitetselement i enkelte af i EU's medlemsstater og er ikke så velundersøgt som anvendelsen af bentiske kiselalger. I denne rapport er hovedvægten lagt på de bentiske kiselalger, men potentialet for anvendelse af filamentøse makroalger i danske sører er undersøgt.

1.2 Formål

Formålet med denne rapport er at komme med et forslag til et dansk fytobenthosindeks med henblik på vurdering af den økologiske tilstand (effekter af eurofiering) i danske sører. Fokus er lagt på de bentiske kiselalger, men det er tillige undersøgt, om dækningsgraden af filamentøse makroalger, bestemt i den nationale overvågning af sører i Danmark, kan relateres til miljømæssige variable og dermed vil kunne anvendes som proxy for (kan repræsentere) fytobenthos i sørerne. Endvidere er det et formål at undersøge, om fytobenthos i forhold til makrofyter bringer yderligere væsentlig information om den økologiske tilstand i sørerne. Endelig skal det undersøges, hvordan fytobenthos-

og makrofydtelelementerne evt. kan kombineres til et samlet kvalitetselement. I forlængelse af denne rapport foretages en interkalibrering med det danske kvalitetsindeks og de øvrige EU-medlemsstaters interkalibreringsresultat, som fremgår af EU-Kommissionens interkalibreringsbeslutning af 12. februar 2018. Denne interkalibrering skal sikre, at vurderingen af den økologiske tilstand i en given sø er sammenlignelig på tværs af EU's medlemsstater.

2. Databaggrund og analysemetoder

2.1 Bentiske kiselalger

2.1.1 Databaggrund

Der blev indsamlet prøver af bentiske kiselalger fra vanddækkede tagrørsstængler (i enkelte tilfælde andre planter) fra i alt 105 sører i juli-august 2013, 2014 og 2015. To af sørerne blev undersøgt to gange i perioden. Hver undersøgelse behandles særskilt. Der blev også indsamlet prøver i 2012, men det viste sig, at resultaterne for prøver indsamlet i 2012 og 2013 var tydeligt relateret til det analyselaboratorium, som oparbejdede prøverne (se bilag 6.4). Prøverne fra 2013, 2014 og 2015 er oparbejdet af personer fra samme laboratorium, og det blev besluttet udelukkende at arbejde videre med prøver fra disse år. Alle sørerne var inkluderet i kontrolloervågningen i NOVANA (Naturstyrelsen, 2011). Prøverne blev indsamlet af Miljøstyrelsen (tidligere Naturstyrelsen). Bilag 6.1 giver en oversigt over de sører, hvori der blev taget prøver, og over udvalgte kemiske og fysiske forhold i sørerne. Proceduren for indsamling af prøver er beskrevet i Johansson og Søndergaard (2013); oparbejdning af kiselalgeprøverne er beskrevet i bilag 6.2.

2.1.2 Analysemetoder

Resultaterne fra hver prøve bygger på bestemmelser af minimum 400 enkeltskaller fra kiselalger. I enkelte tilfælde var det ikke muligt at opnå dette tælletal. Bestemmelse og optælling blev foretaget på prøver, der blev renset for organisk materiale og monteret på objektglas. Hver skal blev, hvis muligt, bestemt til art (se procedure i bilag 6.2).

Ved optælling er det sjældent praktisk muligt at ramme præcist 400 individer. For at ensrette resultaterne indbyrdes med andre landes resultater og med de danske resultater, der evt. opnås fremover, blev der foretaget en automatisk randomisering af tælletalene, og kun de 400 ”først registrerede” enkeltskaller efter denne randomisering blev medtaget i det efterfølgende arbejde.

Fra hver sø blev der indsamlet tre prøver med ca. to meters afstand fra hinanden fra den samme lokalitet. Hvor intet andet er angivet, er de anvendte analyser baseret på gennemsnitsværdier af de tre delprøver. I bilag 6.3 er resultaterne af indeksberegninger for de enkelte delprøver angivet.

Resultaterne fra de 105 sører danner baggrund for afprøvning af fire eksisterende indices. Beregninger blev foretaget vha. softwarepakken OMNIDIA 5.5; se nærmere omtale i afsnit 3. Derudover blev der for data fra 2012 og 2013 testet et belgisk indeks – PISIAD, som af flere årsager så lovende ud, men metoden viste sig ikke at være egnet til danske sører. Se bilag 6.5 for en nærmere redegørelse.

2.2 Trådalger

2.2.1 Databaggrund

Der blev anvendt data indsamlet i forbindelse med vegetationsundersøgelser i henhold til NOVANA i årene 2011-2016. Undersøgelserne blev foretaget af Miljøstyrelsen (tidligere Naturstyrelsen) og er beskrevet i Teknisk Anvisning S04 – Vegetationsundersøgelser i sør (Johansson og Lauridsen, 2011). I perioden 2011-2016 er opgørelsen af trådalgedækningen foretaget på et ensartet grundlag. Af tekniske og praktiske årsager blev dækningen af andre plantegrupper end ”filamentøse makroalger” indtil 2015 opgjort som ”trådalger”. Disse grupper omfatter bl.a. arter af søsalat (*Ulva* spp.) og søblomme (*Nostoc* spp.). Forekomster af disse grupper er udeladt i opgørelsen, således at alene de ”filamentøse makroalger” (i denne rapport herefter kaldet trådalger) er behandlet i dette projekt.

Der indgår i alt 522 sører i undersøgelsen. Heraf er 29 sører undersøgt to gange i løbet af perioden. Hver undersøgelse indgår med selvstændige data. Således indgår der i alt 551 undersøgelser (sø-år). Kemiske og fysiske data (koncentration af totalfosfor, totalkvælstof, klorofyl a samt sigtdybde) er tillige indsamlet i henhold til de tekniske anvisninger, der er anvendt i NOVANA. Til sammenstilling med dækningen af trådalgerne er der anvendt gennemsnitsværdier af de kemiske og fysiske data fra sommerperioden (maj-september) fra samme år, som vegetationsundersøgelserne er foretaget. Bilag 6.1 giver en oversigt over de sører, hvori der blev foretaget undersøgelser, og over udvalgte kemiske og fysiske forhold i sørerne. Det skal bemærkes, at der i skrivende stund (marts 2019) foregår en kvalitetssikring af resultaterne for koncentrationerne af totalkvælstof og totalfosfor, da analyserne af disse stoffer kan være fejlbehæftede. Af samme årsag er resultater af målinger af totalkvælstof og totalfosfor fra 2016 udeladt. Når denne kvalitetssikring er afsluttet, må det afgøres, om der skal ske justering af resultaterne.

2.2.2 Beregning af trådalgernes dækningsgrad

Baseret på dækningsgraden af trådalger i de enkelte observationspunkter på de udlagte transekter i vegetationsundersøgelserne beregnes en middeldækningsgrad for hvert dybdeinterval (typisk 1-meters intervaller) i søen. På baggrund af bundarealet i hvert dybdeinterval og dækningsgraden i disse beregnes søens samlede dækningsgrad. Se Johansson og Lauridsen (2011) for detaljer.

3. Resultater

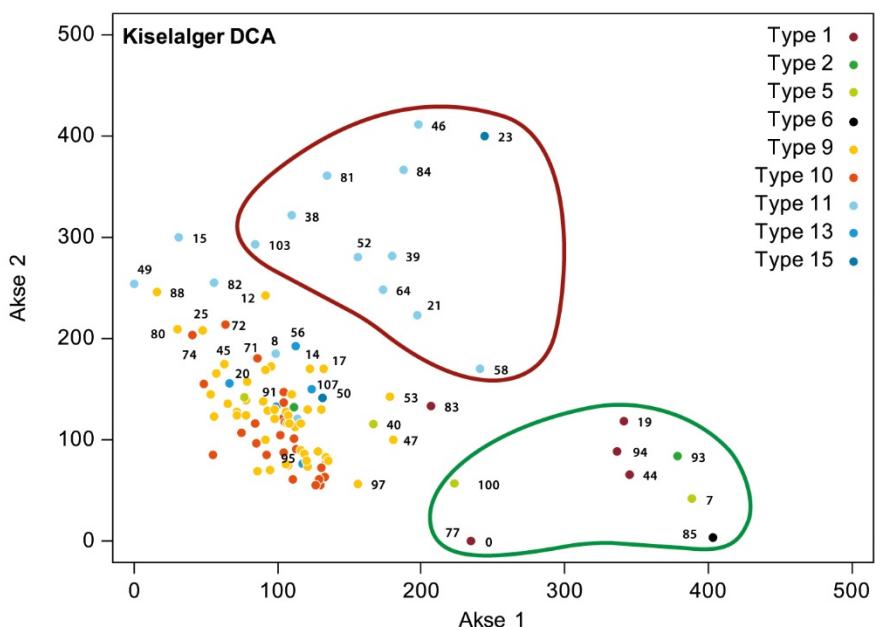
3.1 Bentiske kiselalger

Der blev fundet i alt 354 taxa i de 105 sører. Det gennemsnitlige antal taxa i de enkelte sører varierede mellem 7 og 44.

Overordnet var *Achnanthes minutissima* den hyppigst forekommende art. Den forekom i alle sører, bortset fra to (en brakvandssø og en brunvandet sø), og udgjorde antalsmæssigt mere end 1/3 i 27 sører. Dog var artens forekomst <5 % i 27 af sørerne, heriblandt en stor del af de brakvandssøer, der indgik i undersøgelsen. Arter inden for slægterne *Cocconeis* (*C. placentula* og *C. placentula* var. *euglypta* i hhv. 95 og 96 sører med en maksimal antalsmæssig forekomst på 34-47 % af det totale antal), *Navicula* (*N. cryptotenella* og *N. tripunctata* i hhv. 68 og 96 sører med en maksimal forekomst på 8 og 23 %), *Fragillaria* (fem arter, i 57-87 sører, med en maksimal forekomst på 9-29 %), *Gomphonema* (mindst fire arter i 55-92 sører med en maksimal forekomst på 9-47 %), *Nitzschia* (fem arter i 54-71 sører med maksimal forekomst på 7-46 %) og *Cymbella* (*C. affinis*, *C. microcephala* og *C. silesciaca* i 55-71 sører, 24-40 %) var vidt udbredt, og det samme var arterne *Amphora pediculus* (72 sører med en maksimal forekomst på 12 %) samt *Rhoicosphenia abbreviata* (81 sører med en maksimal forekomst på 38 %). På den anden side var der 244 arter, som havde en maksimal relativ forekomst på <5 %, heraf 162 arter med en maksimal forekomst på <1 % af det totale antal.

Søernes indbyrdes ensartethed eller forskellighed kan illustreres og analyseres ved anvendelse af en "Detrended Correspondance Analysis" (DCA, se figur 3.1). Analysen anvender de bentiske kiselalgers taxonsammensætning, og overordnet tolker man analysens resultat på den måde, at de sører, der på baggrund af kiselalgesammensætningen ligner hinanden, ligger tæt på hinanden i figuren, mens sører med stor forskel i sammensætningen ligger langt fra hinanden. Arter, som forekommer i færre end fem af sørerne, er ikke medtaget i DCA'en.

Figur 3.1. Detrended Correspondance Analysis-plot baseret på arter, der forekommer i mere end fem sører. Tallene henviser til sør-ID-numrene angivet i bilag 6.1. Sører, der ligger inden for den røde ring, er alle brakte (>0,5 %). Sører, der ligger inden for den grønne ring, har alle lav pH-værdi og er lavalkaline (alle <0,1 mmol/l). Bemærk, at ikke alle sører af type 9 eller 10 er markeret med ID-nr.



Figur 3.1 viser en vis opdeling af sørerne på grundlag af artssammensætningen af de bentiske kiselalger. De fleste brakke sører (type 11 og 15), dvs. nr. 21, 23, 38, 39, 46, 52, 58, 64, 81, 84 og 103 (Mellemvæse, Noret, Flade Sø, Flasken, Hop Sø, Nakskov Indrefjord, Skudeløbet, Vejlen, Keldsnor (2015) Kær Vig og Ulvedybet) og til dels også nr. 15, 49 og 82 (Keldsnor (2013), Kås Sø og Ketting Nor) ligger klart adskilt fra de øvrige sører i figuren. De øvrige brakke sører, Ferring Sø, Stadil fjord og Læssø (nr. 8, 26 og 50), ligger mellem de ferske sører, hvilket indikerer, at i disse sører er andre faktorer end saliniteten af større betydning for artssammensætningen.

En anden gruppering ses af de sører, som er lavalkaline og har lave pH-værdier. Det gælder sører af type 1, 2, 5 og 6. Tydeligt adskilt ligger sø nr. 7, 19, 44, 85, 93 og 94 (Estrup Dam, Madum Sø, Holm Sø, Løvenholm Langsø, Ræv Sø og Skånsø), men også sø nr. 77 og 100 (Hornum Sø, som dog har neutral pH, og Tranemose) og til dels nr. 40 og 83 (Førby Sø og Kvie Sø, hvis pH også ligger højere end i de øvrige sører i denne gruppe) ligger mere eller mindre adskilt fra de øvrige ferske sører.

For de øvrige søtyper (nr. 9, 10 og 13), dvs. de alkaline, ferske sører, ses der ingen tydelig gruppering. Søens dybde og farve ser altså ikke ud til at have den store betydning for artssammensætningen af kiselalgerne, så længe pH ligger over ca. 7, og alkaliniteten ligger over 0,2 mmol/l. Det skal dog bemærkes, at prøverne i dette projekt er taget lige under vandoverfladen. Måske ville der være en effekt af dybde og vandets farve, hvis man som substrat havde valgt overflader på eller tæt ved søbunden. Endvidere indgår der kun få brunvandede sører i analysen, så farvetallets betydning er usikker.

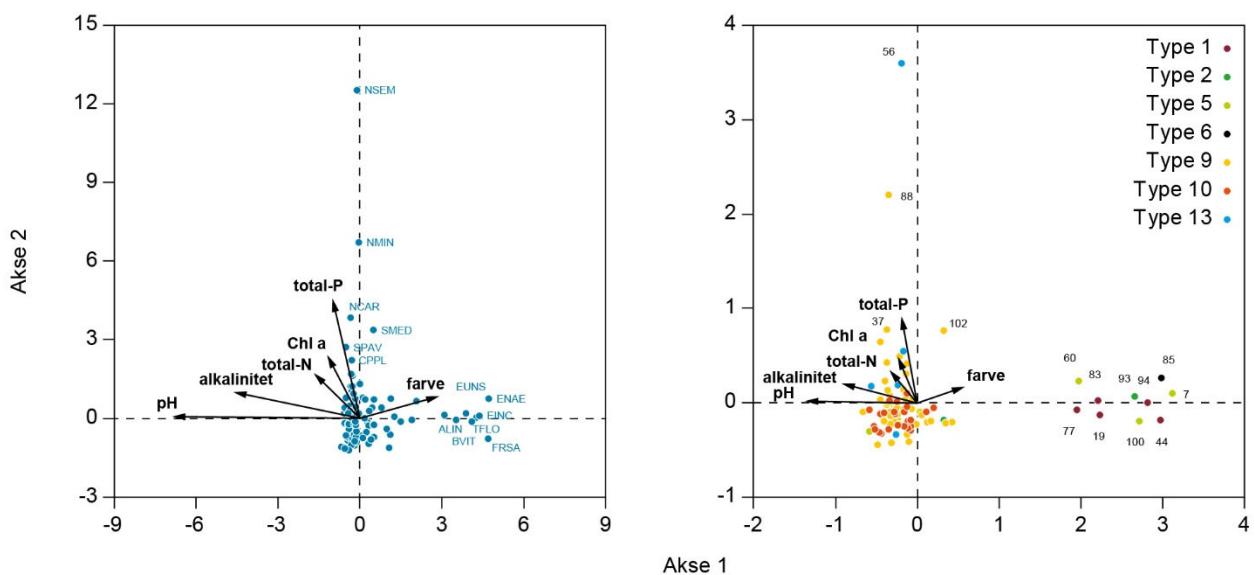
Man skal være opmærksom på, at andre faktorer end de fysisk/kemiske parametre, som her er medtaget i analyserne, kan have en indflydelse på artssammensætningen i kiselalgesamfundet. Nogle taxa er mere tolerante end andre over for f.eks. græsningstryk fra invertebrater, tungmetalforurening eller vandomrøring, (se f.eks. Kelly et al., 2001). Derfor kan der også være ukendte faktorer, der driver grupperingen afbildet i figur 3.1.

3.1.1 Artsforekomst i forhold til miljøvariable

Der er også foretaget en "Canonical Correspondence Analysis" (CCA, se figur 3.2) for at illustrere, i hvor stort et omfang et antal miljøvariable, der er målt i sørerne, kan forklare artssammensætningen. Arter med forekomst i færre end fem sører er ikke medtaget i analysen. Ligeledes er sø nr. 66 (Vestbirk Sø) udeladt, da nogle af de fysiske/kemiske målinger ikke er foretaget i denne sø. Endelig er de brakke sører udeladt, da disse har en artssammensætning, der, som vist ovenfor, er væsentligt anderledes end i de ferske sører.

Tilsammen forklarer de ni miljøvariable 16 % af variationen, når man ser bort fra brakke sører, og 14 %, hvis de brakke sører tages med i analysen. Det er især pH og totalfosfor, som er betydnende for artssammensætningen, hvor pH er mest betydnende for akse 1 og totalfosfor mest betydnende for akse 2.

Betydningen af pH illustreres ved en gradient langs førsteaksesen, hvor især arterne *Eunotia* sp. (EUNS), *Eunotia naegelii* (ENAE), *Eunitia incisa* (EINC), *Ta bellaria flocculosa* (TFLO), (*Frustulia rhomboides* var. *Saxonica* (FRSA), (*Achnanthes linearis* (ALIN) og *Brachysira vitrea* (BVIT) primært forekommer i sører med lav pH, lav alkalinitet og/eller relativt højt farvetal (figur 3.2, venstre). Disse arter er repræsenteret i sørerne længst til højre (nr. 7, 19, 44, 60, 77, 83, 85, 93, 94 og 100 – Estrup Dam, Madum Sø, Holm Sø, Sø 265, Hornum Sø, Kvie Sø, Løvenholm Langsø, Ræv Sø, Skán Sø og Tranemose) i plottet (figur 3.2, højre). Andenaksen repræsenterer en næringsgradient, hvor én eller flere af arterne *Navicula seminulum* (NSEM), *Navicula minima* (NMIN), *Navicula cari* (NCAR), *Stephanodiscus medius* (SMED), *Stephanodiscus parvus* (SPAV) og *Cocconeis placentula* var. *pseudolineata* (CPPL) ligger øverst (figur 3.2, venstre) og findes i højt antal i nogle af de mest næringsrige sører, nr. 56, 88 og 102 (Rugaard Søndersø, Nielstrup Sø og Udbyover Sø, figur 3.2, højre).



Figur 3.2. CCA-plots, baseret på arter. Venstre: Hvert punkt angiver en art (se teksten for de fulde artsnavne). Højre: Hvert punkt angiver en sør (navnene på de enkelte sører fremgår af bilag 6.1). Jo længere vektoren for de enkelte variable er, sammenholdt med, hvor tæt den ligger på 1. og 2. aksen, des større betydning har variablen for kiselalgernes artssammensætning. Hvis man projicerer de enkelte punkters placering vinkelret ned på vektoren (som også skal ses som fortsat i modsat retning i forhold til (0,0)), får man ud fra placeringen af denne projekti on i forhold til centrum i koordinatsystemet et indtryk af, hvor stor en betydning denne variabel har for artssammensætningen i den pågældende sør eller for forekomsten af den pågældende art. Brakte sører er ikke inkluderet.

Både DCA og CCA indikerer, at den totale artssammensætning af de bentiske kiselalger reflekterer de målte kemiske variable, primært totalfosfor og pH i danske sører, samt at i hvert fald nogle af arterne er kendtegnende for visse miljøvariable. Dette giver basis for, at der kan arbejdes videre med indices, der er bygget på næringsstofniveau.

3.1.2 Arternes optimums- og toleranceværdi

Næringsstofindholdets betydning kan også belyses, når de enkelte arters optimums- og toleranceværdi i forhold til totalfosfor udregnes vha. følgende ligning (f.eks. Birks et al., 1990):

$$\text{Optimum (U) afarten } x \text{ i søen } y = \sum_{y=1}^j N_{xy} * P_y / \sum_{y=1}^j N_{xy}$$

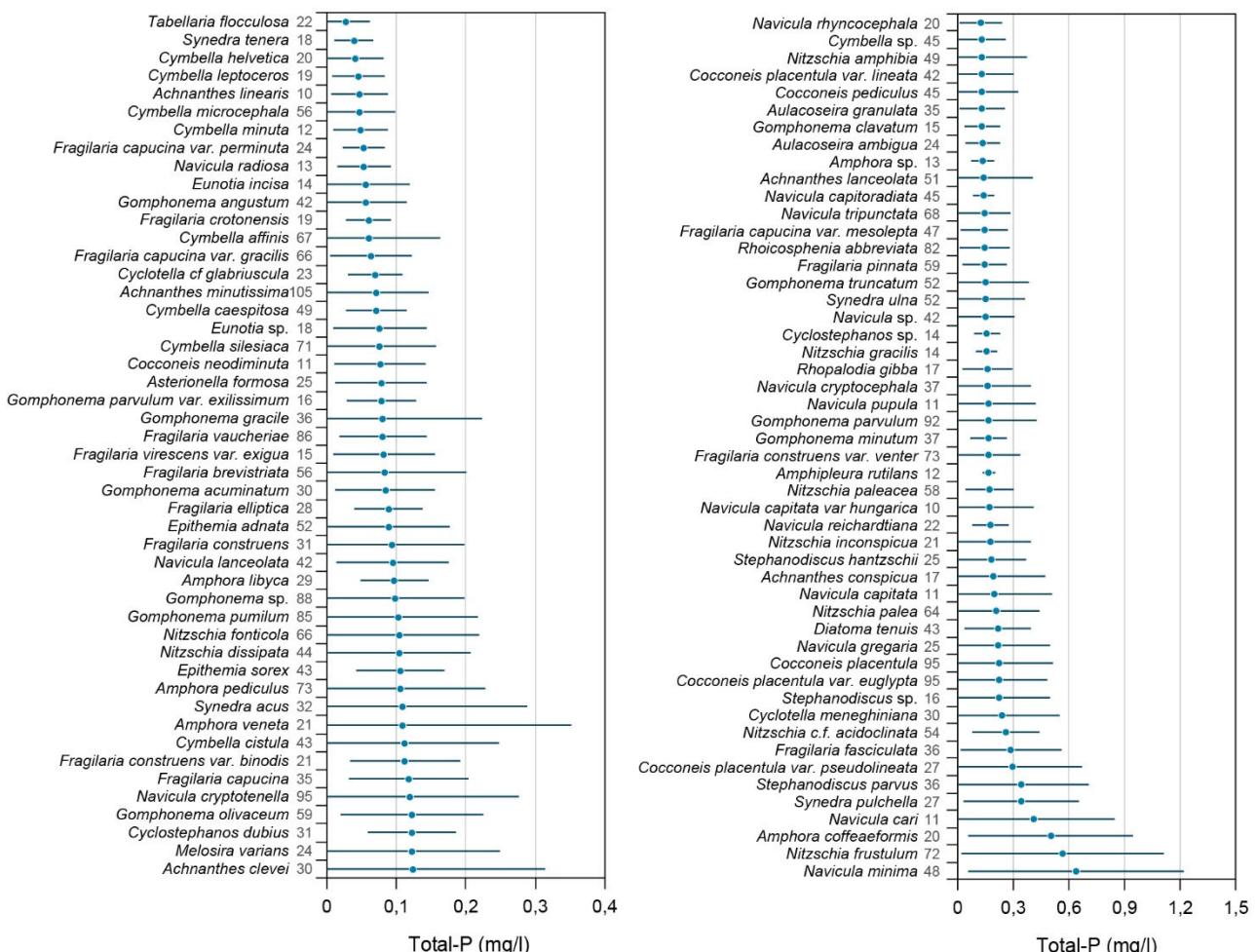
$$\text{Tolerance} = [\sum_{y=1}^j N_{xy} (P-U)^2 / \sum_{y=1}^j N_{xy}]^{1/2}$$

N=forekomst af x i y

P=fosforskonzentration i y

j=antallet af sører.

Mange arter findes over et meget bredt spektrum af totalfosforskonzentrationer, og kun få arter kan siges primært at forekomme ved næringsrige eller næringsfattige forhold (figur 3.3).



Figur 3.3. De enkelte arters optimumsværdier (punkter) og toleranceværdier (linjer udgående fra punkterne) i forhold til sørernes indhold af totalfosfor. Tallet ved de enkelte taxa angiver antallet af sører, hvori de fandtes. Kun taxa, der forekom i mindst 10 sører, er medtaget her. Grafen er opdelt; bemærk forskellig skala på de to delfigurer.

3.1.3 Test af eksisterende kiselalgeindices

I det følgende afprøves fire kiselalgeindices, der alle oprindeligt er udviklet til brug i vandløb. Adskillige studier (Blanco et al., 2004; Novais et al., 2012; Cellamare et al., 2012; Ács et al., 2005; Kahlert et al., 2014) har vist, at de også kan anvendes som indikation for vandkvaliteten i sører. I de fleste tilfælde er dette vist ved at korrelere en indeksværdi til koncentrationen af næringsstoffer og/eller klorofyl *a* i den pågældende sø.

Tre af de indices (IPS, IBD og TID), vi har valgt at afprøve, blev anvendt i forbindelse med EU-interkalibreringen, der blev afholdt i 2013 (Poikane et al., 2014; Kelly et al., 2014). Både IPS (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique, Coste i CEMAGREF 1982) og IBD (Indice Biologique Diatomees; Prygiel and Coste,

1995) og TID (Trophic index, som er brugt som "common metric" i interkalibre-ringen, Rott, 1999) indikerer påvirkning af næringsstoffer og/eller organisk materiale. Et fjerde indeks, TDI (The Trohpic Diatom Index), blev også afprøvet, da det direkte er relateret til fosfor, der generelt anses for at være den væsentligste årsag til eutrofiering i søer og dermed forringelse af vandkvaliteten.

Både IPS, IBD, TID og TDI er i principippet baseret på følgende ligning i Zelinka og Maravan (1961):

$$\frac{\sum A_j * S_j * V_j}{\sum A_j * V_j}$$

Aj=relativ forekomst af arten j, Sj=følsomhedsværdi (jo højere værdi, des højere følsomhed), Vj=indikatorværdi (jo højere værdi, des stærkere indikator; dvs. des smallere er taxonets tolerancebredde over for fosforkoncentrationen).

De enkelte indices adskiller sig ved at have varierende følsomheds- og indikatorværdier og ved at omfatte forskellige registre af taxa (Lecointe et al., 1993). Følsomheds- og indikatorværdierne af de enkelte arter kan være afhængige af det land/område, det pågældende indeks er udviklet i. For at vurdere egnetheden af et indeks skal man derfor relatere det til en kendt faktor, der også afspejler vandkvalitet, f.eks. fosforkoncentrationen.

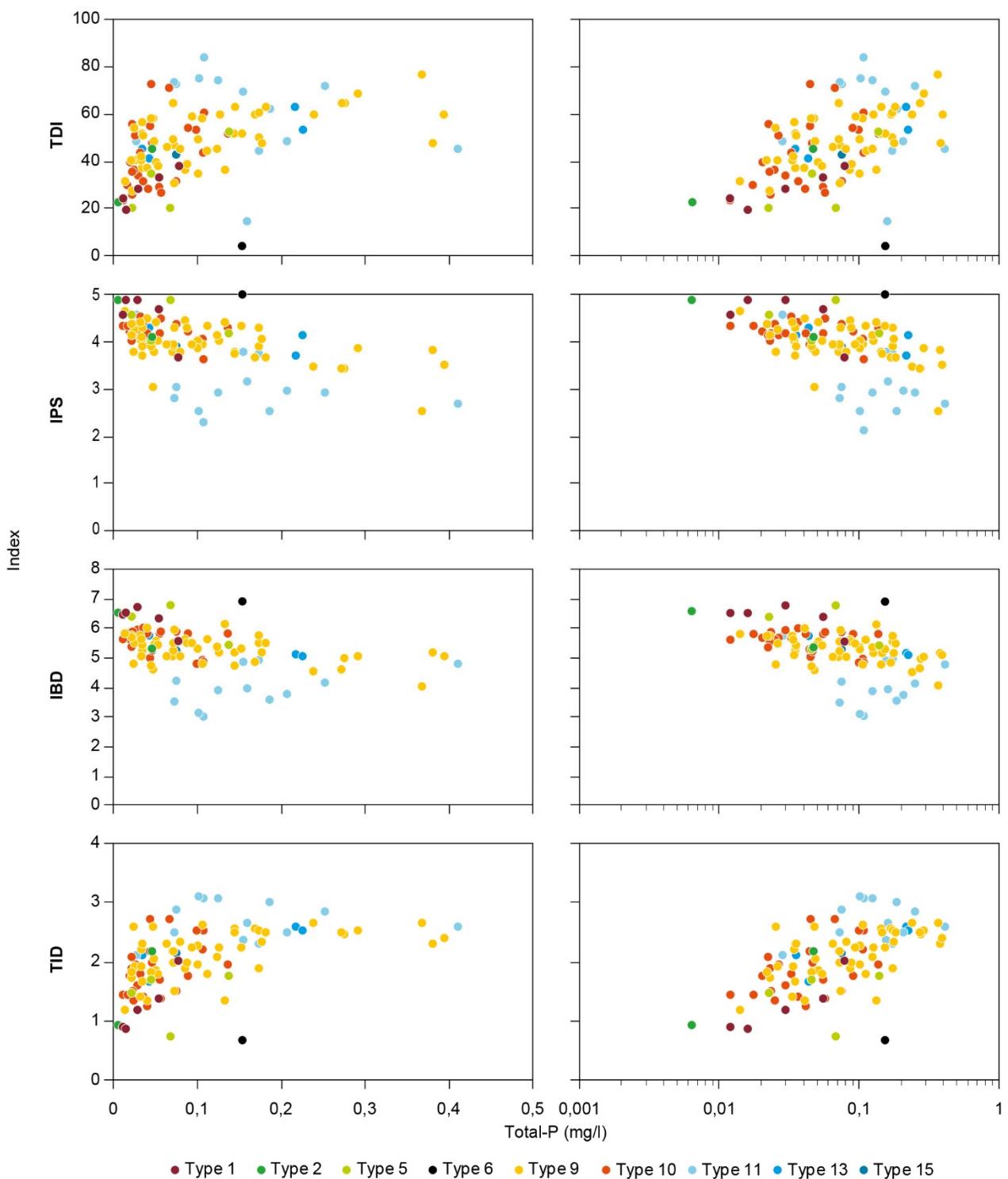
Figur 3.4 angiver resultaterne for udregning af TDI, IPS, IBD og TID som funktion af fosforkoncentrationen i de enkelte søer. Resultaterne er vist som et gennemsnit af de tre delprøver i hver sø. Figur 6.3.1 i bilag 6.3 illustrerer variationen i beregningen af hvert indeks for de enkelte delprøver inden for hver af søerne.

I figur 3.4 er søerne delt op i typer i henhold til Søndergaard et al. (2003). Som det er tilfældet for danske søer generelt, tilhører langt størstedelen type 9 eller type 10 – dvs. alkaline ($>0,2 \text{ mmol/l}$), ikke-brunvandede (farvetal $<60 \text{ mg Pt/l}$), ferske (salinitet $<0,5 \%$) søer. Type 9 og 10 adskilles på middeldybden (henholdsvis under og over 3 m). Andre søer er også repræsenteret i datasættet: Type 1: ikke-alkaline, ikke-brunvandede, ferske, lavvandede søer; Type 2: ikke-alkaline, ikke-brunvandede, ferske, dybe søer; Type 5: ikke-alkaline, brunvandede, ferske, lavvandede søer; Type 6: ikke-alkaline, brunvandede, ferske, dybe søer; Type 11: alkaline, ikke-brunvandede, brakke, lavvandede søer; Type 13: alkaline, brunvandede, ferske, lavvandede søer og Type 15: alkaline, brunvandede, brakke, lavvandede søer.

Artssammensætningen i brakke søer er meget afvigende fra de øvrige søer (se afsnit 3), og de anvendte indices er ikke tilpasset denne type. Derfor udgår søer af type 11 og 15 i de efterfølgende analyser. Det samme gælder type 1, 3, 5 og 13, da vi har vurderet, at datagrundlaget her er for småt (dvs. der er for få søer af hver type, se bilag 6.1).

For søer af type 9 og 10 er der foretaget lineær regression af relationen mellem de enkelte indeksværdier og totalfosforkoncentrationen (tabel 3.2). I tabellen er sammenhængen for søtype 9 og 10 også vist samlet set, da dybden ikke anses for at have nogen betydning i denne sammenhæng, eftersom kiselalge-prøverne er taget i søens littoralzone, lige under vandoverfladen.

Relationer mellem totalfosforkoncentrationen og værdier for de fire valgte indices er alle signifikante ($p < 0,05$), når man analyserer søtype 9 og 10 sammen. Det samme gælder for søtype 9. Når det gælder søtype 10, er det kun TDI og TID, som er signifikant relaterede til fosforkoncentrationen (tabel 3.2).



Figur 3.4. Indeksværdier som funktion af totalfosforkoncentrationen (sommermiddel) for TDI, IPS, IBD og TID. Venstre: lineær x-akse, højre: logaritmisk x-akse. Kun sør med fosforkoncentration $< 0,5 \text{ mg/l}$ er medtaget for at undgå, at relationerne styres af meget næringsrige sører (udelukker fire sører, heraf én af type 9 og ingen af type 10).

Tabel 3.2. Regressionsligninger, R^2 -værdier og p -værdier (hældning) for relationer mellem fosforkoncentration og fire indices for søer af type 9 og type 10 og de to typer tilsammen, vist i figur 3.4.

Indeks	Regressionsligning			R^2			p		
	Type 9	Type 10	Type 9 og 10 tilsammen	Type 9	Type 10	Type 9 og 10 tilsammen	Type 9	Type 10	Type 9 og 10 tilsammen
TDI	$y=66x+42$	$y=170x+34$	$y=75x + 40$	0,33	0,17	0,28	<0,001	0,047	<0,001
IPS	$y=-2,2x+4,2$	$y=-2x+4,3$	$y=-2,3x + 4,2$	0,29	0,10	0,32	<0,001	0,13	<0,001
IBD	$y=-1,9x+5,5$	$y=-4,2x+5,8$	$y=-2,3x + 5,6$	0,20	0,15	0,23	0,002	0,06	<0,001
TID	$y=2x+1,9$	$y=5,7x+1,6$	$y=2,4x + 1,8$	0,26	0,19	0,26	<0,001	0,03	<0,001

Den svagere sammenhæng mellem indeksværdierne og totalfosforkoncentrationen i type 10 end i type 9 kan skyldes, at der ved de lavere fosforkoncentrationer (op til ca. 0,15 mg/l) ikke er så stor variation i indeksværdierne som ved de højere koncentrationer. De dybere søer (type 10) er generelt mere næringsfattige (totalfosforkoncentration højst 0,14 mg/l) end de lavvandede (type 9, hvor lidt over 1/4 af søerne har totalfosforkoncentrationer højere end 0,15 mg/l). De lavvandede søer dækker altså over en større fosforgradient, og det giver også mulighed for at få stærkere sammenhænge, ikke mindst når hældningen er lav. Således reduceres R^2 -værdien til 0,02 for de lavvandede søer, hvis der kun anvendes data med TP koncentrationer under 0,15 mg/l.

3.1.4 Forslag til indeks anvendt på danske søer

Af tabel 3.2 fremgår det, at relationerne mellem de afprøvede indices og fosforkoncentrationer for østype 9 og 10 samlet set alle er statistisk signifikante og ligger med R^2 -værdier mellem 0,23 og 0,32. Bedste forklaringsværdi opnås for IPS, der så vidt vides også er det eneste indeks, hvor der er foretaget sammenligning mellem vandløb og søer i samme område. Et studie foretaget af Kahlert et al. (2014) omfatter svenske søer og viser, at der er forskel på arts-sammensætningen i vandløb og søer, men at IPS er anvendelig i begge typer vandområder. IPS er afprøvet i søer i mange studier i forskellige lande (f.eks. Blanco et al., 2004, Novais et al., 2012; Cellamare et al., 2012, Kahlert et al., 2014), og derudover har IPS den fordel, at det ifølge Novais et al. (2012) er det eneste indeks, der er baseret på alle kendte taxa på arts- og underartsniveau.

Hvis man skal anvende et indeks, der på baggrund af de benthiske kiselager vurderer den økologiske kvalitet i danske søer, ser IPS således ud til at være den bedste af de undersøgte kandidater.

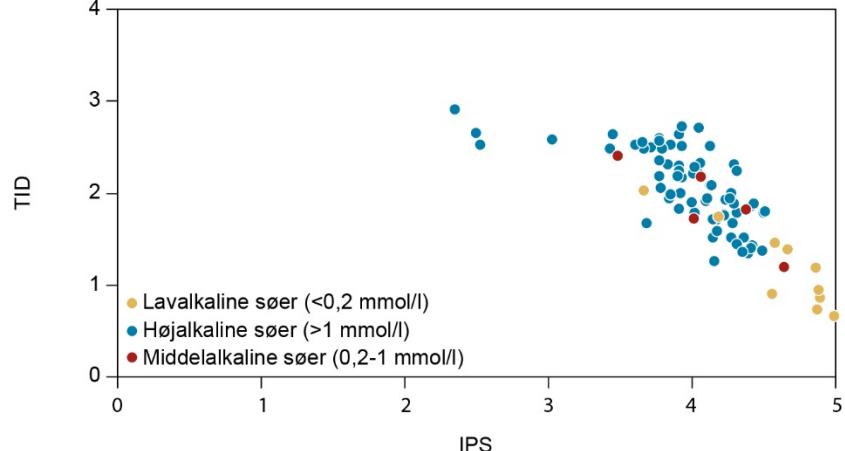
3.1.5 Test af IPS i forhold til EU-retningslinjer

Ved EU-interkalibreringen i 2013 blev TID (Rott et al., 1999) anvendt som "common metric". Der blev anvendt tre hovedtyper af søer inddelt efter alkalinitet, nemlig lavalkaline (alkalinitet <0,2 mmol/L, LA), middelalkaline (alkalinitet 0,2-1 mmol/l, MA) og højalkaline (alkalinitet >1 mmol/l, HA).

For at få et indtryk af, i hvor høj grad TID og IPS anvendt i danske søer kan relateres til hinanden, blev der foretaget en lineær regression mellem de to indices anvendt i de undersøgte søer. Resultatet ses i figur 3.5. Søerne er delt op i de ovennævnte grupper, baseret på alkalinitet. Brakke søer er udeladt af figuren. Der er generelt en stærk og signifikant relation mellem de to sæt af indeksværdier (HA: $R^2=0,46$, $p<0,001$; MA: $R^2=0,79$, $p=0,05$; LA: $R^2=0,79$, $p<0,001$; p -værdier er angivet for hældningen), hvilket indikerer, at resultaterne af anvendelsen af IPS i danske søer er sammenlignelig med resultaterne fra de øvrige lande, der

deltog i interkalibreringen. For de lav- og middelalkaline sører er datamaterialet dog begrænset. Se bilag 6.6 for en nærmere redegørelse for interkalibreringsprocessen. I figur 3.5 ses det, at der kun er få sører med en IPS-værdi under 3. En del af forklaringen på dette er iflg. Kelly et al. (2014), at IPS responderer både på fosfor og organisk stof og at den nederste del af IPS-skalaen særligt repræsenterer forhold med højt organisk indhold, hvilket sjældent ses i sører.

Figur 3.5. Relation mellem TID- og IPS-indeksværdier. Hvert punkt repræsenterer et gennemsnit af tre delprøver fra den enkelte sør. Sørerne er opdelt på baggrund af alkalinitet. Brakke sører er udeladt.



3.1.6 Fastlæggelse af EQR-værdier

Den økologiske kvalitet (EQR, Ecological Quality Ratio) skal udtrykkes på en skala fra 0-1, som angiver graden af forstyrrelse (degradation) i forhold til referencetilstanden ($EQR=1$). Det er vanskeligt at finde uforstyrrede sører i Danmark, og følger man de vandkemiske kriterier for referencetilstanden for danske sører, foreslæbt af Søndergaard et al. (2003), er kun én af sørerne fra datasættet med benthiske kiselalger, Søby Sø (type 9), en mulig kandidat. Der er derfor ikke baggrund for at anvende referencesøer som udgangspunkt for fastsættelsen af de økologiske grænser. I Kelly et al. (2014) angives en række andre kriterier (ingen forurening fra punktkilder, populationstæthed <15 mennesker pr. km^2 , $<0,4\%$ kunstig arealanvendelse ("artificial land use"), $<20\%$ landbrug i oplandet, $<10\%$ kunstig kystlinje, ingen ændringer i søens hydrologi, ingen udsætning af karper og andre bundlevende fisk, intet kommersIELT fiskeri), men vi kan ud fra de foreliggende data ikke vurdere, hvor mange der ville kunne opfylde disse krav.

En alternativ tilgang til at fastsætte afgrænsningen mellem de økologiske grænser kan være at anvende erfaringer fra andre lande, hvor metoder og de økologiske forhold i sører er sammenlignelige med dem i Danmark. I tabel 3.3 vises de interkalibrerede grænser fra højalkaline ($>1 \text{ mmol/l}$) sører i de lande, som deltog i EU-interkalibreringen af fytabenthos (Poikane et al. 2014). I tabellen vises også grænserne udtrykt som IPS-værdier

$$\text{EQR} = (\text{IPS-værdi} - 1)/4.$$

Som det fremgår, varierer den EQR-værdi, der anvendes til afgrænsningen af de økologiske klasse, fra land til land. Eksempelvis varierer god-moderat grænsen mellem 0,55 og 0,76.

I Poikane et al. (2014) er der gjort nærmere rede for, hvordan interkalibreringsprocessen er foregået, og hvordan kvalitetsklasserne er afgrænset, men umiddelbart fremstår Sverige som det mest oplagte land, som Danmark kan sammenligne sig med. I det svenske system har man taget udgangspunkt i

anvendelse af 25 referencesøer og samtidigt også anvendt IPS ved fastsættelse af EQR-værdierne. Mht. indsamling og oparbejdning af prøverne er Sveriges metoder sammenlignelige med de danske.

Tabel 3.3. Interkalibrerede grænser for kvalitetsklasserne for højalkaline sører ($>1 \text{ mmol/l}$) i de sører, der var medtaget i interkalibreringen. (BE=Belgien, DE=Tyskland, HU=Ungarn, IE=Irland, PL=Polen, SE=Sverige, SI=Slovenien, UK=Storbritannien. Efter Poikane et al. 2014). IPS-værdier er vist for de svenske grænser (se teksten).

	BE	DE	HU	IE	PL	SE	SI	UK	IPS-værdi (SE) (skala 1-5)
Reference	1	1	1	1	1	1	1	1	5
Høj/god	0,80	0,80	0,80	0,90	0,91	0,89	0,80	0,92	4,56
God/moderat	0,60	0,55	0,69	0,63	0,76	0,74	0,60	0,70	3,96
Moderat/ringe	0,40	0,33	0,40	0,44	0,40	0,50	0,40	0,46	3
Ringe/dårlig	0,20	0,10	0,20	0,22	0,20	0,25	0,20	0,23	2

De foreslæde grænser i tabel 3.3 dannede grundlag for et forslag til EU-interkalibrering af de danske grænser mellem de økologiske klasser i forhold til den afsluttede interkalibrering, der, som før beskrevet, fandt sted i 2013 (Poikane et al., 2014). Interkalibreringen er udarbejdet i henhold til "Guidance Document No. 30 – Procedure to fit new or updated classification methods to the results of a completed intercalibration excercise" (European Union, 2015). Redegørelsen for interkalibreringen er foretaget i en standardskabelon udgivet af EU og findes i skrivende stund i udkast (vedlagt som bilag 6.6). Interkalibreringen gav anledning til en mindre justering af grænserne mellem de økologiske klasser. Disse grænser er vist i tabel 3.4. Det skal bemærkes, at resultaterne endnu ikke er godkendt i EU, men der forventes ikke at ske ændringer. Når de er godkendt, vil de fremgå på Miljøstyrelsens hjemmeside: <https://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/vandomraadeplaner>.

Tabel 3.4. Forslag til justerede grænser efter interkalibrering jf. European Union (2015).
Nærmere redegørelse for interkalibreringen og justeringerne findes i bilag 6.6.

Reference	Høj/ god	God/ moderat	Moderat/ ringe	Ringe/ dårlig
IPS-værdi	5	4,65	4,05	3,37
EQR-værdi	1	0,91	0,76	0,59

Det foreslås, at man i Danmark indtil videre (se nedenfor) anvender de interkalibrerede grænser for indeksværdierne (tabel 3.4), som bygger på de svenske grænser mellem de forskellige økologiske klasser for søtyperne 9 og 10.

I forlængelse af dette projekt ville det, hvis muligt, være optimalt at udvælge et antal sører i Danmark, som kan tjene som referencesøer, således at grænserne i tabel 3.4 kunne finjusteres i forhold til danske forhold.

3.1.7 Sammenligning af indeks for makrofyter og fytoplenthos

Makrofyter og fytoplenthos er beskrevet som et samlet kvalitetselement i vandrammedirektivet, men der er ikke mange eksempler på, hvordan de to delkvalitetselementer spiller sammen, og hvordan man evt. kombinerer de to delelementer, hvis man har data fra begge.

Det eneste eksempel, der integrerer de to delelementer, så de tilsammen udgør kvalitetselementet "Anden akvatisk flora", synes at være fra tyske sører, beskrevet i Schaumburg et al. (2004). Her består indekset for kiselalgerne (fytobenthos) af to metrics; ét, der angiver forholdet mellem "referencetilstandsindikatorer" og "degraderingsindikatorer", og et trofisk indeks, der bygger på de enkelte arters indikator- og følsomhedsværdi (som beskrevet for de i denne rapport afprøvede indices). Det samlede indeks for kiselalger udregnes derefter som et gennemsnit af disse metrics. Makrofytindekset bygger på forholdet af forekomsten af arter, der har høj forekomst i referencetilstanden, arter, der sjældent findes i referencetilstanden, og arter, der ikke viser præference for hverken referencetilstand eller ikke-referencetilstand. Placering af både kiselalge- og makrofyarter i disse grupperinger er specifik for de enkelte søtyper. Kiselalgeindekset og makrofytindekset skaleres, så deres værdier er sammenlignelige, og der tages et gennemsnit af de to resultater – de to indices vægtes således lige i det endelige indeks for "anden akvatisk flora".

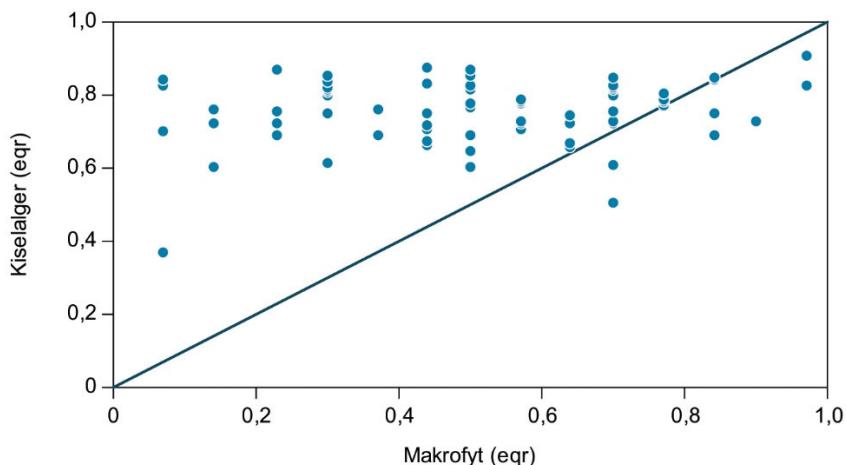
Det er ikke umiddelbart muligt at overføre denne metode direkte til danske sører, da de søtyper, der anvendes i Tyskland, ikke kan "oversættes" direkte til de danske. Desuden vurderes det danske datamateriale for kiselalger endnu at være for lille til at kunne tildele de enkelte arter indikator- og følsomhedsindikatorer, baseret på danske forhold, som man gør i det tyske indeks.

I interkalibreringsrapporten af Poikane et al. (2014) nævnes det, at det er muligt at vurdere den økologiske kvalitet baseret på elementet "anden akvatisk flora" på baggrund af enten makrofyter eller fytobenthos (her repræsenteret ved bentske kiselalger) alene. Det skal dog kunne dokumenteres, at de to delelementer giver sammenlignelige resultater.

For at undersøge, hvor sammenlignelige de to indices baseret på henholdsvis makrofyter og bentske kiselalger er i danske sører, har vi analyseret data for sørerne af type 9 og 10. Beregningen af makrofytindekset er foretaget efter Søndergaard et al. (2013), mens indekset baseret på bentske kiselalger er foretaget efter metoden foreslået i denne rapport.

Resultaterne fremgår af figur 3.6, der viser en sammenligning for hver enkelt sør mellem den beregnede EQR-værdi for henholdsvis makrofyter og bentske kiselalger. Som det ses af figuren, er der ikke nogen signifikant sammenhæng mellem de to værdier ($R^2=0,03$, $p=0,2$). I forhold til 1:1 linjen giver kiselalgeindekset generelt en højere EQR-værdi ved lav eller middel makrofyt EQR-værdi og omvendt en lavere værdi ved høj makrofyt EQR-værdi. Dermed vil anvendelse af bentske kiselalger til økologisk klassificering generelt være mindre restriktiv end ved anvendelse af makrofyter, hvor makrofytindekset er under 0,7, og mere restriktiv, hvis makrofytindekset er over 0,7. Det ses af figuren, at der ikke findes mange værdier med en EQR-værdi for kiselalger, der ligger under 0,6. Samme fænomen ses også i Kahlert et al. (2014) og for de finske resultater i Poikane et al. (2014), hvor det primært er den øverste del af IPS-skalaen, der er i spil. Se også tidligere omtale i afsnit 3.1.5.

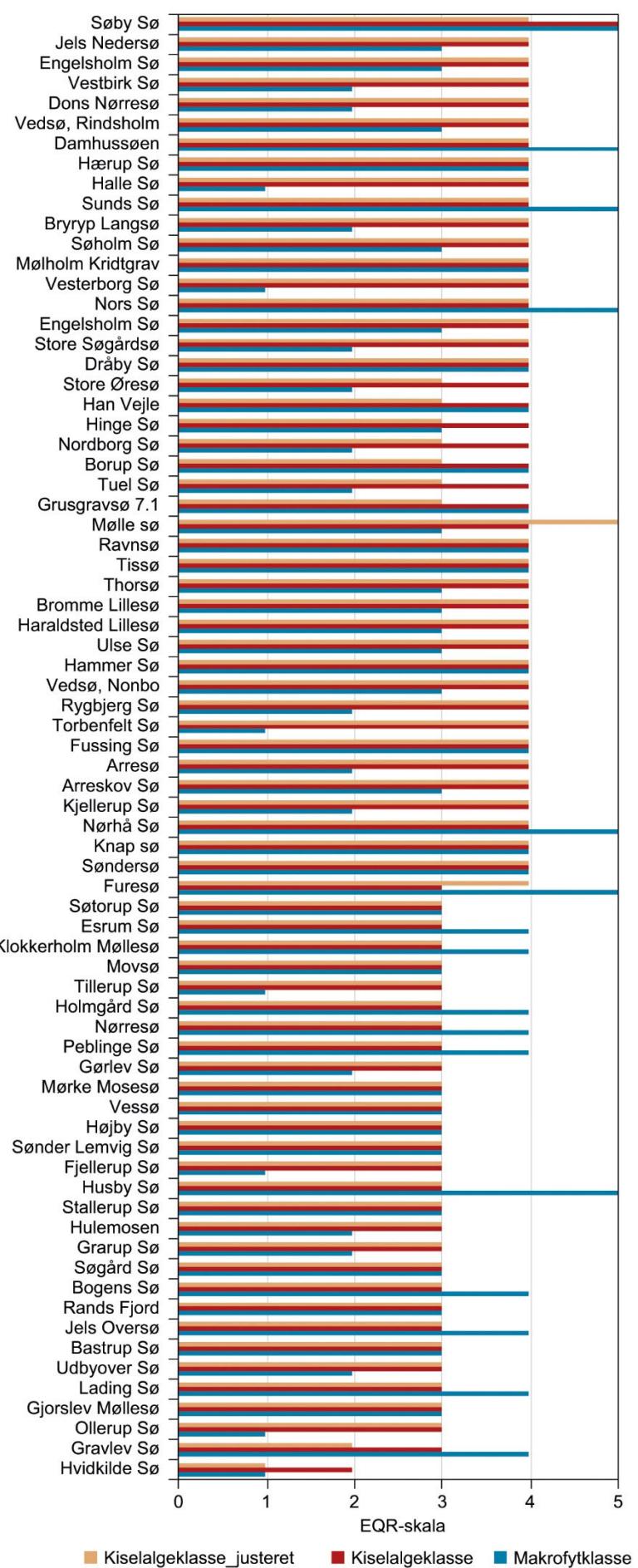
Figur 3.6. EQR-værdi beregnet på baggrund af benthiske kiselalger som funktion af EQR for makrofyter for sører af type 9 og 10. Hvert punkt repræsenterer en sø. For de benthiske kiselalger er der taget gennemsnit af tre delprøver. Bemærk, at der er forskellige grænser for de økologiske klasser ved anvendelse af henholdsvis makrofyter og kiselalger.



Figur 3.7 viser en oversigt over den økologiske klasse for de enkelte sører af type 9 og 10 i datasættet, vurderet på baggrund af de to delkvalitetselementer. Af figuren fremgår det, at interkalibreringen og de efterfølgende justerede grænser mellem de økologiske klasser for otte af sørerne fører til et fald på en enkelt tilstandsklasse. Søndersø, Knap Sø, Nørhå Sø, Kjellerup Sø, Arreskov Sø og Arresø "falder" én tilstandsklasse fra "god" til "moderat", Gravlev Sø fra "moderat" til "dårlig" og Hvidkilde Sø fra "dårlig" til "ringe". I mange sører giver de to indices samme klasse, men der er også rigtig mange sører, hvor dette ikke er tilfældet. Således er der for 18 af de 74 sører en forskel på to eller flere kvalitetsklasser. I 26 sører (efter justering af grænserne er tallet 23) opnås klassen "god" eller "høj" for kiselalger, men lavere end "god", hvis man anvender makrofytindekset alene. Omvendt opnår man klassen "god" eller "høj" ved anvendelse af makrofytindekset alene og mindre end "god" ved anvendelse af kiselalger alene i 11 sører (14 sører efter justering af grænserne). Man kan altså ikke ud fra vores datamateriale dokumentere, at de to delelementer giver sammenlignelige resultater, som krævet i Poikane et al. (2014), hvis man kun vil anvende det ene af de to delelementer til at vurdere den økologiske klasse på baggrund af kvalitetselementet "anden akvatisk flora".

I nogle tilfælde har makrofytindekset en noget lavere værdi, end man ville forvente ved det givne næringsstofniveau. Som eksempler er der i tabel 3.5 vist seks sører med et relativt lavt næringsstofniveau, samtidig med at dækningsgraden (lavvandede sører, type 9) eller dybdegrænsen (dybe sører, type 10) også ligger på et lavt niveau. Det kan ikke afgøres, hvorfor makrofytindekset giver en lav værdi i disse sører. En forklaring kan være, at der findes bundforhold, som ikke er gunstige for vegetation, f.eks. blød eller hård bund eller stejle bundskrænter. En anden forklaring kunne være, at sørernes makrofytsamfund endnu ikke har tilpasset sig en ændring i næringsstofniveaueret. I sådanne tilfælde kunne kiselalgeindekset måske være mere egnet til fastlæggelse af den økologiske klasse end makrofytindekset. I alle de seks sører giver IPS-indekset en højere økologisk klasse end makrofytindekset.

Figur 3.7. Beregning af økologisk klasse på baggrund af henholdsvis makrofyter og kiselalger. For kiselalger er der vist værdier både før og efter interkalibreringen (afsnit 3.6). Værdierne 1-5 svarer til skalaen fra ”dårlig” til ”høj” økologisk klasse.



Tabel 3.5. Eksempler på næringsfattige sører med relativt lav dækningsgrad (opgjort for lavvandede sører) eller dybdegrænse (opgjort for dybe sører).

*) Efter justering i henhold til interkalibreringen (3.6) er kvalitetsklassen "moderat".

Sø	Total-fosfor	Dækningsgrad %	Dybdegrænse (m)	Klasse kiselalger	Klasse makrofyter
Kjellerup Sø	0,05	0,7		God*)	Ringe
Bromme Lillesø	0,02	3,4		God	Moderat
Rygbjerg Sø	0,05		0,8	God	Ringe
Ulse Sø	0,06		2,3	God	Moderat
Thorsø	0,02		2,9	God	Moderat
Søholm Sø	0,03		4,3	God	Moderat

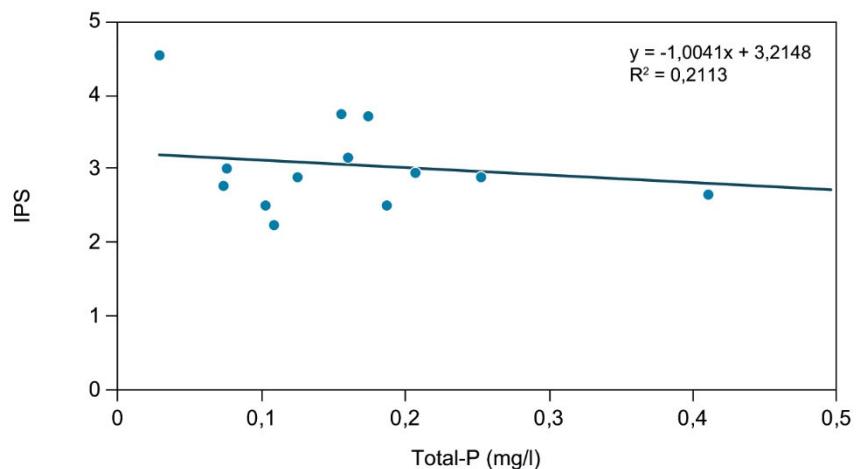
Der er også eksempler på, at der ved lave fosforkoncentrationer og høje EQR-værdier for makrofyterne findes lavere EQR-værdier for kiselalgerne. I Husby Sø, hvor fosforkoncentrationen er 0,05 mg/l, er tilstanden "høj" vurderet vha. makrofytindekset, mens den er "moderat" ("dårlig" efter interkalibrering) vurderet vha. IPS. I Gravlev sø er fosforkoncentrationen ligeledes ca. 0,05 mg/l, og tilstanden er vurderet til "god" vha. makrofytindekset og til "moderat" i henhold til IPS. Som nævnt i kapitel 3 kan parametre, som ikke er analyseret her, være en medvirkende forklaring på kiselalgernes artssammensætning og dermed føre til en "uventet" økologisk klassificering.

Figur 3.8. IPS-værdier som funktion af totalfosforkoncentrationer i brakke sører (type 11 og 15).

$$y = -1,004x + 3,2148$$

$$R^2 = 0,21$$

$$p(\text{hældning}) = 0,1$$



For visse søtyper er der svag eller ingen relation mellem makrofytindekset og fosforkoncentrationen (Søndergaard og Lauridsen, 2015). Her kunne det være relevant at undersøge nærmere, om bentiske kiselalger i disse tilfælde kan supplere med yderligere information. Den eneste søtype, ud over type 9 og 10, hvor der er et rimeligt antal undersøgelser af bentiske kiselalger, er for den brakke og lavvandede type 11. Sammenhængen mellem fosforindhold og IPS-værdi for denne søtype er imidlertid ringe og ikke signifikant (figur 3.8). Med forbehold for den ringe mængde data synes kiselalge-indeksværdierne derfor heller ikke at være velegnet til anvendelse i sører af type 11. For de øvrige afprøvede indices er tendensen for de brakke sører den samme (se figur 3.4).

3.1.8 Samlet indeks for makrofyter og fytoplankton

Der findes ikke retningslinjer for, hvordan et samlet indeks for makrofyter og fytoplankton skal beregnes, og om det ene delindeks i nogle tilfælde evt. skal vægte højere end det andet. Hvis man ønsker at anvende begge de to delkvalitetskomponenter (kiselalge-EQR på baggrund af IPS og makrofyte-EQR), kan en mulighed være at anvende et simpelt gennemsnit af de to EQR-værdier. Dvs. de to delindices vægtes ens.

Grænserne mellem tilstandsklasserne i makrofytindekset er fordelt anderledes på EQR-skalaen (høj: 0,8-1, god: 0,6-0,8, moderat: 0,4-0,6; ringe: 0,2-0,4 og dårlig: <0,2) (Søndergaard et al., 2013) end grænserne i kiselalgeindekset (tabel 3.3 og tabel 3.4). For at imødegå denne forskel kan der foretages en normalisering af EQR-værdierne for kiselalgeindekset ved følgende metode (EQR-værdier for kiselalgeindekset tilpasses EQR-skalaen anvendt for makrofytindekset):

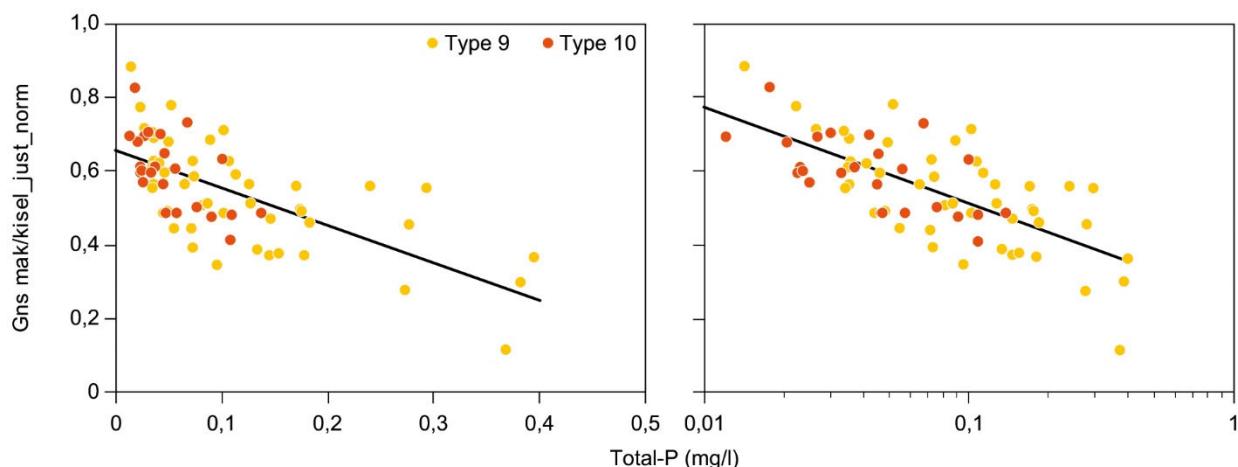
$$Kiselfrak = \frac{EQRkisel - EQRkisel_{nedre gr\aa nse for tilstandsklasse}}{EQRkisel_ovre gr\aa nse for tilstandsklasse - EQRkisel_Nedre gr\aa nse for tilstandsklasse}$$

Kiselfrak angiver, hvor langt inde i intervallet mellem to tilstandsklasser den pågældende værdi ligger. Denne andel ganges på det tilsvarende interval for makrofyterne og lægges til den nedre grænseværdi for tilstandsklassen på makrofyte-EQR-skalaen:

$$EQRkisel_{normaliseret} = EQRmakrofyte_{nedre} + Kiselfrak * (EQRmakrofyte_{ovre} - EQRmakrofyte_{nedre})$$

Gennemsnittet af de normaliserede EQR-værdier for kiselalger og EQR-værdier for makrofyter (beregnet i henhold til Søndergaard et al., 2013) som funktion af koncentrationen af totalfosfor i søer af type 9 og 10 er vist i figur 3.9, hvor også de justerede grænser for kvalitetsklasser efter interkalibreringen er anvendt (tabel 3.4). I bilag 6.7 er der vist en sammenligning mellem ikke-normaliserede og normaliserede værdier, og det kan ses, at der ikke er væsentlige forskelle mellem normaliserede og ikke-normaliserede værdier. I bilag 6.7 findes også et eksempel på normalisering.

Det samlede indeks giver en bedre sammenhæng med fosforindholdet ($R^2=0,44$), end hvis IPS anvendes alene ($R^2=0,33$). Hvis makrofytindekset anvendes alene, er forklaringsværdien i forhold til totalfosfor på 0,26 og 0,38 i henholdsvis søtype 9 og søtype 10 (Søndergaard et al., 2015). Det skal dog her bemærkes, at disse værdier svarer til en afgrænsning mellem lavalkaline og alkaline søer ved en alkalinitet på 1 mmol/l, svarende til den, der er anvendt ved EU-interkalibrering, mens der i Danmark anvendes en alkalinitetsgrænse på 0,2 mmol/l ved inddelingen i søtyper.



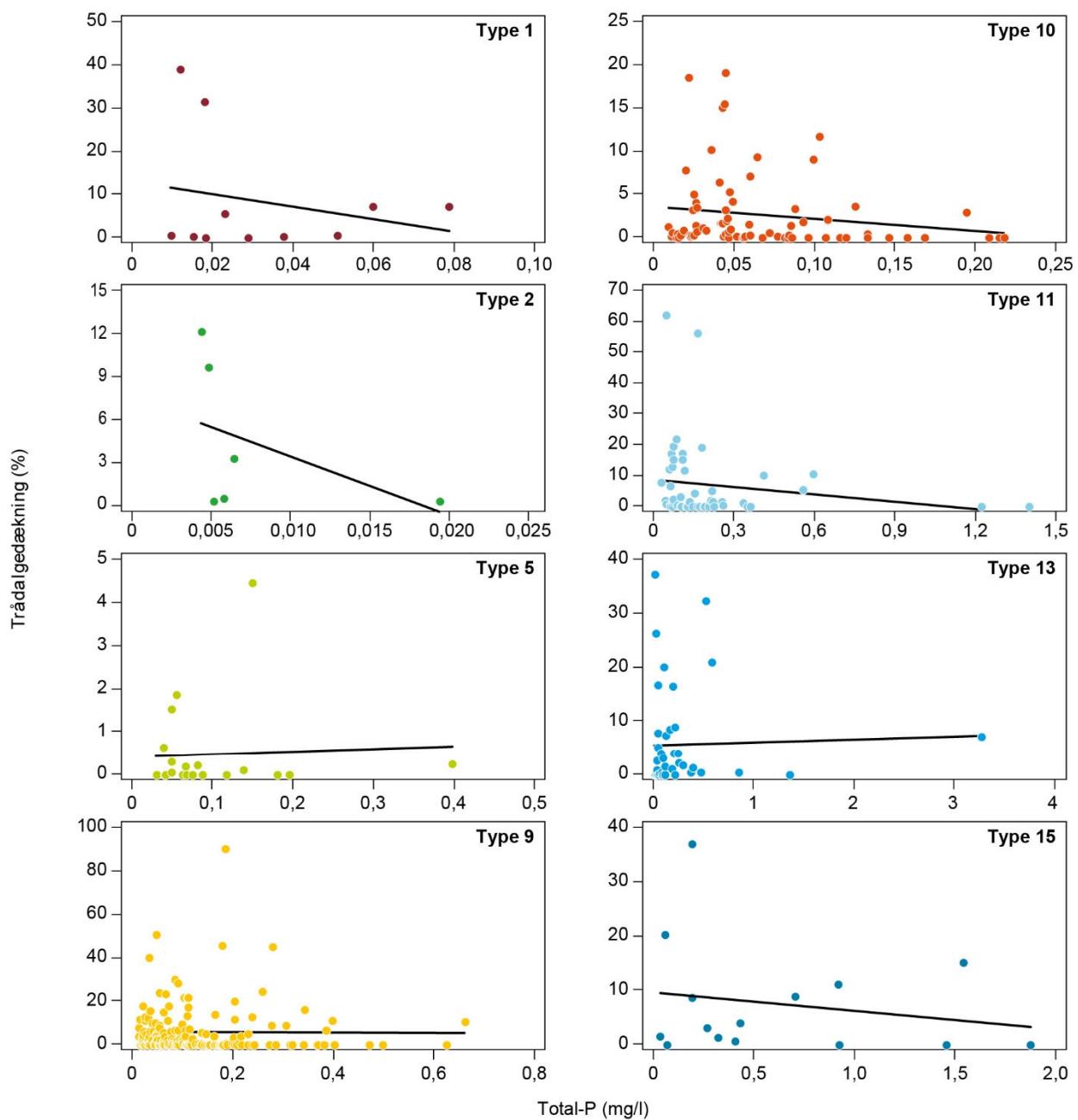
Figur. 3.9. Gennemsnit af EQR for makrofyter og normaliserede EQR-værdier for bentiske kiselalger som funktion af fosforkoncentrationen for søtype 9 og 10. Resultaterne er vist på både lineær skala ($y=-1,01x+0,65$, $R^2=0,44$, $p<0,001$) og logaritmisk skala ($y=-0,11\ln(x)+0,25$, $R^2=0,50$ $p<0,001$). Regressionsanalyser er foretaget på søtype 9 og 10 tilsammen. Hvert punkt repræsenterer en sø.

3.2 Trådalger

3.2.1 Relation mellem trådalgernes dækningsgrad og miljøvariable

Som før nævnt er trådalger, ligesom bentiske kiselalger, en del af fyrobenthos-samfundet i en sø. Dette afsnit indeholder analyser, der skulle afdække, om trådalger kan anvendes ved udvikling af et fyrobenthosindeks i danske sører. Relationen mellem dækningsgraden af trådalger og koncentrationen af henholdsvis totalfosfor, totalkvælstof og klorofyl a samt sigtdybde blev undersøgt vha. to forskellige metoder: lineær regression og logistisk regression på 0/1 værdier (dvs. med/uden trådalgedækning) kombineret med en regressionsanalyse på logit transformerede data i sører, hvor dækningsgraden af trådalger er større end 0. For hver fysisk/kemisk variabel er der for hvert år anvendt gennemsnit af resultater i perioden maj-september i den enkelte sø for det samme år, som trådalgedækningen er opgjort.

Som eksempel er sammenhængen mellem trådalgernes dækningsgrad og totalfosfor for hver søtype afbildet i figur 3.10. Totalfosfor er den presfaktor, der normalt anses for den vigtigste i sørerne. Tabel 3.6 viser de statistiske parametre for sammenhængen mellem dækningsgraden og alle de ovenævnte miljøvariable, beregnet vha. lineær regression.



Figur 3.10. Dækningsgraden af trådalger som funktion af koncentrationen af totalfosfor i 403 sører fordelt på søtyper i henhold til vandrammedirektivet på baggrund af dybde, alkalinitet, grad af brunfarvning og salinitet (se også bilag 6.1). For hver ø er der for fosforkoncentrationen anvendt sommergennemsnit fra perioden maj-september fra samme år, hvor dækningsgraden er målt. Tendenslinje beregnet vha. lineær regression er indsat. Tabel 3.6 angiver regressionsligning og de øvrige statistiske variable. Bemærk forskellig skala på de enkelte delfigurer.

Tabel 3.6. Sammenhæng mellem dækningsgrad af trådalger og henholdsvis totalfosfor, totalkvælstof, klorofyl a og sigtdybde, undersøgt ved lineær regression. Regressionsligning, antal sører (n), forklaringskoefficient (R^2), signifikans på hældningen (p) er vist. i.s.: ingen signifikant sammenhæng ($p>0,05$), -: regression ikke foretaget pga. få observationer.

Vrd søtype	n	Totalfosfor			Totalkvælstof			
		Ligning	R^2	$p(\text{hældning})$	n	Ligning	R^2	$p(\text{hældning})$
1	11	i.s.	-	0,471	11	i.s.	-	0,239
2	6	i.s.	-	0,361	6	i.s.	-	0,696
5	20	i.s.	-	0,845	20	i.s.	-	0,446
6	2	-	-	-	2	-	-	-
9	176	i.s.	-	0,882	176	y=3,7x+0,965	0,04	0,005
10	76	i.s.	-	0,162	75	i.s.	-	0,099
11	51	i.s.	-	0,258	51	i.s.	-	0,118
12	0	-	-	-	0	-	-	-
13	45	i.s.	-	0,826	45	i.s.	-	0,983
14	1	-	-	-	1	-	-	-
15	15	i.s.	-	0,483	15	i.s.	-	0,899

Vrd søtype	n	Klorofyl a			Sigtdybde			
		Ligning	R^2	$P(\text{hældning})$	n	Ligning	R^2	$P(\text{hældning})$
1	12	i.s.	-	0,104	12	i.s.	-	0,097
2	7	i.s.	-	0,292	7	i.s.	-	0,944
5	24	i.s.	-	0,183	24	y=2,98x-1,2	0,27	0,0095
6	2	-	-	-	2	-	-	-
9	225	y=-0,051x+7,5	0,06	0,0002	223	i.s.	-	0,532
10	99	y=-0,063x+4,3	0,1	0,002	100	y=1,17x-0,6	0,16	0,00004
11	63	y=-0,072x+11,4	0,11	0,008	63	y=8,76x+0,6	0,09	0,020
12	1	-	-	-	1	-	-	-
13	63	i.s.	-	0,136	62	i.s.	-	0,939
14	2	-	-	-	2	-	-	-
15	15	i.s.	-	0,817	16	i.s.	-	0,383

For de fleste lineære regressioner er der ikke nogen signifikant sammenhæng mellem trådalgernes dækningsgrad og totalfosfor, totalkvælstof, klorofyl a eller sigtdybde. I de tilfælde, hvor der er en signifikant sammenhæng, er forklaringskoefficienterne (R^2) lave (maks. 0,27). Samtidig er det store antal observationer med dækningsgrad = 0 et væsentligt problem i den statistiske regressionsanalyse.

For at undersøge, om der skulle være en anden relation end den lineære mellem trådalgedækningen og en eller flere af de kemiske miljøvariabler eller sigtdybden, blev der foretaget en regressionsanalyse på logit transformerede data i sører, hvor dækningsgraden af trådalger var større end 0, kombineret med en logistisk regression på 0/1 værdier (dvs. med/uden trådalgedækning). I første omgang blev sører, hvor dækningsgraden er 0, udelukket fra datasættet, og for de resterende sører blev dækningsgraden af trådalger logit transformert. Der blev derefter foretaget en lineær regression på disse data. Resultaterne ses i tabel 3.7.

Også i denne analyse er der for de fleste søtyper og miljømæssige variable ikke tale om signifikante sammenhænge. Undtaget er totalfosfor i søtype 10, totalkvælstof i søtype 9, klorofyl a i søtype 9, 10 og 11 samt sigtdybde i søtype 9 og 10. Men også her er der tale om lave forklaringskoefficienter.

Tabel 3.7. Sammenhæng mellem dækningsgrad af trådalger og henholdsvis totalfosfor, totalkvælstof, klorofyl a og sigtdybde, hvor dækningsgraden er større end 0, undersøgt ved lineær regression. Inden regressionen blev foretaget, blev dækningsgraden af trådalger logit transformert ved følgende beregning: $\log(rpa/(100-rpa))$, n=antal sører, a=hældningskoefficienten, b=afskæring med y-aksen, p(a)=signifikans på hældningen, R²=forklaringskoefficienten. i.s.=ingen signifikant sammenhæng ($p>0,05$), -: regression ikke foretaget pga. få observationer.

Vrd søtype	n	Totalfosfor				Totalkvælstof				
		a	b	p(a)	R ²	n	a	b	p(a)	R ²
1	9	i.s.	i.s.	0,995	i.s.	9	i.s.	i.s.	0,27	i.s.
2	6	i.s.	i.s.	0,279	i.s.	6	i.s.	i.s.	0,54	i.s.
5	10	i.s.	i.s.	0,850	i.s.	10	i.s.	i.s.	0,38	i.s.
6	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-
9	134	i.s.	i.s.	0,907	i.s.	134	0,31	-2,12	0,019	0,041
10	66	-6,3	-1,75	0,009	0,10	65	i.s.	i.s.	0,083	i.s.
11	38	i.s.	i.s.	0,605	i.s.	38	i.s.	i.s.	0,086	i.s.
12	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-
13	34	i.s.	i.s.	0,583	i.s.	34	i.s.	i.s.	0,86	i.s.
14	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-
15	12	i.s.	i.s.	0,753	i.s.	12	i.s.	i.s.	0,42	i.s.

Vrd søtype	n	Klorofyl a				Sigtdybde				
		a	b	p(a)	R ²	n	a	b	p(a)	R ²
1	10	i.s.	i.s.	0,17	i.s.	10	i.s.	i.s.	0,079	i.s.
2	7	i.s.	i.s.	0,41	i.s.	7	i.s.	i.s.	0,75	i.s.
5	13	i.s.	i.s.	0,40	i.s.	13	i.s.	i.s.	0,16	i.s.
6	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-
9	170	-0,0083	-1,4	7,1E-08	0,16	168	0,22	-2,11	0,036	0,026
10	86	-0,017	-1,7	3,2E-05	0,19	87	0,28	-2,94	2,01E-06	0,23
11	49	-0,0085	-1,2	0,00027	0,25	49	i.s.	i.s.	0,095	i.s.
12	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-
13	48	i.s.	i.s.	0,37	i.s.	47	i.s.	i.s.	0,77	i.s.
14	2	-	-	-	-	2	-	-	-	-
15	12	i.s.	i.s.	0,97	i.s.	13	i.s.	i.s.	0,84	i.s.

Disse resultater omfatter som nævnt kun sører, hvor dækningsgraden af trådalger er større end 0. For at få et helhedsbillede skal sører, hvor der ikke fandtes trådalger, naturligvis inddrages. Dette er gjort ved at foretage en logistisk regression på 0/1-værdier, hvor man sætter dækningen i sører med trådalger til 1 og resten til 0. Den anvendte regressionsligning og resultaterne ses i tabel 3.8.

Som det ses i tabel 3.8, er der en statistisk sammenhæng mellem totalfosfor, klorofyl a og sigtdybde og tilstedeværelsen af trådalger (uanset dækningsgrad) i søtype 9 og i forhold til sigtdybde i søtype 10. Med hensyn til søtype 9 er der altså overensstemmelse med den forrige analyse (resultater i tabel 3.7), hvor forklaringskoefficienten dog var lav.

Ud fra disse analyser må det konstateres, at der ikke er nogen indikation på, at den samlede dækning af trådalger i de undersøgte sører statistisk set kan forklares ved de målte miljøvariable, koncentrationerne af totalfosfor, totalkvælstof eller klorofyl a eller ved sigtdybde.

Tabel 3.8. Sammenhæng mellem dækning af trådalger og henholdsvis totalfosfor, totalkvælstof, klorofyl a og sigtdybde undersøgt ved logistisk regression på 0/1 værdier (ikke-tilstede/tilstede af trådalger). Regressionsligningen er $y=1 - ((EXP(b+a*x))/(1+EXP(b+a*x)))$, hvor x=miljøvariabel, y=dækning af trådalger, b=afskæring med y-aksen og a=hældningskoefficienten $p(a)$ =modellens statistiske signifikans. Antal sør ses i tabel 3.6. i.s.=ingen signifikant sammenhæng ($p>0,05$), -: regression ikke foretaget pga. få observationer.

Vrd søtype	Totalfosfor			Totalkvælstof		
	a	b	p(a)	a	b	p(a)
1	i.s.	i.s.	0,55	i.s.	i.s.	0,4
2	-	-	-	-	-	-
5	i.s.	i.s.	0,64	i.s.	i.s.	0,67
6	-	-	-	-	-	-
9	5,1	-1,9	0,0009	i.s.	i.s.	0,26
10	i.s.	i.s.	0,06	i.s.	i.s.	0,57
11	i.s.	i.s.	0,08	i.s.	i.s.	0,84
12	-	-	-	-	-	-
13	i.s.	i.s.	0,57	i.s.	i.s.	0,18
14	-	-	-	-	-	-
15	i.s.	i.s.	0,12	i.s.	i.s.	0,43

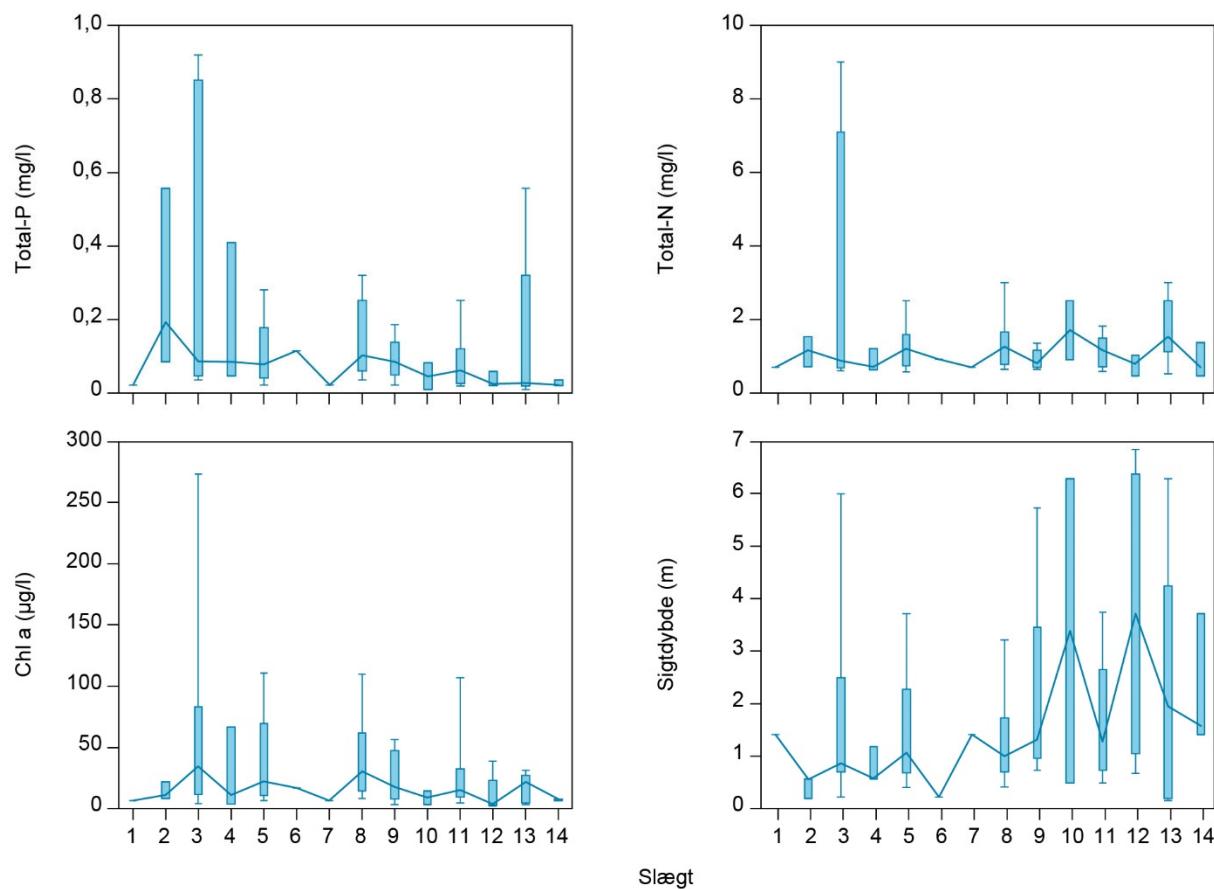
Vrd søtype	Klorofyl a			Sigtdybde		
	a	b	p(a)	a	b	p(a)
1	i.s.	i.s.	0,54	i.s.	i.s.	0,86
2	-	-	-	-	-	-
5	i.s.	i.s.	0,06	i.s.	i.s.	0,15
6	-	-	-	-	-	-
9	0,01	-1,7	0,001	-1,4	0,29	0,0003
10	i.s.	i.s.	0,08	-0,73	-0,16	0,01
11	i.s.	i.s.	0,17	i.s.	i.s.	0,07
12	-	-	-	-	-	-
13	i.s.	i.s.	0,47	i.s.	i.s.	0,43
14	-	-	-	-	-	-
15	i.s.	i.s.	0,91	i.s.	i.s.	0,99

3.2.2 Trådalgetaxas præferencer

Det er tillige undersøgt, om artssammensætningen, her udtrykt som dæknin gen af de forskellige taxa af trådalger, kan relateres til koncentrationen af totalfosfor, totalkvælstof og klorofyl a eller til sigtdybden. Ifølge den tekniske anvisning for vegetationsundersøgelser i sører (Johansson og Lauridsen, 2011) skal trådalgerne ”så vidt muligt bestemmes til slægt”. Dette er opfyldt i mange tilfælde, og i nogle tilfælde er trådalgerne også bestemt til art (typisk arter af slægten *Enteromorpha* og *Chladophora*). I andre sører er trådalgerne bestemt til et lavere taksonomisk niveau, f.eks. til klasse (chlorophyceae – grønalger) eller lavere, f.eks. blot til ”trådalger”. I en del sører er der ikke anført nogen form for identifikation af trådalgerne.

Der er i alt fundet 19 taxa af trådalger, svarende til i alt 14 taxa på slægtsniveau eller lavere. For at undersøge, om disse 14 taxa har specielle krav til vandkemi ske parametre eller til sigtdybden, er rækkevidden af koncentrationen af hen holdsvis totalfosfor, totalkvælstof og klorofyl a og af sigtdybde specificeret for hvert taxon. Resultaterne af afbildet i figur 3.11. Tabel 3.9 angiver en oversigt over de fundne taxa og over, hvor mange sører de enkelte taxa findes i. Denne

undersøgelse omfatter i alt 163 sører. Sører, hvor der ikke er angivet en bestemelse til minimum niveaueret ”trådalger”, indgår ikke i denne analyse.



Figur 3.11. Forekomst af de registrerede slægter/taxa (se tabel 3.9) i forhold til koncentrationen af totalfosfor, totalkvælstof og klorofyl a samt sigtdybde. Boxplots viser 10-, 25-, 75- og 90 % fraktiler. Linjen forbinder medianværdier.

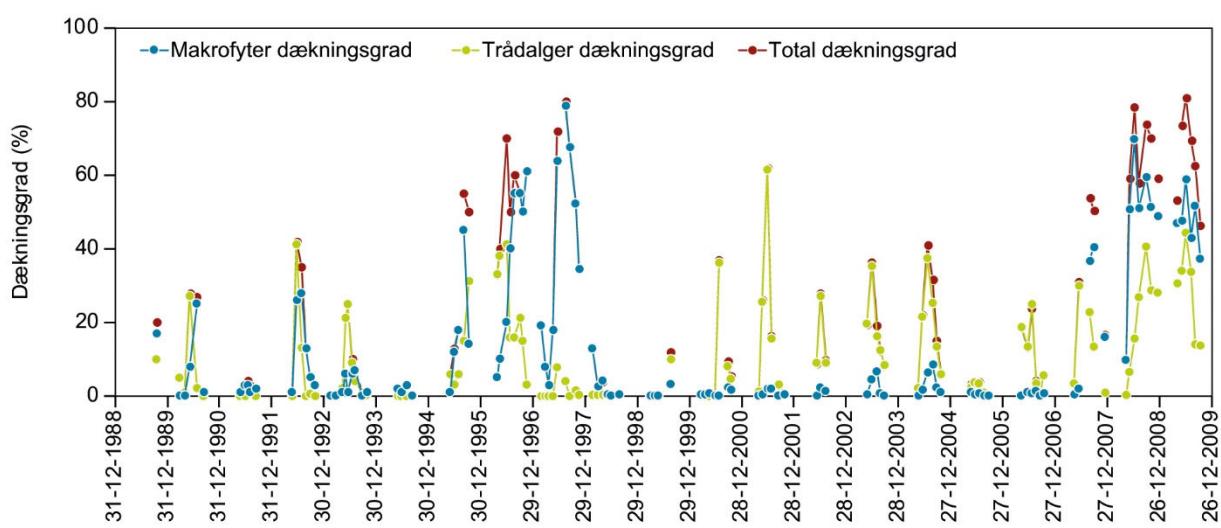
Tabel 3.9. Oversigt over fundne trådalgetaxa i 163 sører i NOVANA i perioden 2011-2016.

Taxon-navn	”Slaegt” nr. i figur 3.11	Fundet i antal ”søår”
<i>Batrachospermum</i>	1	1
<i>Chaetomorpha linum</i>	2	3
<i>Chlorophyceae indet,</i>	3	9
<i>Chondrus crispus</i>	4	3
<i>Cladophora</i> (omfatter to arter)	5	130
<i>Cyanophycera</i> indet,	6	1
<i>Draparnaldia</i>	7	1
<i>Enteromorpha</i> (omfatter to arter)	8	61
<i>Hydrodictyon</i>	9	8
<i>Oedogonium</i>	10	2
<i>Spirogyra</i>	11	58
Trådalger	12	8
<i>Ulothrix</i>	13	5
<i>Vaucheria</i>	14	3

I figur 3.11 fremgår det, at ingen af de fundne taxa, som tillige er fundet i et passende antal ”søår”, udviser nogen særlig præference inden for koncentrationen af totalfosfor, totalkvælstof eller klorofyl a eller for sigtdybde. Dermed vurderes det ikke, at den taxonomiske sammensætning kan anvendes som indikator for søers økologiske kvalitet.

Ud fra disse analyser vurderes det, at hverken den samlede dækningsgrad af trådalger eller den taxonomiske sammensætning, som den opgøres ud fra data indsamlet i NOVANA, egner sig til at beskrive søernes økologiske tilstand. Dermed anses trådalger ikke for at være egnede til at repræsentere søernes fytabenthos. I mange sammenhænge anses trådalger for at omfatte ret næringsstofkrævende arter, bl.a. betinget af deres hurtige vækstpotentiale. Man kunne derfor forvente en unimodal sammenhæng med næringsstofindhold, hvor trådalgerne ville have højeste udbredelse ved middelhøje næringsstofkoncentrationer. Nederlandene har anvendt trådalger som en negativ metric i deres samlede makrofytindeks. I deres tilfælde er der kun anvendt trådalger, der optræder som flydende plamager på vandoverfladen (Roelf Pot pers. komm.). I NOVANA medregnes både fasthæftede og flydende trådalger samt trådalger, der er fanget i vegetationen. Det betyder, at Nederlandenes og Danmarks resultater af trådalernes dækningsgrad ikke kan sammenlignes, og at den nederlandske metode ikke kan overføres til danske forhold.

En anden årsag til den manglende sammenhæng mellem trådalernes dækningsgrad og de anvendte miljøvariable kan findes i trådalernes meget dynamiske vækstforhold. Det betyder, at deres dækningsgrad kan variere meget inden for kort tid, også inden for samme sæson. I figur 3.12 ses et eksempel på dette. Figuren viser resultater af opgørelse af dækningsgraden for trådalger, foretaget flere gange i løbet af året i Stigsholm Sø i perioden 1989-2009. Der ses en stor år-til-år variation i dækningen af trådalger, men også i sommerperioden inden for de enkelte år kan der være en forskel på op til 20-30 % mellem den mindste og højeste dækning inden for en relativ kort tidsperiode. I NOVANA indgår opgørelsen af filamentøse makroalger som en del af vegetationsundersøgelserne, der gennemføres én gang om året, og denne opgørelse er ikke nødvendigvis repræsentativ for det pågældende år.



Figur 3.12. Den sæsonmæssige dækningsgrad af undervandsplanter og trådalger i Stigsholm Sø fra 1989 til 2009.

4. Sammenfatning og anbefalinger

Fytobenthos er ligesom makrofyter et delelement i det biologiske kvalitetselement "Anden akvatisk flora", som anvendes til fastsættelse af økologisk kvalitet i søer. Bentiske kiselalger og, i mindre grad, trådalger er i andre EU-medlemsstater anvendt som proxy for (repræsentant) fytobenthos. Muligheden for at anvende disse delelementer i danske søer er undersøgt i denne rapport.

Trådalgernes egnethed blev undersøgt vha. analyser af sammenhængen mellem dækningsgrad af trådalger og kemiske nøglevariable i 519 søer. Endvidere blev der foretaget en overordnet analyse af de fundne trådalgetaxas præference mht. kemiske forhold og sigtdybden. De resulterende forklaringskoefficenter mellem dækningsgraden og de kemiske variable var svage, og det ser heller ikke ud til, at nogen af de fundne trådalgetaxa har en præference for totalfosfor eller andre af de kemiske nøglevariable, der er tilstrækkelig specifik til, at de kan anvendes som taksonomiske indikatorer.

På baggrund af dette kan det ikke anbefales at arbejde videre mod et indeks, der indeholder trådalger som proxy for fytobenthos. Der henvises til anbefalingerne nedenfor vedr. de bentiske kiselalger.

Artssammensætningen og antal bentiske kiselalger blev undersøgt i prøver fra 105 danske søer med henblik på at anvende bentiske kiselalger som proxy for fytobenthos til at vurdere den økologiske kvalitet.

De ni miljøvariable, som er analyseret i projektet, forklarer tilsammen 16 % af variationen. Denne forklaringsprocent er i en størrelsesorden, som er forventeligt ved biologiske data. Artssammensætningen er signifikant relateret til totalfosfor, hvilket retfaerdiggør, at der kan anvendes et eksisterende indeks, der er baseret på forurening med næringsstoffer.

Beregning af optimumsværdier for fosforkoncentrationen for de mest udbredte arter i de undersøgte søer viser, at der er forskel mellem arterne. For mange arter er der dog stor variationsbredde af forekomsten inden for de observerede fosforkoncentrationer.

Indeksværdier beregnet vha. fire eksisterende indices (TDI, IPS, IBD og IBS) er signifikant relateret til fosforkoncentrationen i de undersøgte søer af type 9 og 10.

Indekset IPS (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique) er med held afprøvet i mange søer, og det omfatter alle kendte kiselalgearter og underarter. Endvidere viser en sammenligning mellem IPS og indekset TID, der blev brugt som "common metric" ved EU-interkalibreringen, en god relation mellem de to indices. De danske data opfyldte desuden kriterierne for at gennemføre en EU-interkalibrering efter de gældende retningslinjer. På baggrund af dette foreslås det, at IPS anvendes i danske søer, når fytobenthos skal indgå i den økologiske klassificering af søer.

Makrofytindekset og IPS for de samme søer er sammenlignet. Sammenligningen viser, at de to indices har nogenlunde den samme forklaringsværdi i forhold til indhold af totalfosfor. Sammenligningen viser også, at der ikke er nogen signifikant sammenhæng mellem de to EQR-værdier, og for en del af de undersøgte søer er der en forskel på to (og i nogle tilfælde tre) kvalitetsklasser,

når man sammenligner de to delindices i en given sø. Makrofytindekset viser en større spredning i EQR-værdier end IPS, der primært giver EQR-værdier mellem 0,6 og 0,9 (moderat og god tilstand). Anvendelsen af bentske kiselalger som proxy for fytabenthos til den økologiske klassificering vil generelt være mindre restriktiv end anvendelsen af makrofyter, hvor makrofytindekset er under 0,7, og mere restriktiv, hvis makrofytindekset er over 0,7. Dette forhold kan ikke umiddelbart forklares.

På baggrund af de i denne rapport undersøgte søtyper kan man ikke sige, at det er tilstrækkeligt at anvende det ene af de to delkvalitetselementer med den begrundelse, at de giver sammenlignelige resultater. Hvis der anvendes et simpelt gennemsnit af de to indices, øges forklaringsværdien i forhold til totalfosforindholdet, end hvis kun det ene af de to indices anvendes (R^2 øges fra omkring 0,33 til 0,44). Dette taler for at anvende begge delindices i et samlet indeks for at opnå den bedste beskrivelse af en eutrofieringspåvirkning, således at de to delkvalitetselementer supplerer hinanden – i hvert fald for de to undersøgte søtyper, type 9 og type 10.

En fordel ved at anvende kiselalgeindekset kunne endvidere være, at kiselalger må forventes at respondere hurtigere på miljømæssige ændringer end makrofyterne, og i sører under forandring vil ændringer sandsynligvis afspejles hurtigere i kiselalgesamfundet end blandt makrofyterne. Der kan også være tilfælde, hvor naturlige forhold (f.eks. stejle skråninger i søen eller meget hård eller meget blød bund) giver vegetationen dårlige vilkår for makrofyterne, men ikke for de bentske kiselalger. I disse tilfælde kan kiselalgeindekset evt. give et mere retvisende billede af søens økologiske tilstand end makrofytindekset.

Det skal bemærkes, at i Danmark har vi gennem de seneste 20-25 år systematisk anvendt makrofyter som én af metoderne til at beskrive tilstanden i vores sører, og alt andet lige vil der være en bedre baggrundsviden ved den fortsatte anvendelse af makrofyter fremfor bentske kiselalger, hvor der ikke er noget erfarringsgrundlag ud over de data, der er præsenteret i denne rapport. Til fordel for anvendelsen af makrofyter taler også, at de må forventes at give et tidsmæssigt bedre integreret udtryk for miljøtilstanden over en længere periode, hvor kiselalgeindekset i højere grad vil give et øjebliksbillede.

Siden de grundlæggende analyser i denne rapport blev afsluttet, er der indsamlet kiselalgeprøver og relevante vandkemiske og fysiske data i NOVANA i årene 2016-2018 i ca. 100 sører. Det betyder, at der nu eksisterer data om bentske kiselalger fra i alt omkring 200 danske sører. Det anbefales at anvende dette samlede datasæt til at undersøge, om indekset kan optimeres til danske forhold. Således kunne der udarbejdes indikator- og følsomhedsværdier for de enkelte kiselalgetaxa, der er fundet under danske forhold, så det ikke var nødvendigt at anvende udenlandske værdier. Dette ville alt andet lige give gode muligheder for at optimere et indeks for bentske kiselalger. Samtidig kunne det undersøges, om de bentske kiselalger i visse søtyper ville være bedre egnet som kvalitetselement end f.eks. makrofyter. I sidste ende kunne det give mulighed for en differentieret og søtypeafhængig anvendelse af det biologiske kvalitetselement ”anden akvatisk flora”.

5. Referencer

- Ács, E., Reskóné, N. M., Szabó, K., Taba, G., Kiss, K. T. (2005): Application of Epiphytic diatoms of Lake Velence – Recommendations and assignments. *Act. Bot. Hung.* 47 (3-4): 211-223.
- Birks, H. J., Line, J. M., Juggins, S., Stevenson, A. C., ter Braak, C. J. F. (1990): Diatoms and pH reconstruction. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 327: 263-278.
- Blanco, S., Ector, L., Bécares, E. (2004): Epiphytic diatoms as water quality indicators in Spanish shallow lakes. *Vie Milieu* 54 (2-3): 71-79.
- Cellamare, M., Morin, S., Coste, M., Haury, J. (2012): Ecological assessment of French Atlantic lakes based on phytoplankton, phytobenthos and macrophytes. *Environ. Monit. Assess.* 184: 4685-4708.
- Cemagref (1982): Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport Q.E. Lyon-A.F. Bassion Rhône-Méditerranée-Corse.
- European Union (2015): Procedure to fit new or updated classification methods to the results of a completed intercalibration exercise. Guidance document no. 30.
- Johansson, L. S., Lauridsen, T. L. (2011): Vegetationsundersøgelse i søer. Teknisk Anvisning S04. Aarhus Universitet DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 28 s. <http://bios.au.dk/raadgivning/fagdatacentre/fdcfersk/>
- Johansson, L. S., Søndergaard, M. (2013): Prøvetagning af benthiske kiselslager i søer. Til brug ved udvikling af indeks til vurdering af økologisk tilstand jfr. vandrammedirektivet. Metodebeskrivelse. Aarhus Universitet DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 8 s. <http://bios.au.dk/raadgivning/fagdatacentre/fdcfersk/>
- Kahlert, M., Gottschalk, S. (2014): Differences in benthic diatom assemblages between streams and lakes in Sweden and implications for ecological assessment. *Freshwat. Sci.* 33: 655-669.
- Kelly, M. G., Adams, C., Graves, A. C., Jamieson, J., Krokowski, J., Lycett, E. B., Murray-Bligh, J., Pritchard, S., Wilkins, C. (2001): The Trophic Diatom Index: A User's Manual, Revised edition. Environment Agency, Research and Development Technical Report E2/TR2.
- Kelly, M. G., King, L., Jones, R. I., Barker, P. A., Jamieson, B. J. (2008): Validation of diatoms as proxies for phytobenthos when assessing ecological status in lakes. *Hydrobiologia* 610: 125-129.
- Kelly, M., Urbanic, G., Acs, E., Bennion, H., Bertrin, V., Burgess, A., Denys, L., Gottschalk, S., Kahlert, M., Karjalainen, S. M., Kennedy, B., Kosi, G., Marchetto, A., Morin, S., Picinska-Faltynowicz, J., Poikane, S., Rosebery, J., Schoenfelder, I., Schoenfelder, J., Varbiro, G. (2014): Comparing aspirations: intercalibration of ecological status concepts across European lakes for littoral diatoms. *Hydrobiologia* 734: 125-141.

King, L., Clarke, G., Bennion, H., Kelly, M., Yallop, M. (2006): Recommendations for sampling littoral diatoms in lakes for ecological status assessments. *J. Appl. Phycol.* 18: 15-25.

Lecointe, C., Coste, M., Prygiel, J. (1993): "Omnidia": software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia* 269/270: 509-513.

Naturstyrelsen (2011): Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur. NOVANA 2011-2015. Programbeskrivelse. Miljøministeriet, 177 s.

Novais, M. H., Blanco, S., Delgado, C., Morais, M., Hoffmann, L., Ector, L. 2012. Ecological assessment of Portuguese reservoirs based on littoral epilithic diatoms. *Hydrobiologia* 695: 265-279.

Poikane, S. (Ed.), Kelly, M., Ács, E., Bertrin, V., Bennion, H., Borics, G., Burgess, A., Denys, L., Ecke, F., Kahlert, M., Karjalainen, S. M., Kennedy, B., Marchetto, A., Morin S., Picinska-Faltynowicz, J., Phillips, G., Schönfelder, I., Schönfelder, J., Urbanič, G., van Dam, H., Zalewski, T. Water Framework Directive Intercalibration Report. (2014): Lake phytoplankton ecological assessment methods. European Commission Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.

Prygiel, J., Coste, M. (1995): Les diatomées et le diagnostic de la qualité des eaux courantes continentales: les principales méthodes indicielles. *Vie Milieu* 45 (3/4): 179-186.

Rott, E. (Ed.). (1999): Indikationslisten für Aufwuchsalgen in Österreichischen fliessgewässern. Teil 2: Trophieindikation sowie geochemische Präferenz: taxonomische und toxikologische Anmerkungen, WWK, Bundesministerium für Land- und forstwirtschaft, Wien.

Schaumburg, J., Schranz, C., Hofmann, G., Stelzer, D., Schneider, S., Schmedtje, U. (2004): Macrophytes and phytoplankton as indicators of ecological status in German lakes – a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica* 34: 302-314.

Stenger-Kovács, C., Buczkó, K., Hajnal, E., Padisák, J. (2007): Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia* 589: 141-154.

Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J. P. (Eds.). Bradshaw, E., Skovgaard, H., Grünfeld, S. (2003): Vandrammedirektivet og danske søer. Del 1: Søtyper, referencetilstand og økologiske kvalitetsklasser. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 475.

Søndergaard, M., Lauridsen, T. L. (2015): Anvendelsen af kvalitetselementer i ikke interkalibrerede danske søtyper. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 48 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 139. <http://dce2.au.dk/pub/SR139.pdf>

Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Kristensen, E. A., Baattrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., Bjerring, 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://www2.dmu.dk/pub/sr59.pdf>

Vlaamse Milieumaatschappij (2009): Biological assessment of the natural heavily modified and artificial surface water bodies in Flanders according to the European Water Framework Directive. <http://www.vmm.be/publications/2009/overview-biological-assessment-methods/view>

Zelinka, M., Marvan, P. (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fliessender Gewässer. Arch. Hydrobiol. 57: 389-407.

6. Bilag

**Bilag 6.1 Oversigt over udvalgte miljøvariable i de 522 søer,
hvor der blev foretaget undersøgelser**

Bilag 6.2 Metodebeskrivelse – Oparbejdning af fytoplankton (kiselalger) fra søer

**Bilag 6.3 Variation på beregning af hvert indeks for de enkelte
delprøver inden for hver af søerne**

**Bilag 6.4 Resumé af resultater opnået i 2012 sammenholdt
med resultater fra 2013**

Bilag 6.5 Resultater af afprøvning af det belgiske indeks PISIAD

**Bilag 6.6 Udkast til rapport til EU om interkalibrering af IPS-
indekset i danske søer**

**Bilag 6.7 Normalisering af EQR-værdier for kiselalgeindekset
ved beregning af gennemsnit af EQR-værdier for
kiselalger og EQR-værdier for makrofyter**

Bilag 6.1 Oversigt over søer og udvalgte miljøvariable, hvor der er foretaget vegetationsundersøgelser og/eller taget prøver til undersøgelse af bentiske kiselalger

Det skal bemærkes, at der i skrivende stund (marts 2019) foregår en kvalitetssikring af resultaterne for koncentrationerne af totalfosfor og totalkvælstof, da analyserne af disse stoffer kan være fejlbehæftede. Når denne kvalitetssikring er afsluttet må det afgøres, om der skal ske justering af resultaterne.

Af samme årsag er resultater af totalfosfor og totalkvælstof fra 2016 ikke inkluderet.

¹⁾Der er ikke taget kemiprøver samme år som kiselalgeprøvetagningen. Der er anvendt data fra det foregående år, og det er kontrolleret, at de kemiiske nøgleparametre ikke har ændret sig væsentligt i løbet af de fem forudgående år. i.d.=ingen data.

År	Navn	ID (bentiske kiselalger)										Undersøgelse TR=trådalger	BK=Bentiske kiselalger
		Total-P, mg/L	Total-N, mg/L	Chl a, µg/L	Sigt- dybde, m	pH	Totalalk., mmol/L	Farvetal, mg Pt/L	Konduk- tivitet, mS/m	Middel- dybde, m	søtype		
2011	KLÆGRAV I MARGRETHE KOG	0,66	1,73	86,5		9,0	3,8	54,2	83,8	1,0	9		TR
2011	LUND FJORD	0,11	1,28	59,0	0,4	9,5	1,8	44,5	53,0	0,7	9		TR
2011	STRANDSØ PÅ AGGER TANGE	0,11	1,38	42,7	1,0	8,4	3,5	68,1	1429,6	2,3	11		TR
2011	ULTVED SØ, NORD	0,03	0,64	9,8	3,2	8,4	1,8	10,8	29,1		10		TR
2011	ØSTERILD FJORD	0,21	1,14	116,1	0,4	9,2	2,3	27,0	593,7	0,8	11		TR
2011	DOVER KIL	0,03	0,59	8,5	0,9	8,8	2,0	28,0	61,5	0,0	9		TR
2011	ULVEDYBET SYD	1,54	4,39	134,0	0,3	9,0	4,0	147,1	1237,7	0,3	15		TR
2011	SØ VEST FOR ARUP VEJLE	0,11	1,12	8,0	0,3	8,0	2,7	118,5	56,8	0,1	13		TR
2011	JÆGERUM SØ	0,04	0,85	28,2	3,2	8,7	1,4	17,4	27,0	3,0	10		TR
2011	HALKÆR SØ	0,28	1,39	42,3	1,1	8,6	1,9	57,8	52,0	0,9	9		TR
2011	SANDSØEN VED RØRDAL	0,02	0,69	8,5	3,3	8,4	2,4	13,5	60,0	3,1	10		TR
2011	LOVNS SØ	0,40	1,21	12,7	1,4	8,3	3,1	52,5	50,9	0,9	9		TR
2011	VILSTED SØ	0,25	1,50	118,9	0,7	8,6	2,9	70,7	50,1	0,0	13		TR
2011	KIELSTRUP SØ	0,06	3,08	51,9	0,9	9,4	2,5	15,7	923,1	2,1	11		TR
2011	GANDRUP SØ	0,15	0,85	51,0	1,2	7,1	0,2	76,2	8,0	1,0	5		TR
2011	HOBRO VESTERFJORD	0,17	2,41	115,8	0,5	8,8	3,1	47,5	95,0	0,3	9		TR
2011	BORBJERG MØLLESØ	0,15	0,85	129,6	0,8	9,4	1,5	29,4	29,7	1,3	9		TR
2011	SKØR SØ	0,02	0,50	5,9	1,6	5,8	0,01	24,8	10,8	1,0	1		TR
2011	SØ VED ENGSTØR ODDE	0,05	0,64	3,9	1,2	8,3	2,2	22,0	3983,9	0,8	11		TR

2011	VÆRN SANDE	0,04	0,68	9,7	1,8	7,9	1,4	19,9	1699,9	0,2	11	TR
2011	SNÆBUM SØ	0,04	0,85	12,8	3,5	8,2	0,8	19,8	17,8	8,1	10	TR
2011	TJELE LANGSØ	0,09	0,67	54,6	0,7	8,6	1,8	18,7	38,4	3,4	10	TR
2011	RETTRUPKÆR	0,17	1,61	134,8	0,4	8,2	2,3	112,3	44,1	0,6	13	TR
2011	KARL SØ	0,05	0,84	43,8	1,2		1,0	29,0		2,3	9	TR
2011	BRASSØ	0,09	0,79	5,3	3,9		1,9	13,0		4,3	10	TR
2011	HALD SØ	0,02	1,05	15,0	3,2	8,7	1,3	6,1	30,9	13,2	10	TR
2011	SILKEBORG LANGSØ VEST	0,05	0,46	28,3	1,7		0,8	18,9		2,3	9	TR
2011	SILKEBORG LANGSØ MIDT	0,06	0,40	28,8	1,6		0,9	17,2		3,0	9	TR
2011	SILKEBORG LANGSØ ØST	0,08	0,78	11,9	2,4		1,8	14,2		2,7	9	TR
2011	ALLINGSØ	0,08	0,84	102,8	0,7		1,8	30,7		1,3	9	TR
2011	ØRNSØ	0,06	0,65	48,1	1,4		0,8	22,8		4,1	10	TR
2011	SMØRMOSE	0,12	1,11	53,3	0,6		2,7	76,6		0,8	13	TR
2011	GRAUBALLE MOSE	0,20	1,05	72,2	0,4		0,08	381,9		0,9	5	TR
2011	LANGÅ SØ	0,37	1,27	276,4	0,3		1,8	33,0		1,3	9	TR
2011	RAVNSØ	0,02	1,51	11,3	3,7	8,7	2,3	16,1	40,7	15,0	10	TR
2011	STORMOSE VED FUNDER	0,07	1,20	77,6	0,4		0,02	502,9		0,0	5	TR
2011	BYN	0,03	1,33	9,4	0,8	7,3	0,9	105,7	31,7	0,5	13	TR
2011	TANG SØ	0,08	1,25	10,6	1,6	7,4	1,1	65,4	29,0	1,0	13	TR
2011	SØ VED NISSUM FJORD	0,06	0,82	14,1	1,0	7,8	1,7	39,4	36,9	0,6	9	TR
2011	VÅD ENG VED NISSUM FJORD	0,06	1,61	17,2	0,2	8,5	2,5	117,3	1182,2	0,1	15	TR
2011	SKAFØ SØ	0,09	1,00	22,9	0,6		2,2	141,0		0,4	13	TR
2011	KUL SØ	0,04	0,54	45,0	1,2	8,6	0,9	16,9	21,0	2,2	9	TR
2011	NEDERSØ	0,05	0,34	35,3	1,5	7,9	0,8	13,8	19,5	1,3	9	TR
2011	ENSØ	0,10	0,48	101,5	1,1	8,4	1,7	11,4	32,6	2,1	9	TR
2011	KÆRN SØ	0,20	1,71	35,2	0,4	7,4	1,1	162,8	27,4	0,2	13	TR
2011	SØ SYD FOR ØSTERHESTHOLM SØ	0,04	1,30	9,8	0,4	7,6	1,2	64,7	26,7	0,2	13	TR
2011	DALLERUP SØ	0,08	1,31	49,9	1,4		3,3	15,5		4,2	10	TR
2011	FÅRESØEN	0,05	0,76	24,4	0,9	5,8	0,04	127,2	18,6	1,3	5	TR
2011	GRÆRUP LANGSØ	0,06	0,61	14,8	1,0	7,9	0,7	66,6	24,4	0,7	13	TR
2011	ÅL PRÆSTESØ	0,02	0,59	11,6	1,7	6,8	0,1	37,9	21,6	1,5	13	TR
2011	BRØNS MØLLESØ	0,05	1,17	19,6	1,4	7,7	0,6	63,3	22,7	0,7	9	TR

2011	LILLE HAV	0,23	1,22	60,6	1,0	8,3	3,9	42,9	44,4	1,0	11	TR
2011	VÆLDDAM	0,07	1,52	44,4	0,6	9,2	3,2	87,5	88,6	0,4	15	TR
2011	KRUSÅ MØLLESØ	0,11	1,03	25,0	1,1	7,9	3,2	56,3	49,2	1,0	9	TR
2011	MJELS SØ	0,18	1,49	35,5	1,4	8,6	4,0	39,1	135,8	2,3	11	TR
2011	HOSTRUP SØ	0,05	0,94	52,2	0,9	8,5	0,9	57,3	18,0	2,1	9	TR
2011	RUDBØL SØ	0,16	1,67	31,0	0,9	8,0	3,5	85,8	155,7	0,6	9	TR
2011	STORE SØGÅRD SØ	0,20	1,63	94,8	1,1	8,5	2,8	52,5	41,4	2,7	9	TR
2011	HJULBY SØ	0,15	1,08	125,5	0,7	8,2	3,8	30,6	57,5	2,1	9	TR
2011	NØRREBALLE NOR	0,11	1,65	72,0	1,0	8,4	3,2	43,7	57,7	1,1	9	TR
2011	ARRESKOV SØ	0,05	1,13	43,3	1,4	8,3	2,7	30,4	38,5	1,9	9	TR
2011	SØBO SØ, FYN	0,05	0,99	69,2	1,7	8,3	2,9	23,2	40,7	3,6	10	TR
2011	WEDELLSBORG HOVED	0,27	1,97	107,9	0,6	8,0	3,5	122,2	125,2	0,3	15	TR
2011	ST. GRIBSØ	0,03	0,65	20,4	1,2	6,3	0,05	120,8	6,8	4,8	6	TR
2011	HORNBAEK SØ	0,19	0,90	54,2	0,8	8,3	4,0	53,0	56,2	1,8	9	TR
2011	ARRESØ	0,13	1,10	110,1	0,4	8,6	2,4	22,7	48,9	3,1	10	TR
2011	FARUM SØ	0,04	0,59	27,8	2,7	8,5	2,8	19,3	46,0	6,7	10	TR
2011	LØGTVED 1	0,02	0,56	5,7	4,1	8,4	2,1	7,1	68,8	4,1	10	TR
2011	LØGTVED 2	0,01	0,43	3,5	2,6	8,1	2,9	6,2	77,8	2,7	9	TR
2011	FÆSTNINGSKANALEN	0,09	0,99	49,8	0,8	8,0	2,6	24,4	104,0	0,7	9	TR
2011	HOLME SØ, SJ.	0,06	0,53	15,2	1,1	8,9	3,2	19,5	703,1	1,7	11	TR
2011	SKT. JØRGENS SØ SYD-BASSIN	0,13	0,89	54,0	1,8	8,7	2,0	11,3	58,0	4,2	10	TR
2011	SKT. JØRGENS SØ NORD-BASSIN	0,08	0,74	54,2	1,7	8,6	2,1	12,4	61,5	3,2	10	TR
2011	GENTOFTE SØ	0,02	0,71	6,7	1,4	8,7	1,1	18,6	59,1	0,9	9	TR
2011	KLYDESØEN	0,07	1,38	14,8	0,3	8,7	3,9	61,4	506,7	0,3	11	TR
2011	STUBBE SØ	0,06	0,72	16,2	1,1	8,9	3,0	18,0	751,6	1,1	11	TR
2011	NYSØ V. SLAGELSE	0,12	1,21	83,7	0,6	8,2	4,3	57,4	48,9	1,0	9	TR
2011	HVIDSØ	0,03	0,81	8,0	2,3	8,4	2,7	14,7	37,4	4,9	10	TR
2011	PEDERSBORG SØ	0,04	0,75	50,6	1,0	8,5	2,8	17,7	42,4	2,9	9	TR
2011	ROSENGÅRD SØ	0,16	1,50	69,6	0,8	8,4	3,3	58,3	63,7	1,5	9	TR
2011	SKOVBAKKE SØ	0,12	1,65	50,2	1,0	8,3	2,3	33,0	30,5	2,0	10	TR
2011	BJERREDE SØ	0,20	1,00	23,0	1,8	9,0	2,1	35,3	30,7	1,0	9	TR
2011	MAGLEMOSEN	0,38	1,97	190,2	0,6	8,5	3,6	75,4	49,8	0,8	13	TR

2011	SNESERE SØ	0,47	1,27	199,0	0,4	9,0	3,7	25,9	47,8	2,0	9	TR
2011	HEJREDE SØ	0,04	1,37	8,2	1,6	8,5	3,4	61,1	53,5	0,9	9	TR
2012	TRYGGELEV NOR	0,06	1,83	13,8		8,9	2,5	40,0	90,0	0,5	9	TR
2012	HYKÆR	0,05	0,94	7,6	1,1	5,7	0,03	106,3	20,3	0,0	5	TR
2012	TORMÅL	0,02	0,71	3,5	1,0	7,7	0,4	67,1	20,8	0,4	13	TR
2012	SOKLAND	0,05	0,86	16,1	1,0	6,1	0,04	82,2	18,4	1,0	5	TR
2012	BLEGSØ	0,02	0,71	6,3	2,6	7,7	0,5	69,5	21,4	2,0	13	TR
2012	NORSSØ	0,02	0,52	4,7	4,2	8,3	1,6	6,5	27,4	3,6	10	TR
2012	DET STORE VAND	0,05	0,85	13,9	0,7	5,6	0,04	230,5	21,4	0,0	5	TR
2012	LINDHOLM KRIDTGRAV	0,01	2,52	3,6	6,3	8,4	2,4	2,0	78,3		10	TR
2012	SØENGE SØ- MØLLE SØ	0,04	0,95	6,1	3,9	8,4	2,2	18,6	47,3		10	TR
2012	KOKKJÆR VAND	0,04	0,75	5,9	0,8	5,2	0,01	53,6	15,8	0,0	5	TR
2012	ULVEDYBET NORD	0,26	3,01	176,3	0,4	9,2	3,5	54,4	1740,0	0,8	11	TR
2012	GØTTRUP SØ	0,03	1,09	17,0	2,5	8,5	2,2	8,3	42,3	0,0	9	TR
2012	SULDREP SØ	0,15	1,09	74,2	0,5	9,2	1,8	51,8	39,2	0,7	9	TR
2012	HORNUM SØ	0,05	0,53	16,8	2,2	6,5	0,08	29,4	8,8	1,7	1	TR
2012	TRANEMOSE	0,02	0,69	2,8	1,0	4,4	-0,03	131,4	12,4	0,8	13	TR
2012	ØRSLEV KLOSTER SØ	0,06	1,56	56,5	1,0	8,9	2,4	22,4	577,7	2,0	11	TR
2012	GLENSTRUP SØ	0,04	1,27	16,3	3,2	8,7	2,0	14,5	38,7	9,5	10	TR
2012	KLEJTRUP SØ	0,12	1,33	111,4	0,5	9,5	1,6	23,5	35,7	1,7	9	TR
2012	SØ SYD FOR SKIVE FJORD	0,07	0,79	12,6	0,6	8,9	2,4	29,2	2161,5	0,0	11	TR
2012	LØKKEDYB	0,17	0,66	5,3	0,7	8,5	2,3	21,4	3572,7	0,0	11	TR
2012	FLYNDERSØ ST.36-01	0,17	0,57	49,8	0,6	8,6	2,0	14,6	35,7	3,6	10	TR
2012	FLYNDERSØ ST.36-02	0,21	0,54	54,2	0,6	8,5	2,0	16,6	36,5	3,6	10	TR
2012	STUBBERGÅRD SØ	0,11	0,52	74,8	0,7	8,8	1,8	12,4	42,7	2,5	9	TR
2012	VIV SØ	0,03	0,46	9,6	1,2	4,3	-0,05	91,0	11,8	0,9	5	TR
2012	VELLING IGELSØ	0,02	0,42	9,2	2,8	7,4	0,3	50,7	12,1	7,0	10	TR
2012	MOSSØ	0,05	0,65	3,3	5,7	8,2	2,1	14,2	36,3	9,0	10	TR
2012	KULSØ V. BRYRUP	0,09	0,88	65,4	1,2	8,8	1,6	20,5	27,6	1,9	9	TR
2012	KVINDSØ	0,09	1,10	51,1	1,3	8,9	1,6	20,2	28,2	1,8	9	TR
2012	BRYRUP LANGSØ	0,06	1,64	39,4	1,5	8,7	1,6	18,7	28,1	4,6	10	TR
2012	TÅNING SØ	0,10	0,73	18,7	1,8	8,3	2,6	16,7	44,4	4,0	10	TR

2012	HYLKE SØ	0,06	0,75	9,5	4,8	8,3	2,7	13,1	45,1	7,8	10	TR
2012	VROLDSØ	0,09	0,67	13,8	3,6	8,3	2,6	13,3	44,2	4,0	10	TR
2012	GUDENSØ	0,06	0,76	28,6	1,8	8,4	2,0	19,4	32,7	2,4	9	TR
2012	FUGLSANG SØ	0,02	0,31	5,8	3,9	8,3	1,4	6,9	27,7	0,0	0	TR
2012	SIDETAGSSØ ØST FOR IKAST	0,02	0,60	8,1	2,8	8,0	1,8	19,7	38,3	0,0	9	TR
2012	SØBY SØ, MIDTJYLLAND	0,02	0,27	5,2	3,7	7,6	0,6	7,5	17,6	2,8	9	TR
2012	SØBYLEJET 5	0,01	0,87	3,4	1,6	6,4	0,2	15,8	27,5	0,0	1	TR
2012	SØBYLEJET 13	0,01	2,10	2,3	3,2	5,4	0,02	2,1	25,5	0,0	2	TR
2012	SØBYLEJET 27	0,00	0,51	1,7	5,4	3,6	0,02	1,1	36,8	0,0	2	TR
2012	SØBYLEJET 33	0,01	0,76	2,6	8,6	3,7	0,02	0,9	32,0	0,0	2	TR
2012	SØBYLEJET 38	0,00	1,30	1,1	4,7	3,0	0,02	8,5	99,3	0,0	2	TR
2012	SØBYLEJET 32	0,02	0,46	6,1	2,3	6,8	0,2	44,0	15,1	0,0	1	TR
2012	TÅSTRUP SØ	0,20	0,84	17,5	1,6	8,1	3,8	36,5	49,4	1,0	9	TR
2012	TEBSTRUP SØ	0,04	0,69	13,5	3,3	8,3	2,8	13,0	49,4	7,7	10	TR
2012	GÅSEHULLERNE	0,03	0,76	22,3	1,1	7,1	0,6	65,5	32,5	0,8	13	TR
2012	KARLSGÅRDE SØ	0,08	1,82	30,9	1,1	7,9	0,8	31,9	23,6	1,7	9	TR
2012	KVIE SØ	0,06	0,75	18,6	2,0	6,4	0,06	29,7	9,3	1,2	1	TR
2012	FÅRUP SØ	0,07	0,41	9,7	4,3	8,3	2,5	9,5	41,5	5,6	10	TR
2012	SKÆRSØ	0,02	0,60	6,0	2,4	7,4	0,2	26,5	11,3	1,4	9	TR
2012	HADERSLEV DAM	0,17	0,96	129,1	0,8	8,7	2,2	26,7	36,4	2,2	9	TR
2012	STEVNING DAM	0,07	2,22	39,6	1,0	8,4	3,0	18,5	48,2	0,8	9	TR
2012	VEDBØL SØ	0,16	0,80	50,5	1,6	8,3	3,3	24,0	46,7	2,7	9	TR
2012	HINDEMAJ KANAL	0,14	0,98	133,4	0,6	8,5	2,8	25,1	45,1	1,1	9	TR
2012	SOLKÆR ENGE	0,21	0,98	47,2	0,9	8,2	2,9	48,3	1872,8	0,6	11	TR
2012	ØDIS SØ	0,30	1,41	80,7	0,7	8,3	3,3	70,1	42,9	1,0	13	TR
2012	VARNÆS SKOVØ	0,05	1,18	28,3	1,3	8,3	3,3	24,6	371,2	2,8	11	TR
2012	UGE SØ 3	0,01	0,36	3,2	7,2	8,2	3,3	7,3	64,1	7,4	10	TR
2012	RÅSTOFSØ G36	0,04	1,46	36,5	1,6	8,2	3,5	87,7	56,1	4,5	14	TR
2012	LUNDERUP SØ (G21)	0,03	2,58	5,9	4,9	8,2	2,7	8,8	41,4	2,8	10	TR
2012	GAMBORG INDREFJORD	0,17	0,93	143,7	0,5	9,1	4,0	23,8	1385,8	0,6	11	TR
2012	BRÆNDEGÅRD SØ	0,19	1,36	13,5	0,7	8,1	3,8	47,1	42,0	0,8	9	TR
2012	NØRRESØ, FYN	0,14	0,89	22,4	2,1	8,2	2,7	20,0	40,4	2,3	9	TR

2012	RINGE SØ		0,26	1,66	90,0	0,8	8,2	3,6	49,6	48,6	0,8	9	TR
2012	NORDBY SØ		0,05	1,57	17,7	2,0	8,2	4,4	18,1	72,3	4,0	10	TR
2012	SØHOLM SØ		0,03	1,13	27,2	2,0	8,4	3,1	20,6	41,3	6,5	10	TR
2012	NAKKEBØLLE INDDÆMING		0,19	1,81	104,3	0,4	8,5	3,8	98,7	103,8	0,9	15	TR
2012	BAGSVÆRD SØ		0,05	0,99	50,1	0,8	8,6	2,6	15,0	53,9	2,0	9	TR
2012	FURESØEN STORESØ		0,05	0,60	15,9	3,5	8,7	2,3	10,1	49,4	16,5	10	TR
2012	LYNGBY SØ		0,06	0,88	55,0	1,0	8,7	2,3	16,1	48,0	1,7	9	TR
2012	SØLLERØD SØ		0,22	1,08	26,6	2,2	9,2	2,4	14,4	38,2	5,6	10	TR
2012	HØRSHOLM SLOTSSØ		0,04	0,75	12,5	1,8	7,8	2,2	30,1	50,8	1,3	9	TR
2012	BUE SØ		0,08	1,29	63,3	0,9	8,5	4,6	40,5	66,9	3,8	10	TR
2012	ØSTRUP-GUNDØMAGLE SØ		0,19	1,28	83,4	0,5	8,6	5,3	52,3	85,0	1,2	9	TR
2012	SVOGERSLEV SØ		0,11	1,39	112,5	0,6	8,5	4,0	38,4	62,4	2,0	9	TR
2012	ESKILSØ RØRMOSE		0,39	2,37	14,3	1,0	8,3	4,5	49,7	112,0	0,5	9	TR
2012	SORTEDAMSSØ NORD BASSIN		0,06	0,81	19,4	1,6					2,0	9	TR
2012	EMDRUP SØ		0,11	0,97	68,4	0,6	8,2	3,2	26,4	73,6	1,7	9	TR
2012	VALLENSBÆK SØ		0,09	0,69	61,1	0,6	8,3	3,9	19,4	85,8	1,1	9	TR
2012	BLØDEMADE SØ		0,18	1,02	20,7	1,6	8,3	3,2	49,9	38,9	1,0	9	TR
2012	SØGÅRD SØ, SJÆLLAND		0,14	1,41	117,2	0,5	8,3	3,5	33,8	44,9	1,2	9	TR
2012	SØRØ SØ		0,04	0,73	18,8	1,8	8,2	2,9	15,0	42,8	5,0	10	TR
2012	EJLEMADE SØ		0,21	0,94	37,5	1,5	8,1	3,5	29,0	52,0	1,3	9	TR
2012	SØ NORD FOR STEGE		0,11	0,92	16,9	0,2	8,4	2,3	52,9	931,5	0,5	11	TR
2012	VIRKET SØ		0,06	1,03	38,9	1,1	8,2	3,5	20,6	45,0	4,1	10	TR
2012	VESTERBORG SØ		0,18	1,13	39,8	0,8	8,3	6,3	47,8	85,8	1,0	9	TR
2012	FLINTING MOSE		0,22	1,13	13,9	0,8	8,8	3,6	52,2	116,3	0,4	11	TR
2013	BASTRUP SØ	1	0,11	0,84	19,8	2,0	8,6	2,9	24,6	41,2	3,5	10	BK, TR
2013	BROMME LILLESØ	2	0,02	0,89	27,7	0,9	8,3	3,1	19,3	40,2	1,6	9	BK, TR
2013	BØJDEN NOR		0,09	1,84	109,3	0,4	9,1	3,1	28,2	1850,2	0,0	11	TR
2013	BØJDEN NOR		0,06	1,37	65,5	0,5	8,8	3,1	35,5	1960,8	0,0	11	TR
2013	DAMHUSSØEN	3	0,05	0,98	16,4	1,7	9,1	1,3	15,6	89,7	1,6	9	BK, TR
2013	DONS NØRRESØ	4	0,09	0,91	237,8	0,5	9,2	1,7	27,8	33,9	1,0	9	BK, TR
2013	DYSSEMOSE		0,07	1,32	103,8	0,7	8,7	3,7	55,8	46,2	1,4	13	TR
2013	EGÅ ENGSØ		0,08	1,70	69,3	0,6	8,5	2,8	45,0	73,6	0,8	9	TR

2013	ENGELSHOLM SØ	5	0,04	0,51	29,2	2,1	8,3	1,8	13,5	32,0	2,6	9	BK, TR
2013	ESRUM SØ	6	0,10	0,51	5,2	5,1	8,7	2,6	6,5	37,7	12,3	10	BK, TR
2013	ESTRUP DAM	7	0,07	1,20	64,9	0,4	5,0	0,04	543,7	10,4	1,6	5	BK, TR
2013	FERRING SØ	8	0,17	1,42	118,0	0,2	9,2	2,7	20,7	613,7	1,6	11	BK, TR
2013	FUGL SØ, SØNDERJYLLAND		0,07	1,19	58,6	0,8	8,9	3,7	34,4	1078,9	1,1	11	TR
2013	GRARUP SØ	9	0,07	1,09	80,7	0,8	8,5	2,7	24,0	46,6	2,1	9	BK, TR
2013	GRAVET SØ 1 ØST FOR VIGSØ		0,03	0,63	23,3	1,3	8,5	2,1	25,5	30,0	2,1	9	TR
2013	GRAVET SØ 2 ØST FOR VIGSØ		0,02	0,55	5,4	3,0	8,3	1,6	13,8	25,0	3,6	9	TR
2013	GRAVET SØ 3 ØST FOR VIGSØ		0,02	0,63	7,3	2,5	8,2	1,9	34,2	28,5	2,1	9	TR
2013	GRUSGRAVSSØ 5.2		0,03	0,72	24,8	2,1	8,3	2,4	12,8	32,2	3,0	9	TR
2013	GØRLEV SØ	10	0,07	0,98	68,4	0,9	8,3	3,5	34,2	47,2	1,6	9	BK, TR
2013	HALS SØ		0,09	1,54	39,8	0,9	8,2	2,2	53,5	34,5	1,6	9	TR
2013	HAUGE SØ		0,12	1,54	105,7	0,5	8,2	0,8	128,1	18,8	2,3	13	TR
2013	HINGE SØ	11	0,07	0,60	79,5	0,7	8,6	1,8	24,4	36,1	1,2	9	BK, TR
2013	HOLMEGÅRDS MOSE FL.		0,02	0,83	19,0	1,3	8,0	1,8	92,3	21,0	1,0	13	TR
2013	HOVEDSØ, AVERNAKØ		0,19	1,18	8,3	0,6	8,6	2,5	39,8	2632,0	0,0	11	TR
2013	HUMMELØSØ		0,07	0,95	60,0	0,8	7,8	1,7	39,6	24,3	1,9	9	TR
2013	HVIDKILDE SØ	12	0,37	1,03	137,4	1,0	9,0	3,5	19,8	46,8	2,0	9	BK, TR
2013	HYGUM NOR		0,41	1,22	66,8	0,6	8,2	3,8	36,6	378,0	0,4	11	TR
2013	JELS MIDTSØ		0,07	1,04	23,0	1,6	8,3	2,7	29,4	40,0	4,6	10	TR
2013	JELS NEDERSØ	13	0,03	1,78	12,9	2,7	8,3	2,3	27,2	35,7	5,7	10	BK, TR
2013	JELS OVERSØ	14	0,17	0,87	76,8	0,8	7,9	4,3	41,2	55,7	1,2	9	BK, TR
2013	KELDSNOR	15	0,21	2,98	350,9	0,2	9,5	2,9	28,0	992,1	0,5	11	BK, TR
2013	KLOKKERHOLM MØLLESØ	16	0,07	1,32	74,5	0,9	9,1	1,7	36,6	30,4	0,8	9	BK, TR
2013	KNABBERUP		0,13	1,69	12,7	0,7	8,0	2,0	97,1	36,5	0,4	13	TR
2013	KNAP SØ	17	0,03	1,07	6,7	0,8	7,9	3,0	40,6	33,4	0,7	9	BK, TR
2013	KOLDING SLOTSØ		0,14	0,63	13,6	1,5	9,1	2,2	17,5	67,8	1,0	9	TR
2013	KRAGEØ SØ		0,43	4,90	112,2	0,2	8,7	4,4	108,1	3898,5	0,3	15	TR
2013	LADING SØ	18	0,24	1,23	12,3	1,2	8,9	1,9	35,0	33,9	1,0	9	BK, TR
2013	LOLDRUP SØ		0,14	0,83	150,8	0,6	9,1	2,1	29,0	40,6	1,1	9	TR
2013	LØGSØ		0,03	1,22	55,0	0,8	8,1	0,6	121,1	12,9	2,6	13	TR
2013	MADUM SØ	19	0,03	0,61	10,7	2,0	6,6	0,03	11,5	7,7	2,7	1	BK, TR

2013	MAGLESØ V. BRORFELDE	0,01	0,75	10,1	2,1	8,4	3,0	11,3	35,1	3,6	10	TR
2013	MARBÆK SØ	0,18	1,25	77,5	0,4	7,4	0,2	165,5	21,1	1,1	5	TR
2013	MARIBO SØNDERSØ	0,02	1,11	10,0	1,9	8,7	2,2	23,7	37,4	1,7	9	TR
2013	MELLEM DYB	20	0,22	2,16	166,8	0,4	8,2	1,2	126,1	92,4	0,4	13
2013	MELLEMVESE	21	0,41	1,55	64,0	0,5	8,7	4,1	43,5	508,8	0,5	11
2013	MORTENSTRUP SØ		0,15	1,63	121,7	0,3	9,1	2,4	50,9	27,8	0,6	9
2013	MØRKE MOSESØ	22	0,17	1,44	78,0	0,8	8,7	3,5	46,3	51,7	1,0	9
2013	MØRKE MOSESØ, SYD		0,09	1,23	48,2	0,9	8,7	2,7	41,3	46,0	0,7	9
2013	NORET	23	0,71	1,23	40,0	0,6	9,4	4,2	77,4	114,0	0,5	15
2013	NØRHÅ SØ	24	0,10	3,14	27,8	0,5	8,1	3,8	42,4	59,5	0,4	9
2013	NØRREKÆR/TANESØ		0,40	2,12	47,1	0,3	6,5	0,2	1001,0	28,0	0,3	5
2013	OLLERUP SØ	25	0,27	1,41	197,4	0,3	9,0	3,2	27,3	45,9	1,0	9
2013	OMØ SØ		0,41	4,42	141,4	0,3	8,7	4,9	113,3	648,4	0,3	15
2013	OVE SØ		0,11	1,17	262,3	0,4	8,9	2,6	46,7	47,8	0,7	9
2013	RØDDING SØ		0,23	1,16	119,9	0,5	8,6	3,0	38,9	46,4	1,5	9
2013	RÅBJERG MILE SØ, VEST		0,04	0,86	18,0	0,6	7,3	0,2	78,7	16,3	0,3	5
2013	RÅBJERG MILE SØER		0,04	0,96	73,0	0,4	5,3	0,04	254,8	17,8	0,6	5
2013	SALME NOR		0,20	3,47	44,0	0,3	9,0	3,7	109,7	174,7	0,3	15
2013	SALTBÆK VIG		0,13	1,94	193,7	0,4	9,4	2,8	21,5	911,6	1,8	11
2013	SKARRE SØER		0,13	1,62	123,9	0,4	9,1	3,0	56,9	1400,5	0,8	11
2013	SKARRE SØER		0,22	0,91	4,2	1,2	8,9	2,5	44,5	2479,5	0,8	11
2013	SPÆLINGE MOSE		0,22	2,39	64,4	0,8	7,7	3,1	46,1	43,3	1,0	9
2013	ST. ØKSSØ		0,07	0,93	17,4	0,7	4,8	0,00	262,8	7,3	2,8	5
2013	STADIL FJORD	26	0,03	0,73	13,2	1,5	8,2	1,2	24,8	395,0	1,5	11
2013	STALLERUP SØ	27	0,08	0,96	95,3	1,0	8,7	2,2	28,1	43,1	2,1	9
2013	STORE STUBBESØ		0,05	1,13	76,4	0,9	7,7	1,2	167,9	19,1	0,8	13
2013	SØ 1 V FOR BJERREGRAV		0,06	1,45	78,0	0,4	8,8	3,0	57,1	38,1	1,4	9
2013	SØ 2 V FOR BJERREGRAV		0,62	1,12	38,0	0,7	8,4	4,2	63,0	54,3	1,0	9
2013	SØNDERSØ	28	0,02	0,73	31,4	1,3	8,5	2,7	12,4	55,3	3,3	10
2013	SØNDERMOSEN		0,04	0,95	43,9	0,9	8,6	1,6	40,1	30,1	0,5	9
2013	SØTORUP SØ	29	0,04	0,77	27,6	1,7	8,8	1,6	7,6	25,3	10,0	10
2013	THORSØ	30	0,02	0,28	12,6	2,5	8,1	1,0	10,4	24,3	4,2	10

2013	TILLERUP SØ	31	0,09	1,21	66,9	0,9	8,0	2,7	29,3	45,5	2,8	9	BK, TR
2013	TIM ENGE		0,05	1,47	12,4	0,7	8,1	1,1	53,0	29,6	0,4	9	TR
2013	UGLEDIGE SØ		0,24	1,17	39,4	1,0	8,4	5,0	51,1	77,6	1,9	9	TR
2013	ULSE SØ	32	0,02	0,80	8,6	2,0	8,6	1,9	8,4	26,7	8,8	10	BK, TR
2013	VENG SØ		0,12	1,32	6,9	0,8	7,6	3,6	35,5	55,6	0,5	9	TR
2013	VESTSTADIL FJORD		0,11	1,26	89,1	0,4	9,3	1,8	36,9	139,0	0,8	11	TR
2013	ÅEN		1,88	3,18	118,3	0,5	9,0	5,0	84,2	1701,9	0,3	15	TR
2014	VESTBIRK SØ	66	0,06			1,5	8,4				3,2	10	BK, TR
2014	STRANDSØ 2		0,93	6,79		0,2	9,0	5,6	157,3	980,1	0,2	15	TR
2014	AGSØ		0,16	1,30	27,2	1,9	7,9	2,2	25,6	31,9	3,7	10	TR
2014	ARRESKOV SØ	33	0,13	1,59	110,5	1,3	8,8	1,9	28,5	44,6	1,9	9	BK, TR
2014	ARRESØ	34	0,11	1,16	68,2	0,6	8,9	2,3	19,1	50,9	3,1	10	BK, TR
2014	BARNSØ		0,02	0,72	7,5	1,2	7,1	0,3	56,9	17,8	1,0	13	TR
2014	BOGENS SØ	35	0,04	0,69	11,6	0,9	8,8	2,2	28,1	81,5	1,0	9	BK, TR
2014	BORUP SØ	36	0,03	1,16	10,6	1,3	8,4	1,8	44,6	34,6	1,1	9	BK, TR
2014	BRABRANDSØ		0,20	0,88	96,0	0,4	8,7	3,0	38,7	50,2	1,1	9	TR
2014	BÆNDELØKKE DAM		0,05	1,16	30,1	1,2	8,8	2,5	43,7	32,6	2,0	9	TR
2014	BÅGØ VESTERMOSE		0,08	0,72	11,2	0,6	7,8	2,3	38,3		0,4	11	TR
2014	EJSTRUP SØ		0,29	1,43	155,3	0,4	8,8	1,2	31,8	21,9	1,5	9	TR
2014	ELLINGE SØ		0,19	2,24	98,3	0,6	8,5	6,1	109,9	68,4	0,0	13	TR
2014	FJELLERUP SØ	37	0,38	1,58	218,1	0,3	9,3	1,3	20,7		1,4	9	BK, TR
2014	FLADE SØ	38	0,16	2,13	128,0	0,4	9,2	2,2	18,2	820,8	1,8	11	BK
2014	FLASKEN	39	0,19	1,65	66,0	0,2	8,5	4,1	48,2	1562,5	0,2	11	BK, TR
2014	FREDERIKSBORG SLOTSØ		0,21	1,22	106,5	0,7	9,5	2,1	29,8	46,4	3,1	10	TR
2014	FØRBY SØ	40	0,05	0,92	15,1	1,3	8,1	0,5	65,8	24,8	0,7	13	BK, TR
2014	GRALEV SØ	41	0,05	5,11	17,9	0,7	9,3	1,6	14,9	36,2	0,6	9	BK, TR
2014	GRUSGRAVSØ 7.1	42	0,02	0,48	7,8	3,7	8,3	2,1	4,7	39,2	3,6	10	BK, TR
2014	GØDSTRUP ENGSØ		0,13	2,15	67,4	0,6	8,4	4,7	96,8	52,0	0,5	13	TR
2014	HALLE SØ	43	0,13	1,99	96,7	0,6	9,2	1,3	27,1	24,6	2,3	9	BK, TR
2014	HARALDSTED SØ -LANGESØ		0,12	1,69	58,2	1,4	8,7	3,3	27,6	47,2	4,9	10	TR
2014	HJERK NOR		0,10	0,91	71,5	0,8	8,9	2,6	36,0	199,8	1,0	11	TR
2014	HOLM SØ	44	0,01	0,42	1,7	0,9	4,8	0,00	16,1	24,7	0,8	1	BK, TR

2014	HOLMGÅRD SØ	45	0,11	0,72	25,9	1,0	7,9	2,0	39,3	36,1	1,0	9	BK, TR
2014	HOLTEBAKKE SØ		0,03	0,72	11,3	2,7	8,8	1,9	10,9	34,3	3,0	9	TR
2014	HOPSØ	46	1,22	3,12	116,8	0,8	9,5	4,1	47,1	994,5	1,1	11	BK, TR
2014	HUSBY SØ	47	0,05	1,03	12,5	0,9	7,9	1,3	42,0	54,3	1,4	9	BK, TR
2014	KAMSTRUP GRUSGRAV		0,02	0,66	6,4	1,8	8,3	2,3	6,0	33,2	0,0	9	TR
2014	KJELLERUP SØ	48	0,05	3,26	10,8	0,7	9,0	2,1	24,8	36,8	0,5	9	BK, TR
2014	KOBBERMOSE		0,10	0,58	34,5	0,8	8,2	3,9	17,7		0,6	9	TR
2014	KÅS SØ	49	0,16	1,58	59,9	0,8	8,7	2,3	20,1	2366,2	1,8	11	BK, TR
2014	LEMVIG SØ		0,35	0,75	51,1	0,7	8,4	3,2	28,0	47,0	2,0	11	TR
2014	LÆSSØ	50	0,08	2,76	15,0	0,6	8,6	1,5	119,7	102,8	0,3	15	BK
2014	MAGLEBÆK SØ		0,07	0,60	6,4	1,1	8,4	2,6	14,1	1445,2	1,4	11	TR
2014	MØLLE SØ	51	0,06	1,31	41,7	1,1	8,6	2,6	19,3	33,9	3,2	10	BK, TR
2014	NAKSKOV INDREFJORD	52	0,13	1,23	30,8	0,8	8,8	3,4	35,7	505,9	0,6	11	BK, TR
2014	NALDAL SØ		0,06	1,89	37,7	1,7	8,2	2,4	24,3	38,3	2,4	9	TR
2014	NAVN SØ		0,04	0,89	22,1	2,2	6,5	0,04	25,3	10,3	2,8	1	TR
2014	NØRRESØ VED RUGÅRD		0,07	1,04	18,2	1,9	8,7	1,9	20,6	43,3	1,6	9	TR
2014	NØRRESØ, RINGKØBING AMT	53	0,05	1,10	14,1	1,0	8,0	1,6	48,8	52,5	1,2	9	BK, TR
2014	PEBLINGE SØ	54	0,04	0,90	14,1	1,7	9,1	1,2	17,8	70,8	2,2	9	BK, TR
2014	RAVNSØ	55	0,03	1,44	8,6	3,0	8,7	2,3	16,5	40,7	15,0	10	BK, TR
2014	ROSENLUUND		0,03	0,58	9,6	2,0	8,3	2,8	10,4	55,7	4,9	10	TR
2014	RUGÅRD SØNDERSØ	56	1,36	3,67	282,1	0,2	8,1	3,1	98,9	50,1	1,0	13	BK, TR
2014	RYGBJERG SØ	57	0,05	0,87	30,9	2,0	7,3	0,3	14,1	10,8	5,8	10	BK, TR
2014	SANDBJERG MØLLEDAM		0,32	1,30	118,0	0,7	8,0	3,8	31,0	50,1	1,4	9	TR
2014	SDR. LEM VIG	61	0,10	1,14	102,6	0,6	8,6	2,2	51,5	64,4	0,8	9	BK, TR
2014	SELAGER SØ		0,02	0,55	4,9	1,5	5,2	0,01	36,1	17,7	0,7	1	TR
2014	SJÆLSØ		0,19	1,20	79,8	1,6	9,0	2,5	25,7	42,3	3,2	10	TR
2014	SKUDELØBET	58	0,10	0,79	26,9	0,5	8,5	3,7	25,9	664,7	0,5	11	BK, TR
2014	SLIVSØ		0,11	1,17	53,4	1,2	8,3	3,2	41,3	65,7	1,5	9	TR
2014	STORE SØGÅRDSØ	59	0,17	1,72	63,4	1,0	8,6	2,4	48,2	41,1	2,7	9	BK, TR
2014	STORMOSE		0,10	1,20	31,1	0,9	8,5	2,4	47,6	36,1	1,9	9	TR
2014	STRANDSØ 1		1,46	2,61	76,0	0,4	8,7	4,9	89,3	1067,4	0,4	15	TR
2014	STRANDSØ VED MÅGERODDE		0,56	1,54	22,1	0,2	8,2	2,9	57,1	4650,0	0,2	11	TR

2014	STRANDSØ VED TRÆDEMARK ODDE		0,32	3,01	31,2	0,2	8,2	3,0	112,7	3337,1	0,1	15	TR
2014	SVANHOLM SØ		0,03	1,11	46,6	0,6	7,4	0,5	149,9	21,9	1,6	13	TR
2014	SØ 1 SYD FOR KOUSTED		0,24	1,71	87,0	0,6	9,0	2,5	59,3	36,7	1,4	9	TR
2014	SØ 232 VED KLIPLEV		0,08	0,91	14,7	0,5	5,8	0,03	343,3	9,2	1,5	5	TR
2014	SØ 265	60	0,14	1,21	107,0	0,5	6,7	0,1	313,9	10,4	1,6	5	BK, TR
2014	SØ V. NEDER BJERREGRAV		0,21	1,59	83,3	0,4	9,4	1,8	47,6	32,7	1,3	9	TR
2014	SØ VED KÆRBALLEGÅRD		0,12	0,87	129,0	0,7	6,2	0,09	105,1	10,1	1,4	5	TR
2014	SØ ØST FOR TØMMERBY FJORD		0,09	1,37	9,4	0,6	8,1	2,0	63,1	74,1	0,4	13	TR
2014	SØBYGÅRDSØ		0,37	0,61	67,4	0,6	9,3	2,4	23,2	36,6	1,1	9	TR
2014	SØNDERBY SØ		0,31	1,29	94,4	0,7	8,4	2,6	17,0	47,7	2,9	9	TR
2014	TEGLGÅRD SØ		0,09	1,10	73,5	0,8	8,5	2,4	60,8	47,8	1,2	13	TR
2014	TISSØ	62	0,04	1,51	15,1	3,6	8,5	3,3	22,6	57,0	8,2	10	BK, TR
2014	TORBENFELT SØ	63	0,18	2,07	107,9	0,6	9,0	2,8	52,0	39,7	0,7	9	BK, TR
2014	ULVSMOSEN		0,27	2,31	83,8	0,3	8,6	2,8	56,7	38,8	0,8	9	TR
2014	VALSØLILLE SØ		0,20	2,29	79,6	0,6	9,5	2,1	54,5	29,7	0,6	9	TR
2014	VED SØ		0,05	1,09	22,5	0,9	8,2	3,3	29,2	40,3	1,5	9	TR
2014	VEJLEN	64	0,07	1,67	16,3	0,5	9,2	2,5	34,1	740,6	0,5	11	BK, TR
2014	VESSØ	65	0,05	0,66	17,1	1,8	8,3	2,6	17,9	39,9	4,3	10	BK, TR
2014	VILLERSLEV MOSE		0,25	1,31	24,6	1,3	7,3	1,5	68,5	25,1	0,7	13	TR
2014	VÆNGSØ		0,04	0,28	15,6	1,5	8,0	1,0	16,1	25,9	1,3	9	TR
2014	ÅLVAND		0,06	0,85	12,7	0,5	5,1	0,02	124,8	14,9	0,4	5	TR
2014	ÅRSLEV ENGSØ		0,09	0,85	34,5	0,8	8,3	3,1	34,6	51,7	0,0	9	TR
2015	BASTEMOSE	67	0,02	0,80	3,7	1,0	7,5	1,9	51,4	28,8	0,6	9	BK, TR
2015	BIRKSØ		0,05	0,96	10,8	2,3	7,9	2,0	19,7	34,4	1,8	9	TR
2015	BJØRNKÆR		0,09	1,07	27,6	0,8	7,7	1,3	68,9	33,4	1,0	13	TR
2015	BORRESØ, JYLLAND		0,04	0,86	9,4	3,7	8,1	2,0	14,3	34,4	4,9	10	TR
2015	BRYRUP LANGSØ	68	0,08	2,06	46,4	1,5	8,6	1,6	21,0	28,7	4,6	10	BK, TR
2015	BØGEHOLM SØ		0,48	1,64	51,7	0,7	8,2	1,6	122,9	35,9	1,0	13	TR
2015	DAVINDE SØ (GRUSGRAVSØ 1.1)		0,02	0,40	4,0	3,8	8,2	2,0	4,3	40,9		10	TR
2015	DONS SØNDERSØ		0,14	1,87	99,1	0,6	9,3	2,0	28,4	33,3	0,8	9	TR
2015	DRÅBY SØ	69	0,03	0,89	10,4	2,7	8,3	2,7	19,5	51,5	1,6	9	BK, TR
2015	EJSBØL SØ		0,12	1,80	12,2	1,5	8,4	3,8	62,1	46,0	1,5	13	TR

2015	ENGELSHOLM SØ	70	0,12	1,10	47,0	1,4	8,5	1,8	22,2	29,6	2,6	9	BK, TR
2015	FURESØEN STORESØ	71	0,06	0,71	20,2	3,2	8,6	2,1	8,9	44,5	16,5	10	BK, TR
2015	FUSSING SØ	72	0,04	0,65	10,2	4,4	8,7	1,9	6,9	35,4	12,6	10	BK, TR
2015	FØNS VANG		0,23	3,08	64,4	1,0	8,7	3,2	55,1	75,5	0,5	9	TR
2015	GJORSLEV MØLLESØ	73	0,28	1,30	26,1	2,6	8,5	3,1	18,6	41,9	2,6	9	BK, TR
2015	GLUMSØ		0,15	1,63	88,9	0,6	8,7	2,4	15,4	33,6	1,3	9	TR
2015	GUDEMINDRUP MOSE		0,50	1,90	73,8	1,0	8,3	5,4	53,5	79,4	0,0	9	TR
2015	HALE SØ		0,22	1,58	33,3	0,8	9,4	1,5	38,5	24,1	0,8	9	TR
2015	HAMMER SØ	74	0,03	0,58	4,1	5,3	8,3	1,9	8,0	37,4	6,6	10	BK, TR
2015	HAN VEJLE	75	0,09	2,07	26,4	0,8	9,7	1,9	43,7	54,9	0,4	9	BK, TR
2015	HARALDSTED LILLESØ	76	0,13	1,65	75,5	0,9	8,5	3,6	31,3	41,8	3,0	9	BK, TR
2015	HARBOØRE FJORD		0,60	2,81	38,7	0,5	8,7	3,6	51,2	1782,9	0,3	11	TR
2015	HESTHOLM SØ		0,11	2,27	27,7	0,6	7,7	0,8	46,1	25,7	0,6	9	TR
2015	HORNUM SØ 1)	77	0,06	0,70	31,0	1,7	7,2	0,07	30,1	8,9	1,7	1	BK, TR
2015	HOVVIG		3,27	5,21	32,2	1,0	9,1	2,8	83,2	554,3	0,5	13	TR
2015	HULEMOSEN	78	0,15	1,21	34,8	0,9	8,2	4,4	26,9	60,3	1,8	9	BK, TR
2015	HÆRUP SØ	79	0,03	1,10	6,9	1,0	8,1	2,5	16,4	44,4	0,6	9	BK, TR
2015	HØJBY SØ	80	0,31	2,48	30,3	1,9	8,8	4,0	47,4	61,7	1,8	9	BK, TR
2015	KELDS NOR	81	0,33	5,53	179,6	0,3	9,5	2,8	23,0	1030,7	0,5	11	BK, TR
2015	KETTING NOR	82	0,07	0,87	28,9	1,1	8,6	4,3	28,2	1221,6	1,1	11	BK, TR
2015	KVIE SØ	83	0,08	0,88	17,1	2,2	6,8	0,06	28,7	9,5	1,2	1	BK, TR
2015	KÆR VIG	84	0,11	0,94	10,7	0,9	8,4	3,6	26,9	1121,9	0,7	11	BK, TR
2015	LØNNERUP FJORD		0,07	3,68	72,6	0,9	8,8	3,4	29,8	294,5	0,6	11	TR
2015	LØVENHOLM LANGSØ	85	0,15	1,50	29,5	0,3	4,3	0,00	367,8	7,7	4,0	6	BK, TR
2015	MOVØSØ	86	0,07	0,67	17,6	2,2	7,9	1,2	16,3	20,3	2,3	9	BK, TR
2015	MUNKESØEN		0,11	1,33	23,2	0,8	7,9	1,4	52,5	32,7	0,8	9	TR
2015	MØLHOLM KRIDTGRAV	87	0,01	2,52	3,4	4,3	8,3	2,4	2,5	56,9	6,0	10	BK, TR
2015	NIELSTRUP SØ	88	0,99	1,62	28,0	0,8	8,4	4,3	39,3	45,4	0,6	9	BK
2015	NORBORG SØ	89	0,15	1,83	52,2	1,2	8,4	2,8	18,9	42,0	5,6	10	BK, TR
2015	NORS SØ 1)	90	0,02	0,54	9,0	3,6	8,4	1,6	7,2	26,8	3,6	10	BK, TR
2015	NØRRE STRAND		0,10	1,88	41,1	0,7	8,4	3,2	50,0	46,2	0,8	9	TR
2015	NØRRESØ, RIBE AMT		0,09	1,07	78,9	0,7	4,9	0,02	205,0	6,1	1,1	5	TR

2015	NØRRESØ, TØNDER		0,07	1,48	9,5	0,7	8,2	2,8	36,6	52,2	0,4	9	TR
2015	RALGRAV KLIM, ØST	91	0,03	0,62	3,9	1,9	8,2	2,2	60,8	181,8	0,8	15	BK, TR
2015	RAMSØEN		0,53	2,80	52,8	0,3	9,1	2,8	82,2	45,5	0,5	13	TR
2015	RANDS FJORD	92	0,18	1,59	96,2	0,7	8,7	2,8	34,5	87,5	1,3	9	BK, TR
2015	RÆV SØ	93	0,01	0,38	3,6	6,7	6,6	0,04	6,3	6,2	4,7	2	BK, TR
2015	SKAGESØ		0,15	1,49	24,9	0,4	8,3	2,6	46,9	955,7	0,3	11	TR
2015	SKALLESØ		0,08	1,03	33,7	0,8	7,9	1,6	50,3	29,6	0,8	9	TR
2015	SKENKELSØ SØ		0,59	1,62	11,2	0,6	8,2	4,3	67,9	77,6	0,4	13	TR
2015	SKÅN SØ	94	0,02	0,55	11,3	4,9	6,2	0,04	23,0	9,7	1,9	1	BK, TR
2015	SMALBY SØ VEST		0,05	0,72	11,5	2,0	8,3	2,9	13,0	84,1	8,3	10	TR
2015	SNESERE SØ		0,34	2,26	83,2	0,9	8,2	3,4	24,9	41,7	2,0	9	TR
2015	SORTESØ VED SKANDERBORG		0,34	0,73	6,7	1,0	9,1	2,7	31,0	50,3	1,1	9	TR
2015	STILLING-SOLBJERG SØ		0,10	0,90	8,1	4,9	8,1	2,5	11,9	38,7	8,1	10	TR
2015	STORE ØRESØ	95	0,04	1,57	4,4	1,0	8,5	3,2	74,1	43,2	0,5	13	BK, TR
2015	STRANDSØ NORD F. HARBOSLETTÉ		0,03	0,49	6,9	1,9	8,0	1,6	55,1	57,7	0,5	9	TR
2015	STUBBE SØ		0,06	0,97	28,3	1,0	8,6	2,4	19,9	37,3	2,9	9	TR
2015	SUNDS SØ	96	0,02	1,03	4,5	2,8	7,7	0,7	16,7	30,3	1,6	9	BK, TR
2015	SØ V. LØNBORG GÅRD		0,39	3,85	125,2	0,2	8,1	1,5	149,8	33,9	0,3	13	TR
2015	SØBY SØ	97	0,01	0,31	3,8	4,3	8,0	0,7	8,5	17,4	2,8	9	BK, TR
2015	SØEN VED VALDEMAR SLOT		0,85	7,11	83,1	0,6	8,4	4,5	65,2	109,6	0,6	13	TR
2015	SØGÅRD SØ	98	0,92	9,01	272,8	0,2	8,9	5,0	268,8	225,1	0,6	15	BK, TR
2015	SØGÅRD SØ, JYLLAND		0,16	1,60	74,1	0,9	8,6	2,8	22,9	40,8	1,6	9	TR
2015	SØHOLM SØ 1)	99	0,02	1,41	19,0	2,5	8,2	2,9	17,4	41,4	6,5	10	BK, TR
2015	TORP SØ		0,10	1,37	33,1	1,0	8,6	1,8	20,4	24,0	3,0	9	TR
2015	TRANEMOSE	100	0,02	0,80	3,2	1,0	4,4	-0,01	158,0	9,6	0,8	13	BK, TR
2015	TUEL SØ	101	0,09	1,23	72,9	1,1	8,6	2,4	22,4	36,6	7,7	10	BK, TR
2015	UDBYOVER SØ	102	0,40	2,45	63,9	0,5	7,8	1,0	48,0	22,8	1,0	9	BK, TR
2015	ULVEDYBET	103	0,26	2,58	83,2	0,4	9,0	4,3	48,7	1618,9	0,8	11	BK, TR
2015	VEDSTED SØ	104	0,02	0,61	8,5	3,7	7,8	0,2	8,7	10,4	4,9	2	BK, TR
2015	VEDSØ	105	0,03	0,78	18,2	3,1	8,6	1,6	9,1	32,7	5,0	9	BK, TR
2015	VEDSØ		0,04	0,62	15,4	2,8	8,5	1,7	10,9	32,2	5,0	9	TR
2015	VEKSØMOSE SØ		0,11	1,75	12,6	0,5	9,0	2,1	48,9	47,7	0,5	9	TR

2015	WESTERBORG SØ	106	0,15	1,95	40,7	0,7	8,5	4,7	41,5	67,2	1,0	9	BK, TR
2015	VESTERSJØ, LYØ		1,40	3,38	77,1	0,3	8,7	4,3	48,4	2369,4	0,6	11	TR
2015	VIBORG NØRRESØ		0,13	1,17	19,4	2,1	8,5	2,0	18,0	40,3	6,9	10	TR
2015	VINTMØLLE SØ		0,07	0,77	63,9	1,3	7,7	0,9	19,4	32,2	2,3	9	TR
2015	VITSØ NOR		0,21	4,78	157,8	0,7	8,8	3,3	74,8	99,1	0,0	13	TR
2015	VOERBJERG LERGRAV		0,36	1,15	15,0	2,0	9,0	4,2	12,9	206,2	8,9	11	TR
2015	VULLUM SØ	107	0,20	1,23	37,3	0,5	8,1	2,3	163,0	41,7	0,4	13	BK, TR
2015	ØJESØ		0,05	0,77	17,3	2,1	8,9	1,8	15,6	33,1	5,7	10	TR
2016	KOGLEAKSSØEN			119,0			8,8	1,5	94,2	85,9	0,4	13	TR
2016	TØMMERBY FJORD			37,8	0,7	8,5	2,1	10,9	64,2	1,4	9	TR	
2016	STRANDSØ PÅ AGGER TANGE			108,8	0,7	8,9	3,4	40,4	1711,5	2,3	11	TR	
2016	ARUP VEJLE			61,2	0,5	8,9	2,4	30,7	129,9	0,7	11	TR	
2016	AGGER TANGE SØ			15,5	0,3	9,3	3,0	27,1	1225,5	0,3	11	TR	
2016	KALLERUP KÆR			62,7	0,5	8,2	2,9	18,8	3238,3	1,0	11	TR	
2016	FIILSØ			60,5	0,4	9,7	0,9	76,1	85,9	0,0	13	TR	
2016	SØ VEST FOR ARUP VEJLE			13,9	0,3	8,4	2,5	84,5	49,9	0,1	13	TR	
2016	SUNDBY SØ			18,5	1,8	8,8	2,0	26,0	33,5	0,8	9	TR	
2016	JUELSTRUP SØ			30,5	1,0	7,0	0,4	127,2	30,0	0,7	13	TR	
2016	LEGIND SØ			79,7	0,7	8,5	2,6	26,8	46,1	0,6	9	TR	
2016	SØNDERVIG			49,0	0,9	8,2	1,9	21,9	100,3	1,3	11	TR	
2016	ST. SJØRUP SØ			8,7	3,7	8,3	2,0	13,0	33,7	5,6	10	TR	
2016	LILLESØ, NORDJYLLAND			29,0	0,4	7,5	1,0	312,3	28,9	0,4	13	TR	
2016	HØRBY SØ			203,2	0,4	8,5	0,7	50,9	17,0	0,5	9	TR	
2016	TOFTE SØ			206,2	0,4	8,2	1,0	188,0	24,9	0,4	13	TR	
2016	FYRKAT ENGSØ			151,5	0,6	8,5	2,7	70,1	44,5	0,5	13	TR	
2016	BORBJERG MØLLESØ			192,3	0,8	9,6	1,4	27,8	31,4	1,3	9	TR	
2016	GJELLER SØ			68,1	0,5	8,8	2,7	23,4	2099,9	1,2	11	TR	
2016	KILEN			86,5	0,8	9,1	1,7	19,8	974,6	3,0	11	TR	
2016	TVÆRMOSE			46,0	0,9	8,0	1,5	63,8	29,3	1,3	13	TR	
2016	MOLLERUP SØ			32,8	0,8	8,1	2,6	35,9	89,2	0,5	9	TR	
2016	SPØTTRUP SØ			76,2	0,7	8,7	2,7	48,6	48,5	1,1	9	TR	
2016	BROKHOLM SØ			135,6	0,6	9,2	2,7	61,8	39,7	1,0	13	TR	

2016	BANEGRAV VED THYBORØN	20,3	0,4	8,6	5,3	23,0	2723,8	0,3	11	TR
2016	NØRREMOSE SØ	18,0	1,4	7,0	0,3	107,2	14,8	1,6	13	TR
2016	KNUDSØ	13,8	3,4	8,6	2,1	14,7	38,4	13,4	10	TR
2016	STIGSHOLMSØ	51,0	1,0	8,4	1,2	27,7	24,5	0,8	9	TR
2016	RING SØ	53,6	1,8	8,4	1,5	13,2	32,6	2,9	9	TR
2016	LYNGSØ	70,0	1,3	7,7	0,5	23,6	25,1	2,4	9	TR
2016	GRANE LANGSØ	6,8	5,5	5,9	0,03	9,3	5,0	8,0	2	TR
2016	KALGÅRDSØ	12,8	3,8	7,1	0,2	10,4	6,5	4,7	1	TR
2016	BREDVAD SØ VED VESTBIRK	8,6	1,5	7,8	2,3	27,0	38,8	1,0	9	TR
2016	NEDENSKOV SØ	6,6	3,1	8,3	0,7	7,7	15,6	4,5	10	TR
2016	SALTEN LANGSØ	24,4	2,0	8,2	1,2	14,5	23,5	4,5	10	TR
2016	TORUP SØ	22,3	2,0	8,3	1,0	9,9	21,4	9,7	10	TR
2016	AVNSØ,SILKEBORG	20,8	2,4	8,5	1,4	20,1	27,2	3,6	10	TR
2016	ALLINGSØ	55,0	0,9	8,5	1,7	28,0	35,0	1,3	9	TR
2016	ELLESØ, MIDTJYLLAND	97,3	0,7	8,4	1,6	38,8	24,4	1,0	9	TR
2016	BLID SØ	4,2	4,3	7,5	1,1	17,6	17,7	0,0	0	TR
2016	VEJLSØ	14,7	2,7	7,7	0,6	22,0	21,8	2,7	9	TR
2016	ORMSTRUP SØ	57,5	1,0	8,1	1,3	19,5	24,6	2,3	9	TR
2016	VIBORG SØNDERMOSE	62,3	1,1	8,1	1,4	42,7	23,1	0,0	0	TR
2016	PORSKJÆR V. NIM	23,7	1,3	7,6	2,8	31,8	38,3	0,0	9	TR
2016	LYSMOSE	23,2	0,7	8,5	0,6	102,7	15,5	0,0	13	TR
2016	SØ NV F. TØMMERBY	72,1	0,3	4,9	0,07	331,9	7,7	0,0	5	TR
2016	KØGE SØ	10,7	1,6	7,5	0,9	33,9	22,7	0,0	9	TR
2016	SØNDERSUND OG BYN	9,4	0,9	7,1	1,0	105,5	32,2	0,6	13	TR
2016	ULSTRUP LANGSØ/LANGSØ	4,3	6,0	8,3	1,8	7,7	32,6	4,8	10	TR
2016	DYSTRUP SØ	102,8	0,4	8,9	1,8	38,6	26,6	1,0	9	TR
2016	RAMTEN SØ	55,1	0,8	8,6	1,9	30,5	29,2	1,2	9	TR
2016	VALLUM SØ	83,2	0,8	8,6	2,8	27,4	38,8	2,0	9	TR
2016	HAMPENSØ	10,3	4,4	7,2	0,2	12,1	9,7	4,3	10	TR
2016	MES SØ	12,7	2,3	7,3	0,9	22,3	24,1	2,1	9	TR
2016	KULSØ VED TROLHEDE	14,4	1,7	6,8	0,3	21,8	22,2	1,6	9	TR
2016	MEJLBYGÅRD SØ	19,1	2,4	8,7	1,9	12,3	37,4	0,0	0	TR

2016	NORDRE DYB	6,5	0,7	8,5	1,5	84,2	109,8	0,7	15	TR
2016	KÆRN SØ	18,8	0,5	7,9	1,0	69,4	25,6	0,2	13	TR
2016	SØ I TØSBY MOSE	76,9	0,4	5,9	0,09	317,1	10,3	0,7	5	TR
2016	WESTER HESTHOLM SØ	9,9	0,6	7,3	1,0	71,9	24,7	0,4	13	TR
2016	BYGHOLM SØ	83,4	1,0	8,5	4,1	18,9	54,3	1,5	9	TR
2016	FIDDE SØ	21,7	0,8	8,0	1,2	35,6	42,8	0,6	9	TR
2016	SØVIGSUND SØ	11,8	0,7	7,2	1,0	56,8	33,1	0,5	9	TR
2016	NYMINDESTRØM SØ 1	20,0	1,6	8,2	1,8	35,4	144,6	1,3	11	TR
2016	GROV SØ	5,4	1,0	5,7	0,04	122,4	22,9	0,7	5	TR
2016	GRÆERUP SØ	12,3	2,1	7,7	0,6	32,7	24,1	5,0	10	TR
2016	GRINDSTED SØ /ENGSØ	52,6	1,1	8,4	0,3	14,5	19,3	1,2	9	TR
2016	HEILSKOV SØ	19,2	1,6	8,0	0,9	61,7	19,9	2,7	13	TR
2016	HADERSLEV DAM	105,5	1,1	8,7	2,7	20,4	41,3	2,2	9	TR
2016	PAMHULE SØ	15,8	2,8	8,2	2,8	17,8	37,2	2,0	9	TR
2016	KLÆGGRAV SYD I STORENGE	56,1	0,3	7,4	0,8	46,7	63,4	0,3	9	TR
2016	KLÆGGRAV NORD FOR REJSBY Å	41,5	1,6	9,3	1,1	32,4	76,9	1,4	9	TR
2016	KONGENS MOSE SØ 1	22,3	0,5	4,2	0,02	404,1	9,5	0,4	5	TR
2016	GRÅSTEN SLOTSØ	55,0	0,9	8,5	3,4	25,6	86,0	1,7	11	TR
2016	GRUSGRAVSSØ NR 34	18,5	1,9	8,3	3,0	64,4	48,1	5,0	14	TR
2016	RUDBØL SØ	18,4	0,8	7,8	2,9	36,3	78,5	0,6	9	TR
2016	RALSØEN	5,0	4,0	8,4	2,2	4,8	45,8	5,8	10	TR
2016	GRUSGRAVSSØ VED RØDEKRO 5	5,6	6,0	8,5	1,8	4,3	34,4	6,5	10	TR
2016	RÅSTOFSØ VED NØRRE HOSTRUP	5,0	3,9	8,3	2,7	7,1	47,7	6,5	10	TR
2016	RÅSTOFSØ VED UGE 3	4,9	3,4	8,3	3,3	6,7	59,9	6,0	10	TR
2016	GRUSGRAVSSØ 4.3	4,8	4,5	8,4	2,8	4,7	41,8	8,3	10	TR
2016	BRAHETROLLEBORG SLOTSSØ	8,6	0,8	8,0	4,0	44,6	54,2	0,5	9	TR
2016	DALLUND SØ	9,7	2,0	8,2	2,7	15,4	47,7	1,9	9	TR
2016	LANGESØ	56,8	1,4	8,5	3,6	20,2	44,8	3,1	10	TR
2016	SØRUP SØ	25,6	1,9	8,2	3,0	9,2	52,7	2,9	9	TR
2016	STENGADE SØ	20,1	1,6	8,1	3,8	66,0	60,0	1,2	13	TR
2016	LERGRAV VED STENSTRUP	72,0	0,9	8,4	2,6	23,5	35,8	0,9	9	TR
2016	BOTOFTE SKOVMOSE	90,3	0,4	8,6	4,7	93,8	58,1	0,8	13	TR

2016	GURRE SØ	56,3	1,0	8,6	1,7	24,1	27,2	2,2	9	TR
2016	STORE DONSEDAM	66,3	1,3	8,1	3,0	52,9	42,4	1,5	9	TR
2016	LILLESØ NORDSJÆLLAND	19,1	1,9	8,1	1,1	26,6	34,3	0,0	0	TR
2016	GREVENS SØ	14,8	0,4	8,5	3,6	40,0	67,6	0,3	9	TR
2016	AVNSØ	21,0	2,9	8,4	3,9	12,4	58,1	3,8	10	TR
2016	SVEBØLLE GRUSGRAVSØ	11,2	2,4	8,9	3,0	17,2	50,2	2,9	9	TR
2016	BURESØ	3,2	5,2	8,4	2,3	6,7	32,6	6,7	10	TR
2016	SELSØ	41,8	0,9	9,0	2,6	35,5	145,1	0,5	11	TR
2016	LØJE SØ	85,5	0,8	8,1	4,7	42,0	71,7	1,1	9	TR
2016	STRØLILLE GRAVSØ	2,9	6,4	8,4	2,1	1,8	50,4	7,9	10	TR
2016	FAVRHOLM SØ	10,6	1,5	8,1	3,0	40,0	83,8	0,8	9	TR
2016	DARUP GRUSGRAV VEST	2,7	6,3	8,2	1,8	2,7	31,4	5,4	10	TR
2016	KARLSTRUP KALKGRAV	2,1	6,9	8,2	3,7	1,0	74,0	4,4	10	TR
2016	GRØNJORDSSØEN	83,9	0,4	8,2	1,1	75,9	22,3	0,2	13	TR
2016	BIRKEDAM	8,3	1,9	8,6	5,0	38,1	697,6	1,8	11	TR
2016	HAKKEMOSEN	7,1	3,4	8,2	3,1	14,4	151,0	3,6	12	TR
2016	TRANEMOSE (SAMSØ)	30,5	1,3	8,1	4,7	35,3	68,0	0,0	0	TR
2016	SKARRESØ	60,9	1,2	9,1	3,0	26,4	42,6	2,6	9	TR
2016	SØ VED LILLE ÅMOSE	43,7	0,8	7,7	5,9	52,2	69,1	0,9	9	TR
2016	BROMME MAGLESØ	39,2	0,7	7,8	2,9	19,5	33,4	2,2	9	TR
2016	SØ VED BROMME	3,9	3,7	7,7	2,2	5,1	45,6	3,3	10	TR
2016	NYSØ V. SLAGELSE	24,5	1,0	7,7	2,1	39,8	31,4	1,0	9	TR
2016	BAVELSE SØ	40,5	1,8	8,3	3,5	25,4	46,3	4,6	10	TR
2016	TYSTRUP SØ	21,8	2,7	8,0	3,9	22,3	49,3	9,9	10	TR
2016	GISSELFELT SØ	27,2	1,3	7,9	2,8	20,3	36,0	1,5	9	TR
2016	KIMMERSLEV SØ	41,0	1,8	8,4	3,6	32,0	51,9	3,8	10	TR
2016	NØRRESØ, LOLAND	43,9	0,8	8,1	2,8	23,9	41,8	1,2	9	TR
2016	RØGBØLLESØ	7,6	2,3	8,8	1,6	19,5	32,7	1,0	9	TR
2016	MARIBO SØNDERSØ	17,6	1,3	8,4	2,0	21,5	34,3	1,7	9	TR

**Bilag 6.2 Metodebeskrivelse – Oparbejdning af fytoplankton
(kiselalger) fra søer**

Title: Processing of phytopelagic samples (diatoms) from lakes and streams		
Document type: Method description	Version: 2	Date of publication: 24.09.2013
Authors: Liselotte Sander Johansson & Peter Wiberg-Larsen, DCE & Dept. of Bioscience, AU	Valid from: 1.10.2013	
	Pages: 16	
	Last update: 15.10.2016	
References http://bios.au.dk/videnuudveksling/til-myndigheder-og-saerligt-interes-serede/fagdatacentre/fdcfersk/	Metodebeskrivelse: Prøvetagning af bentiske kiselalger i sør (In Danish). TA V21: Fytobenthos i vandløb (In Danish)	

0 Content

1 Introduction	2
2 Method	3
2.1 Equipment.....	3
2.3 Procedure.....	4
2.3.1 General comments (important).....	4
2.3.2 Sedimentation	4
2.3.3 Preliminary analysis	5
2.3.4 Purification of sample	5
2.3.5 Making of slides	6
2.3.6 Counting of samples.....	7
2.3.7 Counting sheet	7
2.4 Maintenance of instruments.....	8
3 Data processing	9
3.1 Calculations.....	9
3.2 Data and codes	9
4 Quality assurance	10
4.1 Quality assurance of method	10
4.2 Quality assurance of data and data submission	10
4.3. External control	10
5 References.....	11
6 Appendices	12
Appendix 6.1 Keys for species determination of benthic diatoms (from Amelie Jarlman).	13

1 Introduction

This method has been prepared for the sole purpose of describing the processing of benthic diatom samples gathered in lakes and streams in the Danish National Monitoring Programme. The results are to form the basis for the development of a Danish index for classifying the ecological state of lakes and streams relative to the Water Framework Directive.

The method is thus a supplement to the method description for sampling of phytoplankton in lakes and streams (Johansson et al. 2013 and Wiberg-Larsen et al. 2014).

2 Method

The method is designed for the sole purpose of describing the relative species composition of diatoms occurring in the gathered samples, as this is to form the basis for the development and testing of a Danish diatom index. Thus, all individuals are to be determined to species level or in rare cases, if this is not possible, to a group of species (see 2.3.6) or possibly register the species with "cf." if the identification is uncertain. Only, if this is not possible, identification to genus level is acceptable. The reason behind this level of detail is that an index should build on the presence of species and their respective indicator value, and it is not possible to *a priori* determine which importance the individual species will have in the finished index, for instance whether some species can be merged into a larger taxonomic unit with an associated indicator value. Accordingly, the used sampling method is not supposed to, and does not allow, determination of the density of benthic diatoms.

The method is based on DS/EN 13946:2003 "Water Quality – Guidance standard for the routine sampling and pre-treatment of benthic diatoms from rivers" and guidelines from Amelie Jarlman, Jarlman Konsult AB, Lund, Sweden.

2.1 Equipment

List of equipment:

- Heater
- Fume cupboard
- Hotplate
- Tweezers
- Kitchen sieve (mesh size approx. 0.5 mm)
- Glass bowl
- Bottle/container of the same size as the sample bottle, with lid
- Funnel fitting the bottle
- Pasteur pipettes and suction ball
- Plastic vials with lid
- Disposable pipettes
- Finn pipette 10-100 µl
- Microscope (minimum 100x magnification) with oil immersion lens, Nomarski interference and/or phase contrast
- Possibly, centrifuge (capacity 3500 rotations/min) and centrifuge tubes

- Possibly, sample vials (glass) with lids, 10-15 ml if centrifuge is not used
- Heat-resistant rack for centrifuge tubes/sample vials
- Hydrogen peroxide (H_2O_2)30%
- Hydrochloric acid (HCl, 1 mol/l = 10%)
- Cover glass
- Object glass
- Alcohol/washing-up liquid for purification of object glassss
- Naphrax ("mounting agent")
- Wooden sticks – thickness 5-10 mm, square-shaped
- Lugol for refixation of sample remains.

Note! If another purification method is used than the one described below, the equipment list must be adjusted accordingly – see DS/EN 13946.

Keys for determination are listed in appendix 6.1.

2.3 Procedure

From the gathered samples slides are produced that are subsequently used for identification and counting of diatom taxa.

2.3.1 General comments (important)

In all work procedures great care must be taken to avoid contamination. Glass and metal equipment must be thoroughly cleaned between each sample processing. Use disposable plastic vials with lids and disposable pipettes and discard them after use. Use separate pipettes for each sample. Cover the sample with a lid as far as is possible. Do not process samples from different stations at the same time. Remember to carefully mark all bottles/vials/tubes/object glasses etc. Always re-fixate and store the sample remains.

2.3.2 Sedimentation

The gathered lugol-preserved samples are checked for coarse plant remains or similar. These are removed from the samples or the sample is poured through a kitchen sieve (mesh size 0.5 mm) into a container that can be closed with a lid. The container is closed and the sample is left to sediment for 48 hours. Then as much of the supernatant as possible is poured off without disturbing the sediment material. Check that no diatoms are present in the supernatant. If so, the supernatant must be poured back again and the sedimentation period prolonged. In lieu of sedimentation the sample can be centrifuged.

2.3.3 Preliminary analysis

After pour-off of supernatant the sample is poured into a plastic vial and ion-exchange/distilled water is filled up to app. ¾ of the total volume of the vial. The vial is closed with a lid and homogenized by shaking. A few drops are removed for preliminary microscopic investigation. To determine the most suitable dilution, the density of algae is loosely estimated and if, for instance, many empty or damaged diatom shells are present in the sample this should be recorded. NB! Sample remain must be stored until the project has finished or to agreement with the assignment giver, so please remember to refixate the sample, when the subsample for processing have been taken.

2.3.4 Purification of sample

The sample is shaken again and a sub-sample of 1-2 ml is transferred to a centrifuge tube. The centrifuge tube is filled with ion-exchange/distilled water and the sample is centrifuged for 10-15 min at 3,500 rotations/min. After centrifugation a visible amount of material (0.2-0.3 ml) must be left at the bottom of the tube. If the amount of material left does not suffice, the supernatant is sucked up from the centrifuge tube and the sample is carefully stirred, 1-2 ml added to the centrifuge tube and re-centrifuged. This process should be repeated until a sufficient amount of material is left in the centrifuge tube.

If a centrifuge is not available, the sample can be sedimented in glass tubes. In this case each centrifuging (also when repeated centrifuging are required) must be replaced by a 12 hour sedimentation.

The below method for purification is well tested and recommended for usage. However, the methods described in DS/EN 13946:2003 can be used instead.

1. Place the centrifuge tube containing the sub-sample in a rack and suck off the overlying water until ca. 5 ml are left.
2. Add 1-2 drops of 30% H₂O₂. A reaction will follow (bubbling). Wait until it stops. Repeat until approx. 10 ml are left in the tube. This may take a long time, if the reaction with H₂O₂ is strong. After the first additions of H₂O₂ it may be a good idea to leave the sample overnight with a loosely fitted lid and continue addition of H₂O₂ the day after.
3. Place holder with tubes (caps loosely mounted) in heater for 1-2 hours (or overnight) at 80-90°C.
4. Remove the samples from the heater and allow them to cool.

5. If there is still organic matter left, centrifuge/sediment the samples again and repeat the process with H₂O₂. Step 1-5 can be replaced by the following procedure: pour 5 ml of the sample into reagent tubes and add 25 ml 30% H₂O₂. Subsequently place the reagent tubes in a water bath at 95°C until oxidation ceases. After cooling, centrifuge the samples for 4 min at 3,500 rotations/min. Pour off the supernatant and repeat the process until only a few organic remains are left (Uhrenholt 2008 and references herein).
6. Add a few drops of HCl if the sample has a brownish colour (due to iron compounds). Wait a couple of minutes. If the sample remains yellowish, add another few drops of HCl.
7. Rinse the sample (to remove H₂O₂ and, if present, HCl) by adding ion-exchange/distilled water followed by centrifuging for 10-15 min at 3,500 rotations/min. Pour off overlying water and repeat the rinsing process three times. If HCl was added the sample must be rinsed five times. If a centrifuge is not available the sample must be sedimented as previously described (i.e. up to five times for 12 h).
8. Pour off overlying water after the last rinsing, leaving approx. 2 ml. Shake the sample cautiously, and the content must now have a whitish colour.
To determine the most suitable dilution of the sample and to control that the shells are fine, transfer a drop to an object glass and observe the sample under the microscope. If the sample is too dense it may be diluted adding ion-exchanged/distilled water. If the sample is too diluted, it should be centrifuged/ left to sediment, and the overlying water poured off so that the sample is more concentrated.

2.3.5 Making of slides

1. Clean a cover glass with H₂O₂, alcohol or washing-up liquid. The surface must be free of grease. Check this by observing whether a drop of water easily spreads on the surface.
2. A series of preparations are made for each sample. Depending on the size of the cover glass, a Finn pipette is used to place, for instance, two drops of water on one cover glass, four on the second and six on the third glass. As a rule of thumb a drop consists of approx. 20 µl. The making of 2-3 preparations with different densities ensures the production of a preparation that is suitable for counting (not too concentrated) and of a preparation that is more concentrated and thus allows closer inspection of some of the species. NB – remember to replace the pipette tip after each sample.
3. Let the cover glasses air dry – take care not to touch them with your fingers, use tweezers.

4. Check the cover glasses with the samples, possibly using microscope, to determine whether the sample is ready for counting.
5. Transfer a drop of Naphrax to the cover glass and leave it to dry slightly. Cover the sample with an object glass.
6. Heat the sample briefly and carefully on a hotplate in a fume cupboard. Use extreme caution – hazardous vapours – follow the safety instructions on the Naphrax label! Stop when bubbling ceases.
7. The preparation is cooled with the cover glass upside down, for instance on wooden sticks.
8. All slides must be clearly labelled with the following information: Station no., name of station, location, date and name of lab technician.

2.3.6 Counting of samples

1. Count the sample under light microscope allowing Nomarski interference and/or phase contrast at minimum 100X magnification.
2. Count a total of 400 intact diatom valves (i.e. half individuals). Damage to the valves in connections with sampling, cleaning and preparation of slides is usually minimal. If, however, there are more broken valves than observed in the preliminary examination (section 2.3.7), determinable shells must be included in the count if both the central part and one tip are intact. For taxa that do not have a definable central part, count the tips and divide by two. Certain species, (*Asterionella formosa*, *Synedra ulna*, *Synedra acus*, and thin-shelled species *Nitzschia* ,e.g. *N. acicularis*) are particularly fragile and will be underrepresented, if only unbroken shells are counted.
3. Count diagonals or fields on the glass so that each individual is only counted once.
4. In principle, all individuals MUST be identified to species levels and, if relevant and possible, to subspecies. If doubt arises whether an individual belongs to one of for instance 2-3 possible species, this should be recorded (e.g. as *Navicula lanceolata/pseudolanceolata/peregrina*). Alternatively, register "cf" together with the species name, if the identification is uncertain. Only if this is impossible, identification to genus level is acceptable.
5. Enter the values in the counting sheet (see 2.3.7) and forward it to the assignment giver. Data must be delivered electronically.

2.3.7 Counting sheet

As counting sheet a separate Excel spread sheet must be used.

2.4 Maintenance of instruments

General maintenance of microscope (Köhler setting etc.).

3 Data processing

3.1 Calculations

None

3.2 Data and codes

None

4 Quality assurance

4.1 Quality assurance of method

Ensure that minimum 400 intact (note section 2.3.6 point 2, however) diatom valves have been counted and identified. If doubt arises as to the identification of a species, consult, if possible, more keys for determination. If necessary, ask person possessing the required competencies for a second opinion.

4.2 Quality assurance of data and data submission

Check that all relevant information has been added to the counting sheet. Check species names for any misspellings.

4.3. External control

The Nature Agency/Department of Bioscience reserves the right for external quality control for part of the processed samples. Accordingly, to allow control, all slides and sample remains are to be stored safely.

5 References

Dansk Standard DS/EN 13946 (2003) Water quality - Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers

Dansk Standard DS/EN 14407 (2004) Water quality - Guidance standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatom samples from running waters.

Kelly, M.G., Adams, C., Graves, A.C., Jamieson, J., Krokowski, J., Lycett, E.B., Murray-Bligh, J., Pritchard, S. & Wilkins, C. (2001) The Trophic Diatom Index: A User's Manual. Revised edition. Environment Agency, Research and Development, Technical Report E2/TR2.

Kelly, M.G., Juggins, S., Bennion, H., Burgess, A., Yallop, M., Hingst, H., King, L., Jamieson, J., Guthrie, R. & Rippey, B. (2007) Use of Diatoms for Evaluating Ecological Status in UK Freshwaters. Environment Agency Science Report SCO301030.

Uhrenholt, J.K. (2008) Fotoautotrofe komponenters fordeling i vandløb i forhold til lys, størrelsесdimensioner og oplandsudnyttelse. Specialerapport, Biologisk Institut & DMU, Aarhus Universitet. (In Danish)

Johansson, L. S., Søndergaard, M. (2013) Prøvetagning af bentiske kiselalger i sører. Til brug ved udvikling af index til vurdering af økologisk tilstand jfr. Vandrammedirektivet. Metodebeskrivelse (version 1) DCE – Nationalt Center for Energi og Miljø, Aarhus Universitet, 7 s. (In Danish).

Wiberg-Larsen, P., Johansson, L.S. (2014) Fytobenthos i vandløb. Teknisk anvisning nr. V21, version 2, DCE – Nationalt center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, 20 p. (in Danish).

6 Appendices

6.1 List of recommended literature to identify the diatom taxa.

Appendix 6.1 Keys for species determination of benthic diatoms (from Amelie Jarlman).

ALLES, E., NÖRPEL-SCHEMPP, M & LANGE-BERTALOT, H. 1991. Zur Systematik und Ökologie charakteristischer Eunotia-Arten (Bacillariophyceae) in elektrolytarmen Bachoberläufen. Nova Hedwigia 53(1-2):171-213.

HOUK, V. 2003. Atlas of freshwater centric diatoms with a brief key and descriptions. Part 1. Melosiraceae, Orthoseraceae, Paraliaceae and Aulacoseiraceae. Czech Phycology Supplement. Volume 1. 2003.

HOUK, V. & KLEE, R. 2007. Atlas of freshwater centric diatoms with a brief key and descriptions. Part 2. Melosiraceae and Aulacoseiraceae (Supplement to Part I) Fottea 7:2. 170 pp.

HOUK, V., KLEE, R and HIROYUKI, T 2010: Atlas of freshwater centric diatoms, with a brief key and descriptions. Part 3: Stephanodiscaceae A, Cyclotella, Tertiarius, Discostell. Fottea 10 (Supplement): 1-498, 2010.

HÅKANSSON, H. 2002. A compilation and evaluation of species in the genera Stephanodiscus, Cyclostephanos & Cyclotella with a new genus in the family Stephanodiscaceae. Diatom Research 17(1):1-139

KRAMMER, K. 1997. Die cymbelloiden Diatomeen. Eine Monographie der weltweit bekannten Taxa. Teil 1. Allgemeines und Encyonema part. Bibliotheca Diatomologica Band 36. J Cramer Stuttgart. 382 pp.

KRAMMER, K. 1997. Die cymbelloiden Diatomeen. Eine Monographie der weltweit bekannten Taxa. Teil 2. Encyonema part., Encyonopsis und Cymbelopsis. Bibliotheca Diatomologica Band 37. J Cramer Stuttgart. 469 pp.

KRAMMER, K. 2000. Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Vol. 1. The genus Pinnularia. A.R.G. Gantner Verlag K. G, Ruggell. 703 pp.

KRAMMER, K. 2002. Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Vol. 3. Cymbella. A.R.G. Gantner Verlag K. G, Ruggell. 584 pp.

KRAMMER, K. 2003. Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Vol. 4. Cymbopleura, Delicata,

Navicymbula, Gomphocymbelopsis, Afrocymbella.. A.R.G. Gantner Verlag K. G, Ruggell. 530 pp.

KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. 1986. Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 2/1. Durchgesehener Nachdruck der 1.Auflage 1997, 1999. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg Berlin. 876 pp.

KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. 1988. Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 2/2. Ergänzter Nachdruck der 1. Aufl. 1997, 1999. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg Berlin. 611 pp.

KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. 1991. Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaeae, Eunotiaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 2/3. 2nd suppl. ed. 2000. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg Berlin. 599 pp.

KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. 1991. Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu Achnanthes s.l., Navicula s.str., Gomphonema, Gesamtliteraturverzeichnis Teil 1-4. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 2/4. Ergänzter Nachdruck 2004. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg Berlin. 468 pp.

LANGE-BERTALOT, H. 1993. 85 Neue Taxa und über 100 weitere neu definierte Taxa ergänzend zur Süßwasserflora von Mitteleuropa Vol. 2/1-4. Bibliotheca Diatomologica 27. J. Cramer, Stuttgart. 393 pp.

LANGE-BERTALOT, H. (ed). 1996. Iconographia Diatomologica. Annotated Diatom Micrographs Vol. 2. Indicators of Oligotrophy, by Lange-Bertalot, H. & Metzeltin, D. Koeltz Scientific Books. 390 pp.

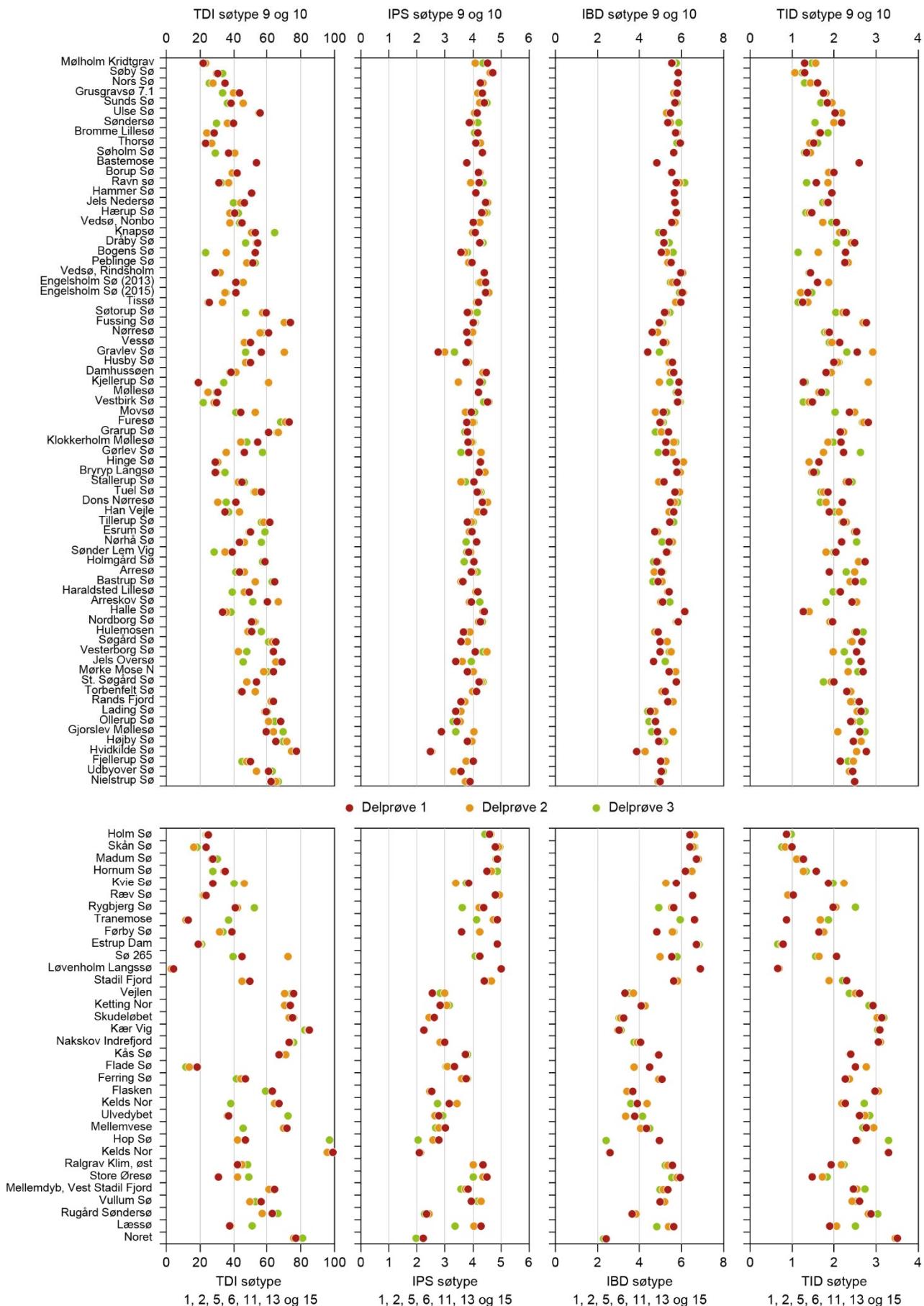
LANGE-BERTALOT, H. (ed). 1999. Iconographia Diatomologica. Annotated Diatom Micrographs Vol. 6. Diatoms from Siberia I. Islands in the Arctic Ocean, by Lange-Bertalot, H. & Genkal, S.I. Koeltz Scientific Books. 304 pp

LANGE-BERTALOT, H. (ed). 1999. Iconographia Diatomologica. Annotated Diatom Micrographs Vol. 8. Reichardt, E. 1999. Zur Revision der Gattung Gomphonema. Die Arten um G. affine/insigne, G.angustatum/micropus, G. acuminatum sowie gomphonemoide Diatomeen aus dem Oberoligozän in Böhmen. A.R.G. Gantner Verlag K.G. 203 pp.

- LANGE-BERTALOT, H. 2001. Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Vol. 2. *Navicula* sensu stricto. 10 Genera Separated from *Navicula* sensu lato. *Frustulia*. A.R.G. Gantner Verlag K. G. Ruggell. 526 pp.
- LANGE-BERTALOT, H. (ed). 2004. *Iconographia Diatomologica. Annotated Diatom Micrographs Vol 13. Diatoms in springs from Central Europe and elsewhere under the influence of hydrogeology and anthropogenic impacts*, by Werum, M. & Lange-Bertalot, H. Eine bemerkenswerte Diatomeenassoziation in einem Quellhabitat im Grazer Bergland, Österreich, by Reichardt, E. A.R.G. Gantner Verlag, K. G. Ruggell. 479 pp.
- LANGE-BERTALOT, H. 2009. Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Vol. 5. *Z. Levkov. Amphora* sensu lato. A.R.G. Gantner Verlag K. G. 916 pp.
- LANGE-BERTALOT, H. 2011. Diatomeen im Süßwasser - Benthos von Mitteleuropa. Bestimmungsflora Kieselalgen für die ökologische Praxis. Über 700 der häufigsten Arten und ihre Ökologie. Gabriele Hofmann, Marcus Werum und Horst Lange - Bertalot. 2011. 3522 Fig. auf 133 Tafeln. A.R.G. Gantner Verlag. 908 pp.
- LANGE-BERTALOT, H. 2011. Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Volume 6: Lange-Bertalot,H., Małgorzata Bak, Andrzej Witkowski, and Nadia Tagliaventi: *Eunotia* and some related genera. 2011. 5053 figs. on 237 plates. A.R.G. Gantner Verlag. 747 p.
- LANGE-BERTALOT, H. & KRAMMER, K.. 1989. *Achnanthes.. Monographie der Gattung mit Definition der gattung Coccineis und Nachträgen zu den Naviculaceae*. Bibliotheca Diatomologica 18(mit 2590 Figuren auf 100 Tafeln). J. Cramer, Stuttgart.
- LANGE-BERTALOT, H. & MOSER, G. 1994. *Brachysira. Monographie der Gattungen*. Bibliotheca Diatomologica 29. J. Cramer, Stuttgart. 212 pp.
- REICHARDT, E. 1997. Taxonomische Revision des Artenkomplexes um *Gomphonema pumilum* (Bacillariophyceae). Nova Hedwigia 65(1-4):99-129.
- REICHARDT, E. & LANGE-BERTALOT, H. 1991. Taxonomische Revision des Artenkomplexes um *Gomphonema angustum* – *G. dichotomum* – *G. intricatum* – *G. vibrio* und ähnliche Taxa (Bacillariophyceae). Nova Hedwigia 53(3-4):519-544.

VAN de VIJVER, B., BEYENS, L. & LANGE-BERTALOT, H 2004. The genus *Stauroneis* in the Arctic and (Sub-) Antarctic Regions. 2004. *Bibliotheca Diatomologica* band 51, 109 plates. 7 tabs. 317 p. Stuttgart 2004

**Bilag 6.3 Variation på beregning af hvert indeks for de enkelte
delprøver inden for hver af søgerne**

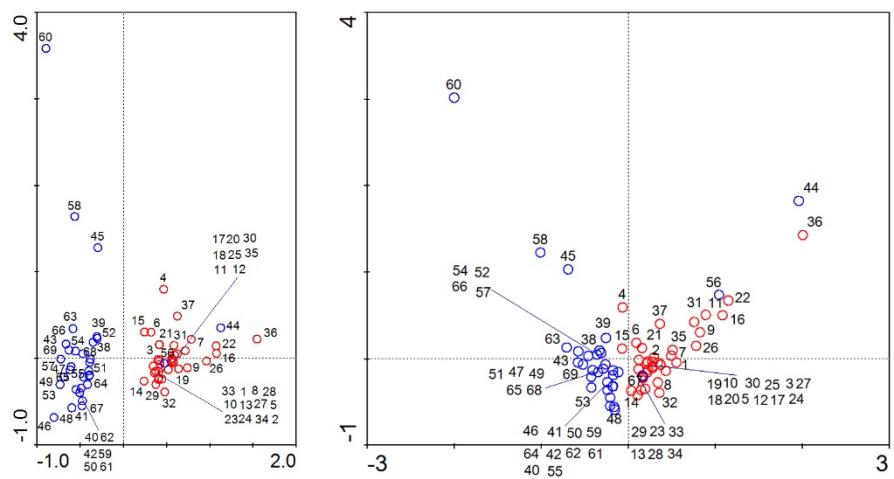


Figur 6.3.1. Variation på beregning af hvert af de afprøvede indices for delprøverne for hver af de undersøgte sører af type 9 og 10 samt 1, 2, 3, 5, 11, 13 og 15. Sørerne er grupperet efter type og ordnet efter stigende fosforkoncentration.

Bilag 6.4 Resumé af resultater opnået i 2012 sammenholdt med resultater fra 2013

Resultaterne for 2012 og 2013 blev oparbejdet af to forskellige konsulenter på to forskellige laboratorier. En "Correspondance Analysis" (CA) viste, at sørerne grupperede sig efter, hvilket laboratorium der oparbejdede prøverne, og det blev vist, at de målte miljøvariable ikke gav anledning til denne gruppering. Efterfølgende blev det, efter konsulenternes anvisning, til en vis grad forsøgt at harmonisere resultaterne for de to år. Dette blev primært gjort, ved at man puljede de arter, hvor der var åbenbar uenighed mellem de to konsulenter, til slægter, således at der opnåedes en vis form for ensretning. Efter denne harmonisering var der dog stadig tale om gruppering på baggrund af konsulenterne – se figur 6.4.1. Efter indsamling og oparbejdning af prøver fra 2014 og 2015 blev det besluttet udelukkende at arbejde med data fra 2013, 2014 og 2015.

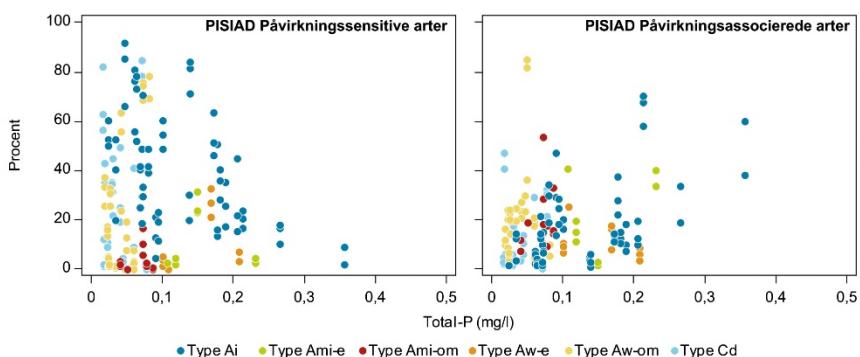
Figur 6.4.1. Correspondance Analysis-plot baseret på arter, der forekommer i mere end fem sører. Øverst: originale data. Nederst: harmoniserede data (se tekst). Rød: prøver oparbejdet i 2012. Blå: prøver oparbejdet i 2013. Hvert punkt repræsenterer en sø. OBS – ID-numrene svarer ikke til dem i bilag 6.1.



Bilag 6.5 Resultater af afprøvning af det belgiske indeks PISIAD

Ud over de fire nævnte indices, som er nævnt i teksten, og som alle blev beregnet vha. softwarepakken OMNIDIA 5.5 (Lecointe et al., 1993) valgte vi at undersøge egnetheden af metoden PISIAD (Proportions of Impact-Sensitive and Impact-Associated Diatoms), som anvendes i Belgien-Flandern (Vlaamse Milieumaatschappij, 2009). Metoden er udviklet til sører og kunne derudover være relevant, da den er udviklet i den centralbaltiske geografiske interkalibreringsgruppe (GIG), som også Danmark tilhører. Endelig virkede metoden lovende ud fra dens R^2 -værdi for relationen til totalfosfor, der er repræsenteret i interkalibreringsrapporten (Poikane et al., 2014). Metoden bygger på en opdeling i "påvirkningsfølsomme" og "påvirkningsassocierede" arter, og de økologiske kvalitetsklasser bygger på fordelingen mellem disse. Metoden blev afprøvet på data fra 2012 og 2013 og viste sig ikke at være egnet til de danske data, primært fordi indikatorværdien af hver art er afhængig af, hvilken søtype den er fundet i. Dette er fornuftigt nok, men de opstillede søtyper lader sig ikke umiddelbart "oversætte" til de danske. Bl.a. er søtyperne, ud over vanddybde og alkalinitet, opdelt i henhold til "baggrundsnæringsstoftilstand", hvilket ikke er praksis i Danmark. Nedenfor findes en oversigt over resultaterne ved anvendelse af PISIAD på data fra 2012 og 2013.

I figur 6.5.1 er angivet andelen af henholdsvis påvirkningssensitive og påvirkningsassocierede arter (Hendrickx and Denys i Poikane et al., 2014) i de undersøgte sører som funktion af fosforkoncentrationen. De afbildede søtyper kan ikke umiddelbart henføres til de danske søtyper. F.eks. henviser "-e" og "-om" til baggrundsstofkoncentrationen. I dette tilfælde henviser de til de aktuelle trofiforhold. Grænsen mellem eutrof og oligo-mesotrof er sat ved 0,1 mg totalfosfor/l.



Figur 6.5.1. Påvirkningssensitive og –associerede arter som funktion af fosforkoncentration (mg/L). Ai=mixed, alkalic, ion-rich≈lavvandet, alkalin. Ami-e=mixed, moderately ion-rich, alkalic, higher background nutrients≈lavvandet, alkalin, eutrof. Ami-om=mixed, moderately ion-rich, alkalic, lower background nutrients≈lavvandet, alkalin, oligo-mesotrof. Aw-e=stratified, higher background nutrients, alkalic≈dyb, eutrof, alkalin. Aw-om= stratified, lower background nutrients, alkalic≈dyb, oligo-mesotrof, alkalin. Cb=circumneutral, strongly buffered lake≈lavalkalin.

Der er foretaget lineær regression af andelen af henholdsvis påvirkningssensitive og påvirkningsassocierede arter mod totalfosforkoncentrationen. Regressionsligninger, R^2 værdier og signifikans er angivet i tabel 6.5.1. Som det fremgår, er der kun en tendens til en relation mellem de påvirkningssensitive arter og fosfor ved to af typerne, nemlig Ai og Aw-om. Dog er spændet for type Aw-om meget lille. Ved de påvirkningsassocierede arter er der en signifikant relation for type Ai.

Tabel 6.5.1. Regressionsligning, R² værdier og signifikansværdier ved relationer mellem henholdsvis påvirkningssensitive og påvirkningsassocierede arter og fosforkoncentrationen i seks forskellige søtyper, anvendt i det belgiske indeks, PISIAD

	Påvirkningssensitive			Påvirkningsassocierede		
	Regressions-ligning	R ²	p	Regressions-ligning	R ²	p
Ai	y=-149x+59,1	0,25	<0,001	y=108x+3,3	0,27	<0,001
Ami-e	y=-28x+15,2	0,02	>0,05	y=168x-6,3	0,26	>0,05
Ami-om	y=17x+3,1	0,003	>0,05	y=240x+3,9	0,12	>0,05
Aw-e	y=66x+0,75	0,07	>0,05	y=-48x+18,4	0,12	>0,05
Aw-om	y=584x1,6	0,21	<0,01	y=-40x+21,3	0,0021	>0,05
Cb	y=33x+29	0,03	>0,05	y= 42x+12,2	0,0043	>0,05

Bilag 6.6 Udkast til rapport til EU om interkalibrering af IPS-indekset i danske søer

Template for reporting on Intercalibration of new or revised ecological assessment methods according to finalised Intercalibration results (Gap 2)

1. INTRODUCTION

- Member State: Denmark
- BQE: Phytobenthos
- Water body category (type): *High alkalinity lakes as categorized in the completed intercalibration exercise, i.e. the part of Danish lake types 9 and 10 (high alkaline, fresh water, non-colored and shallow/deep, respectively) and type 13 (high alkaline, fresh water, colored and shallow) with an alkalinity $\geq 1 \text{ meq L}^{-1}$. In Denmark, the threshold between low and high alkaline lake types is set to 0.2 meq L^{-1} .*

2. DESCRIPTION OF NATIONAL ASSESSMENT METHODS

MS has to provide the complete description of the method in the Annex. The main features should be given below

Benthic diatoms were chosen as proxy for phytobenthos. Samples were collected from Phragmites stems in 105 lakes during the years 2013-2015, and the diatoms were counted and identified to species level. Four existing indices, indicating the effect of environmental stressors, developed for rivers, were tested on the Danish data: IPS (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique, Coste in CEMAGREF 1982), IBD (Indice Biologique Diatomees; Prygiel and Coste, 1998), TID (Trophic index, Rott, 1999) and TDI (The Trophic Diatom Index). For more details, see Johansson et al. (2019, in prep.) Of the four tested indices, IPS (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique, Coste in CEMAGREF, 1982) was recommended with the following arguments: the index values are significantly related to total phosphorous concentrations in Danish lake types 9 and 10, all known diatom species are included in the index, and the index is tested for use in lakes (Kahlert et al., 2014).

2.1. METHODS AND REQUIRED BQE PARAMETERS

Table 1. Overview of the metrics included in the national method

MS	Taxonomic composition	Abundance
DK	<p><i>The taxonomic composition is one of the key factors in the recommended index, IPS. It is calculated by the following equation (Zelinka and Maravan, 1961):</i></p> $\Sigma A_j * S_j * V_j / \Sigma A_j * V_j$ <p><i>where</i></p> <p><i>A_j=relative abundance of species j</i></p> <p><i>S_j=sensitivity value</i></p> <p><i>V_j=indicator value</i></p>	<p><i>The relative abundance of each species is one of the key components in IPS (see left column in this table).</i></p>

Combination rule used in the method

Both indicative parameters, taxonomic composition and abundance of benthic diatoms, are included in the suggested index, IPS.

2.2. SAMPLING AND DATA PROCESSING

Description of sampling and data processing:

- Sampling time and frequency: *Benthic diatoms were collected once in each lake during the period 1/7-15/8.*
- Sampling method: *Samples were taken from stems of Phragmites. Only fresh stems from the present year were used, derived from a station in the lake with as little shadow as possible (i.e. on the northern bank of the lake). The sampling station must not be affected by inlet or point sources. Three subsamples were taken with a distance of app. 1 m from each other, in the middle of the Phragmites bed. Each subsample consisted of five 10 cm stem fragments, taken app. 10 cm below the water surface. If the lake was nutrient poor (<100 µg TP/l during summer), ten fragments were collected for each subsample in order to obtain sufficient material. All five/ten stem fragments from each subsample were collected in a tray and the diatom coating on the stems was carefully brushed off. The material was rinsed into one bottle and conserved with lugol. The three subsamples were processed individually as described below.*
- Data processing: *At least 400 diatom valves in each sample were identified. By randomisation, exactly 400 valves were chosen, and for each sample IPS was calculated by means of the software program Omnidia (Lecointe et al., 1993).*
- Identification level: *Benthic diatoms were identified to species level.*

2.3. NATIONAL REFERENCE CONDITIONS

Detailed description of setting of national reference conditions

Danish landscapes are heavily impacted by human activities, about 60% of the total area is used for agriculture, and urban areas (including roads) make up about 10%. Thus, true anthropogenically unimpacted or minimally impacted lake ecosystems do not exist. The specific physical and chemical characteristics defining the best achievable condition for Danish lakes based on representative paleolimnological records dated back to app. 1850 and defined as "least disturbed conditions" have been identified by Søndergaard et al. (2003) and are summarised in Table 2.

Table 2. Values defining the best achievable condition for Danish lakes belonging to lake types 9 or 10 (Søndergaard et al., 2003).

Danish lake type (see definition in text)	Total-P ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Total-N ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Chl a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Secchi depth (m)
9	14.6	0.4	3.7	3.8
10	7.6	0.38	3.9	5.4

Only one of the 105 lakes fulfilled the criteria listed in table 2. Kelly et al. (2014) suggest other criteria for reference conditions such as no pollution from point sources, population density <15 persons per km^2 , <0.4% artificial land use within the catchment area, <20% agriculture in the catchment area, <10% artificial coast line, no changes in lake hydrology, no addition of carps or other benthic fishes, no commercial fisheries. However, based on our present knowledge, we do not know how many lakes can fulfill these criteria.

Because of the lack of reference lakes among the investigated lakes and in order to set class boundaries, we chose to adopt the Swedish experience whose methods and ecological conditions are comparable with the Danish ones, i.e. we adopted the Swedish class boundaries for high alkalinity lakes.

2.4. NATIONAL BOUNDARY SETTING

Detailed description of methodology used to derive ecological class boundaries.

Due to lack of reference lakes in Denmark, we chose to adopt the Swedish class boundaries (see 2.3).

2.5. PRESSURES ADDRESSED

Please describe the pressures addressed by the method and provide pressure-response relationship (graph, equation)

The relation between IPS index values in high-alkaline ($\geq 1 \text{ meq L}^{-1}$) fresh water lakes is shown in figure 1.

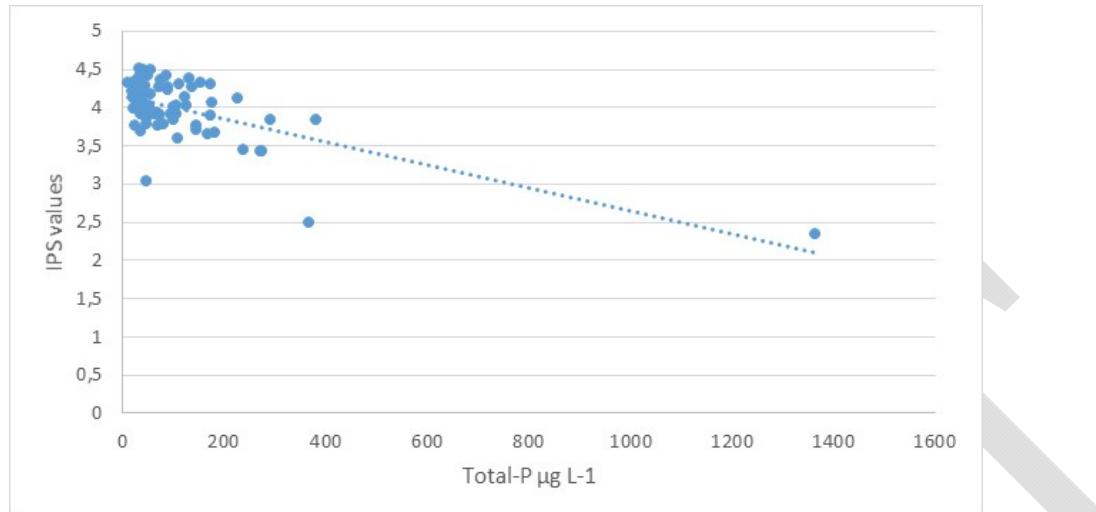


Figure 1. IPS index values as a function of total-P ($\mu\text{g L}^{-1}$) in high-alkaline fresh water lakes.
Equation: $y = -0.00151x + 4.159$, $R^2=0.4263$, $p<0.001$. 72 lakes are included. Each point represents an average of three subsamples in a lake. When excluding the highest total-P concentration, the equation is as follows: $y=-0.0022+4.2182$, $R^2=0.268$, $p<0.001$.

3. WFD COMPLIANCE CHECKING

The first step in the Intercalibration process requires the checking of national methods considering the following WFD compliance criteria.

Table 2. List of the WFD compliance criteria and the WFD compliance checking process and results

Compliance criteria	Compliance checking
Ecological status is classified by one of five classes (high, good, moderate, poor and bad).	Yes
High, good and moderate ecological status are set in line with the WFD's normative definitions (Boundary setting procedure)	Yes
All relevant parameters indicative of the biological quality element are covered (see Table 1 in the IC Guidance). A combination rule to combine parameter assessment into BQE assessment has to be defined. If parameters are missing, Member States need to demonstrate that the method is sufficiently indicative of the status of the QE as a whole	Yes. The parameters are included in the index (see table 1)
Assessment is adapted to intercalibration common types that are defined in line with the typological requirements of the Annex II WFD and approved by WG ECOSTAT	In the tests of the indices, we focused on lakes belonging to Danish lake types 9 and 10. These types include fresh water, non-colored and high-alkalinity lakes (shallow and deep, respectively). NB! In Denmark, the threshold between low and high alkalinity is set to 0.2 meq L^{-1} . When categorizing the lakes into LA, MA, and HA, as defined in the intercalibration exercise, 70 lakes of Danish types 9 or 10 belong to HA, together with two lakes of Danish type 13 (colored). Four lakes

	<i>of type 9 or 10 and one lake of type 13 belong to MA and seven lakes of Danish type 1 or 2 (fresh water, colorless) and three lakes of type 5 or 6 (fresh water, colored) belong to LA. Due to the low number of LA and MA lakes and owing to the fact that, in Denmark, only BQEs (including macrophytes) of lakes of Danish types 9 and 10 have been intercalibrated so far, only the 72 HA lakes (see above) were included in the present exercise.</i>
The water body is assessed against type-specific near-natural reference conditions	<i>See table 2 in 2.3</i>
Assessment results are expressed as EQRs	<i>Yes</i>
Sampling procedure allows for representative information about water body quality/ecological status in space and time	<i>Sampling was standardized so that all lakes were sampled within a comparable period of the year and a similar location in the lake (see 2.2).</i>
All data relevant for assessing the biological parameters specified in the WFD's normative definitions are covered by the sampling procedure	<i>Yes</i>
Selected taxonomic level achieves adequate confidence and precision in classification	<i>Yes. All samples were processed (sample preparation, counting, and species identification) by highly skilled experts. All samples were processed in the same laboratory.</i>

4. IC FEASIBILITY CHECKING

The intercalibration process ideally covers all national assessment methods within a GIG. However, the comparison of dissimilar methods ("apples and pears") has clearly to be avoided. Intercalibration exercise is focused on specific type / biological quality element / pressure combinations. The second step of the process introduces an "IC feasibility check" to restrict the actual intercalibration analysis to methods that address the same common type(s) and anthropogenic pressure(s), and follow a similar assessment concept.

4.1. TYPOLOGY

Does the national method address the same common type(s) as other methods in the Intercalibration group? Provide evaluation if IC feasibility regarding common IC types.

The national method can be addressed to the same common lake types as those included by the other countries in the completed intercalibration exercise (see table 2).

4.2. PRESSURES ADDRESSED

Does the national method address the same pressure(s) as other methods in the Intercalibration group? Provide evaluation if IC feasibility regarding pressures addressed.

The overall pressure in the Danish lakes is eutrophication; therefore, TP is used as this, in general, is the limiting nutrient in Danish lakes. All MS have developed systems that take into account the effect of eutrophication, the major human pressure in the other member states taking part in the completed intercalibration exercise.

4.3. ASSESSMENT CONCEPT

Does the national method follow the same assessment concept as other methods in the Intercalibration group? Provide evaluation if IC feasibility regarding assessment concept of the intercalibrated methods

Other MS use indices, i.e. follow the same principle as in Denmark. The common metric is calculated by Omnidia (see table 1), which makes it easy to compare national results with the common metric (TI) used in the completed intercalibration exercise.

4.4. CONCLUSION ON THE INTERCALIBRATION FEASIBILITY

Provide conclusions on the IC feasibility.

The national method is consistent and IC feasible.

5. DEMONSTRATING THE COMPLIANCE WITH THE COMPLETED INTERCALIBRATION EXERCISE

5.1. Background

- Description of the IC option and benchmark standardization used in the completed IC exercise;
The IC option and benchmark standardization is in accordance to Poikane et al. (2014) and Kelly et al. (2014).
- Selection of the correct procedure to use for intercalibrating new classification method.
Because continuous benchmarking was applied in the completed IC exercise, Case A2 in EC (2015) was selected to fit the Danish method.

5.2. Description of IC dataset

The national data on benthic diatoms were collected according to a sampling program designed for testing existing indices (see 2.2). Benthic diatoms were sampled in the lakes included in the National Monitoring Program for the Aquatic Environment and nature (NOVANA) for macrophyte investigations during the years 2013-2015. IPS values were calculated by the software program Omnidia (see 2.2). In the completed IC exercise, mainly lakes >50 ha were included, while, in the national dataset, the lower size limit is 5 ha. However, as to benthic diatoms, lake size is not considered to be of relevant importance. Data for physics and chemistry (monitoring data) were collected by the regional environmental authorities as part of NOVANA (see above), following standard procedures. The monitoring data were collected at least monthly during summer (May-September). Summer means were calculated for the same years as the diatom sampling and used for linear regressions between index values and pressure (total-P).

5.3. Description of Intercalibration procedure

- Benchmark standardization;
- Calculation of Intercalibration Common metrics (ICM) or Best-Related Intercalibrated National Classification (BRINC):

HA lakes

- Calculation of the common metric (TI) values were performed by Omnidia (see annex 1).
- TI_EQR (CM_obs) values were calculated by the equation (4-observed TI)/(4-expected TI); expected TI=1.88 for HA lakes (Kelly et al., 2014) (see annex 1).
- Expected values of the TI_EQR (CM_pred) were calculated using the global relationship between TI_EQR and TP concentration, established in the completed exercise; CM_pred=0.343*(LOG₁₀TP)+1.361 (Kelly et al., 2014) (see annex 1).
- The mean residual between CM_pred and CM_obs is -0.1862 (see annex 1), i.e. CM_bm=TI_eqr-0.1862.
- Translation of national boundaries to ICM or BRINC:

HA lakes

The linear relationship between CM_bm and the national eqr-values are CM_bm=1.2451*eqr_DK-0.2064, R²=0.3896, p<0.001 (see annex 1).

Table 3. IPS_DK class boundaries and eqr_DK adopted from Sweden, CM_bm values calculated from the relation CM_bm=1.2451*eqr_DK-0.2064. Average boundaries from the completed IC exercise (Kelly et al., 2014).

EC	IPS_DK	eqr_DK	CM_bm	Average TI_eqr_IC
Reference	5	1	1.039	
High/good	4.56	0.89	0.902	0.965
Good/moderate	3.96	0.74	0.715	0.790
Moderate/poor	3	0.5	0.416	0.604
Poor/bad	2	0.25	0.105	0.416

- Calculating boundary bias

HA lakes

Table 4. CM_bm and average TI_eqr_IC as in table 3. Width for each ecological class (based on CM_bm) and the percentage deviation between CM_bm values and class width are shown.

EC	CM_bm	Average TI_eqr_IC	Deviation	Width	Deviation from class width (%)
Reference	1.039				
High/good	0.902	0.965	-0.063	H: 0.137	-46.2
Good/moderate	0.715	0.79	-0.075	G: 0.187	-40.2
Moderate/poor	0.416	0.604	-0.188	M: 0.299	-62.9
Poor/bad	0.105	0.416	-0.311	P: 0.311	-99.9

- Harmonizing of boundaries

HA lakes

All CM_bm values fall below the boundaries in the completed IC exercise and all the deviations are larger than 25%. Therefore, boundaries should be adjusted so that the deviations are below 25%. See table 5 for final boundaries.

5.4. Final boundaries

HA lakes

Adjustment of CM_bm values led to the final boundaries shown in table 5. eqr_DK values are calculated by the relation $CM_{bm}=1.2451*eqr-0.2064 \Leftrightarrow eqr=CM_{bm}/1.2451+0.1658$ (see above in 5.3 "Translation of national boundaries..."). IPS boundaries are calculated by the relation $IPS=4*eqr+1$.

*Table 5. Adjusted common metric benchmark (CM_bm) and final boundaries (eqr_DK_final and IPS_final), eqr_DK_final is calculated by $eqr=CM_{bm}/1.2451+0.1658$, and IPS boundaries are calculated by the relation $IPS=4*eqr+1$.*

EC	CM_bm_adjusted	eqr_DK_final	IPS_final
Reference	1.039	1	5
High/good	0.931	0.913	4.654
Good/moderate	0.744	0.763	4.053
Moderate/poor	0.530	0.591	3.366
Poor/bad	0.340	0.439	2.755

6. DESCRIPTION OF THE BIOLOGICAL COMMUNITIES

General remarks: As described in Poikane et al. (2014), most of the abundant taxa were found in many lakes across the EQR gradient, which was also the case in the Danish lakes. Besides, the ecological status is defined by the taxonomical composition of the benthic diatoms, i.e. the sensitivity and indicator value for each taxon, used in the IPS index. Therefore, a description of the biological communities will be affected by circular reasoning. Poikane et al. (2014) found Achnanthes minutissima to be the most common species in the whole IC dataset. This was also the case for the Danish lakes where the species was found in all lakes, the EQR-value increasing significantly with increasing abundance, both in Denmark and in the complete IC dataset. This is a reflection of the high sensitivity value (5, the highest possible value when using the IPS index), but a low indicator value (1, where 3 is maximum) and a relatively low total-P optimum (0.06 mg/l) in Danish lakes. Poikane et al. (2014) also highlighted other species whose relative abundance is significantly related to the EQR value: i) Brachysira microcephala – not found in HA lakes in DK, ii) Gomphonema angustum – see below, insignificant relation, however, iii) Tabellaria flocculosa, only found in eight lakes in DK, relation not tested, iv) Amphora pediculus, Coccconeis placentula (see below), and Nitzschia dissipata, also found in many Danish lakes but without any clear pattern.

DESCRIPTION OF THE BIOLOGICAL COMMUNITIES AT HIGH STATUS

No Danish HA lakes were in high status, based on benthic diatoms.

DESCRIPTION OF THE BIOLOGICAL COMMUNITIES AT GOOD STATUS

The most abundant taxa in the lakes of good status were Achnanthes minutissima, Navicula cryptotenella, Gomphonema parvulum, Gomphonema pumilum, Fragilaria vaucheriae, Coccconeis placentula var. euglypta Coccconeis placentula, and Cymbella affinis, which were found in 91-100% of the lakes with good status. The median percentages for these species varied between 1 and 10% of total

diatoms, except for *A. minutissima* whose median percentage were 34%. Comparing the number of lakes of good vs. moderate status in which each taxon was found, the following taxa exhibited the most pronounced difference: *Cymbella helvetica* (9 vs. 4 lakes), *Cymbella microcephala* (26 vs. 17), *Cymbella affinis* (30 vs. 21), and *Gomphonema angustum* (20 vs. 10 lakes). This complies with the relatively low total-P optimum (0.06 mg/l or lower) of these species (see fig. 3.3 in Johansson et al., in prep).

DESCRIPTION OF THE BIOLOGICAL COMMUNITIES AT MODERATE STATUS

The most abundant taxa in the lakes of moderate status were *Achnanthes minutissima*, *Navicula cryptotenella*, *Gomphonema parvulum*, *Gomphonema pumilum*, *Fragilaria vaucheriae*, *Coccneis placentula* var. *euglypta* *Coccneis placentula* (good status lakes) together with *Gomphonema* sp., *Amphora pediculus*, and *Rhoicosphenia abbreviata*, which were found in 91-100% of the lakes with moderate status.

When comparing the taxa found in good and moderate status lakes, the following taxa were found in considerably higher numbers in lakes of moderate than of good status: *Fragilaria construens* (16 vs. 8 lakes), *Epithemia sorex* (22 vs. 12), *Nitzschia paleacea* (25 vs. 12), *Fragilaria construens* var. *venter* (25 vs. 17), and *Rhoicosphenia abbreviata* (31 vs. 23). The total-P optima for these species are higher for moderate than for good status (0.09-0.17 mg TP/l).

7. REFERENCES

Cemagref (1982). Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport Q.E. Lyon-A.F. Bassion Rhône-Méditerranée-Corse.

European Commission (2015). Procedure to fit new or updated classification methods to the results of a completed intercalibration exercise. Guidance Document No. 30.

Johansson, L. S., Søndergaard, M., Larsen, S. E., Bjerring, R. (2019, in prep.). Udvikling af biologisk indeks for fytoplæn i danske sører. [Development of biological index for phytoplankton in lakes]. In Danish. Scientific report. Danish Centre for Environment and Energy – DCE, Aarhus University.

Kahlert, M., Gottschalk, S. (2014). Differences in benthic diatom assemblages between streams and lakes in Sweden and implications for ecological assessment. Freshwater Science 33 (2): 655-669.

Kelly, M., Urbanic, G., Acs, E., Bennion, H., Bertrin, V., Burgess, A., Denys, L., Gottschalk, S., Kahlert, M., Karjalainen, S. M., Kennedy, B., Kosi, G., Marchetto, A., Morin, S., Picinska-Faltynowicz, J., Poikane, S., Rosebery, J., Schoenfelder, I., Schoenfelder, J., Varbiro, G. (2014). Comparing aspirations: intercalibration of ecological status concepts across European lakes for littoral diatoms. Hydrobiologia 734: 125-141.

Lecointe, C., Coste, M., Prygiel, J. (1993): "Omnidia": software for taxonomy, calculation of diatom indicea and inventories management. Hydrobiologia 269/270: 509-513.

Poikane, S. (editor), Kelly, M., Ács, E., Bertrin, V., Bennion, H., Borics, G., Burgess, A., Denys, L., Ecke, F., Kahlert, M., Karjalainen, S. M., Kennedy, B., Marchetto, A., Morin S., Picinska-Faltynowicz, J., Phillips, G., Schönfelder, I., Schönfelder, J., Urbanič, G., van Dam, H., Zalewski, T. (2014). Water Framework Directive Intercalibration Report. 2014. Lake phytoplankton ecological assessment methods. European Commission Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.

Prygiel, J., Coste, M. (1995). Les diatomées et le diagnostic de la qualité des eaux courantes continentales: les principales méthodes indicielles. Vie Milieu 45 (3/4): 179-186.

Rott, E. (Ed.). (1999). *Indikationslisten für Aufwuchsalgen in Österreichischen fliessgewässern. Teil 2: Trophieindikation sowie geochemische Präferenz: taxonomische und toxikologische Anmerkungen*, WWK, Bundesministerium für Land- und forstwirtschaft, Wien.

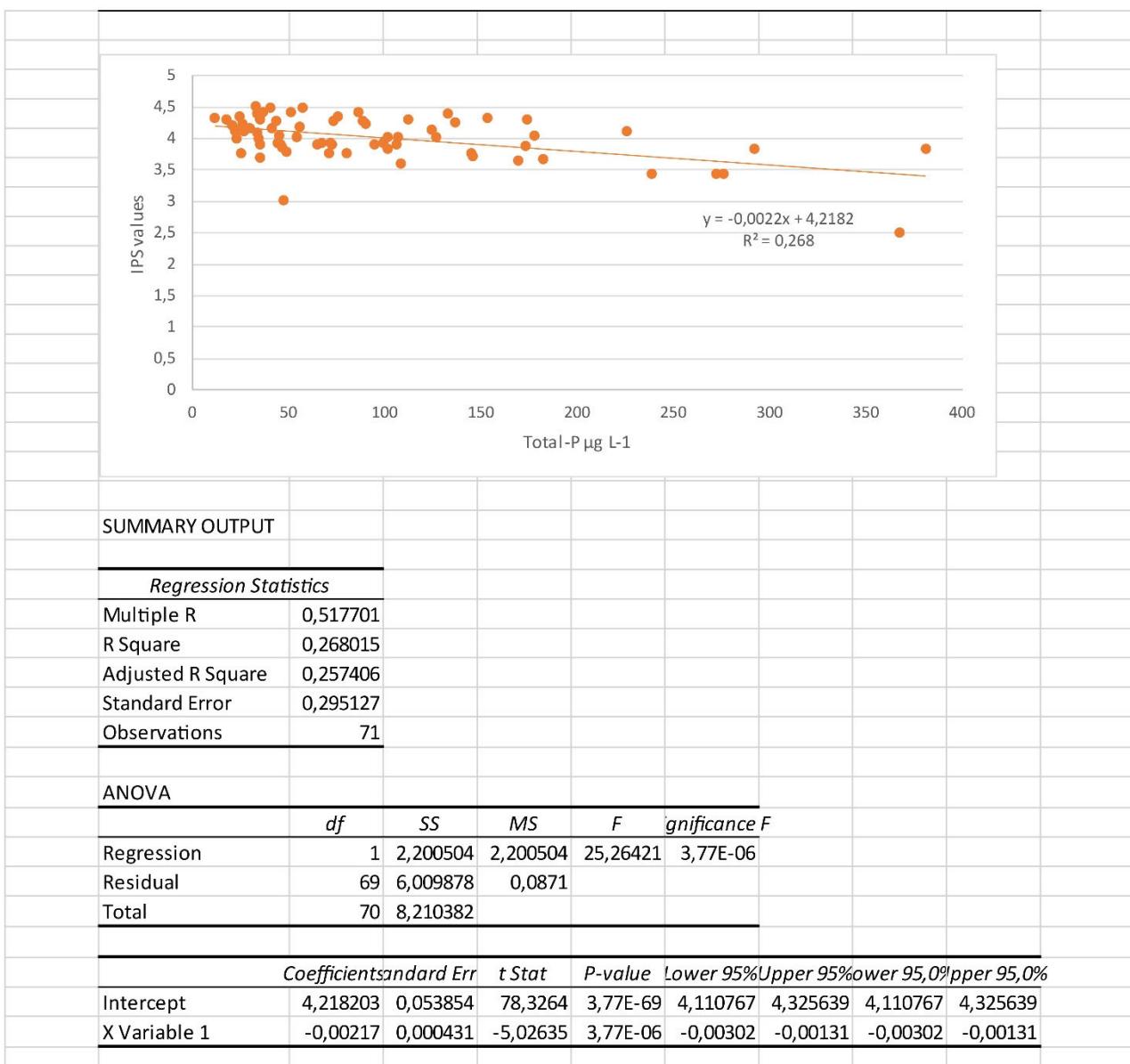
Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Kristensen, E.A., Baattrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., Bjerring, & Friberg, N. (2003) (in Danish). *Biologiske indikatorer til vurdering af økologisk kvalitet i danske søer og vandløb*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 78 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 59 <http://www2.dmu.dk/pub/sr59.pdf>

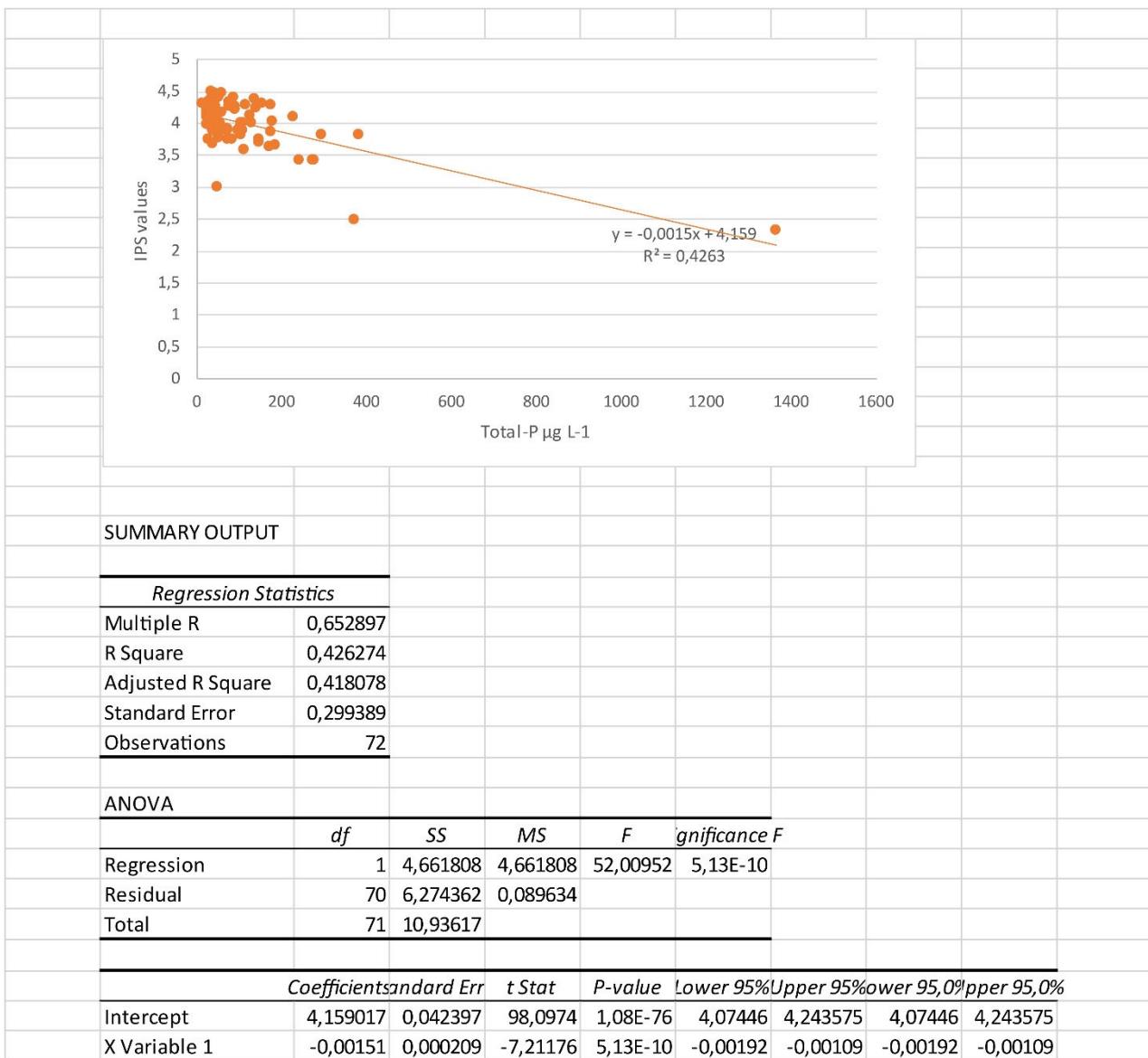
Zelinka, M., Marvan, P. (1961). Zür Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fliessender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie* 57: 389-407.

GAP 2 – Annex 1

Lake name	year	alkalinity class	DK_WFD_type	Total_P µg/l	log10(Total_P)	IPS_omnidia
Hvidkilde Sø	2013	HA	9	367,7205882	2,565517946	2,5
Grarup Sø	2013	HA	9	71,21988796	1,852601286	3,77
Gørlev Sø	2013	HA	9	72,39483066	1,859707557	3,9
Jels Oversø	2013	HA	9	169,1760198	2,228338803	3,65
Klokkerholm Møllesø	2013	HA	9	72,0439134	1,857597296	3,92
Lading Sø	2013	HA	9	238,9052288	2,378225655	3,45
Mørke Mosesø	2013	HA	9	173,3843137	2,239009804	3,886666667
Ollerup Sø	2013	HA	9	272,3039216	2,435053896	3,43
Stallerup Sø	2013	HA	9	80,53388373	1,905978643	3,773333333
Tillerup Sø	2013	HA	9	94,36928105	1,974830646	3,91
Bogens Sø	2014	HA	9	35,12217195	1,545581365	3,686666667
Fjellerup Sø	2014	HA	9	380,9477124	2,58086537	3,83
Gravlev Sø	2014	HA	9	47,76470588	1,679107108	3,03
Holmgård Sø	2014	HA	9	106,4174094	2,027012682	3,91
Husby Sø	2014	HA	9	48,91830065	1,689471362	3,783333333
Nørresø	2014	HA	9	45,67647059	1,659692539	3,906666667
Peblinge Sø	2014	HA	9	35,59477124	1,551386206	3,906666667
Sønder Lemvig Sø	2014	HA	9	101,6294118	2,007019412	3,84
Bastemose	2015	HA	9	25,2	1,401400541	3,77
Gjorslev Møllesø	2015	HA	9	276	2,440909082	3,43
Hulemosen	2015	HA	9	144,8	2,160768562	3,77
Højby Sø	2015	HA	9	292	2,465382851	3,846666667
Movsø	2015	HA	9	64,6	1,810232518	3,913333333
Rands Fjord	2015	HA	9	182,0000014	2,260071391	3,666666667
Søgård Sø	2015	HA	9	145,4	2,162564407	3,716666667
Bromme Lillesø	2013	HA	9	23,02941176	1,362282845	4,146666667
Damhussøen	2013	HA	9	51,14171123	1,708775256	4,41
Dons Nørresø	2013	HA	9	86,46023965	1,936816435	4,426666667
Engelholm Sø	2013	HA	9	40,6805075	1,609386362	4,496666667
Hinge Sø	2013	HA	9	73,37843137	1,865568424	4,27
Knap sø	2013	HA	9	34,56281077	1,538609054	4,003333333
Nørhå Sø	2013	HA	9	101,1764706	2,005079526	4,013333333
Arreskov Sø	2014	HA	9	127,0109555	2,103841183	4,023333333
Borup Sø	2014	HA	9	26,18796484	1,418101749	4,23
Halle Sø	2014	HA	9	133,0280112	2,123943098	4,386666667
Kjellerup Sø	2014	HA	9	54,11433927	1,73331236	4,016666667
Store Søgårdssø	2014	HA	9	174,231065	2,241125591	4,296666667
Torbenfelt Sø	2014	HA	9	177,6568627	2,249581989	4,056666667
Dråby Sø	2015	HA	9	35	1,544068044	4,296666667
Engelholm Sø	2015	HA	9	112,3636364	2,050625786	4,313333333
Han Vejle	2015	HA	9	88,4	1,946452265	4,27
Haraldsted Lillesø	2015	HA	9	124,6	2,095518042	4,136666667
Hærup Sø	2015	HA	9	33,4	1,523746467	4,406666667
Store Øresø	2015	HA	9	43,6	1,639486489	4,286666667
Vedsø, Nonbo	2015	HA	9	34	1,531478917	4,093333333

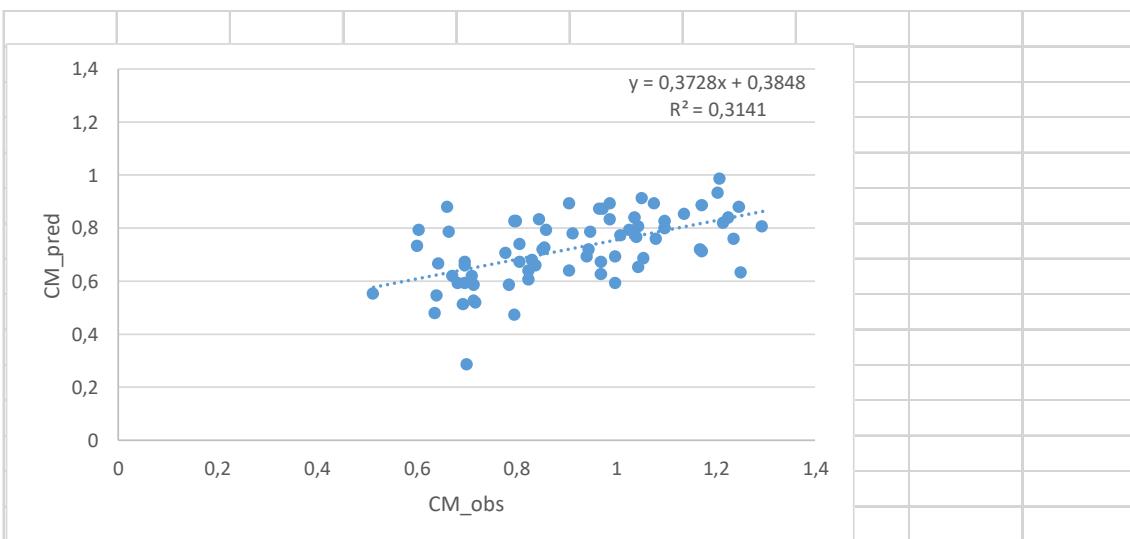
Vesterborg Sø	2015	HA	9	153,5555556	2,186265534	4,316666667
Bastrup Sø	2013	HA	10	108,0784314	2,033739033	3,603333333
Esrum Sø	2013	HA	10	99,59803922	1,998250789	3,93
Søtorup Sø	2013	HA	10	44,53844675	1,648735067	3,933333333
Vessø	2014	HA	10	46,33660131	1,665924176	3,85
Furesø	2015	HA	10	67,18181818	1,827251753	3,933333333
Jels Nedersø	2013	HA	10	32,77417174	1,515531725	4,51
Søndersø	2013	HA	10	22,89215686	1,359686713	3,996666667
Thorsø	2013	HA	10	23,48257081	1,370745641	4,15
Ulse Sø	2013	HA	10	22,41593419	1,350556843	4,123333333
Arresø	2014	HA	10	107,1573296	2,030021882	4,033333333
Grusgravsø 7.1	2014	HA	10	20,40804598	1,309801424	4,22
Mølle sø	2014	HA	10	55,59477124	1,745033948	4,176666667
Ravnsø	2014	HA	10	30	1,477121255	4,17
Tissø	2014	HA	10	41,58135535	1,618898641	4,153333333
Vestbirk Sø	2014	HA	10	57,18691463	1,757296666	4,49
Bryryp Langsø	2015	HA	10	75,5	1,877946952	4,356666667
Fussing Sø	2015	HA	10	45	1,653212514	4,043333333
Hammer Sø	2015	HA	10	26,6	1,424881637	4,11
Mølholm Kridtgrav	2015	HA	10	12	1,079181246	4,316666667
Nordborg Sø	2015	HA	10	136,6	2,135450699	4,266666667
Nors Sø	2015	HA	10	17,5057818	1,243181511	4,313333333
Søholm Sø	2015	HA	10	24,95564893	1,397168867	4,346666667
Tuel Sø	2015	HA	10	90	1,954242509	4,223333333
Vedsø, Rindsholm	2015	HA	10	36,6	1,563481085	4,423333333
Vullum Sø	2015	HA	13	226	2,354108439	4,126666667
Rugård Søndersø	2014	HA	13	1363,246187	3,134574292	2,35





Lake name	year	log10(Total_P)	TI_EQR (=CM_obs)	CM_pred_IC_Kelly_2014
Hvidkilde Sø	2013	2,565517946	0,636792453	0,481027344
Grarup Sø	2013	1,852601286	0,855345912	0,725557759
Gørlev Sø	2013	1,859707557	0,852201258	0,723120308
Jels Oversø	2013	2,228338803	0,682389937	0,596679791
Klokkerholm Møllesø	2013	1,857597296	0,944968553	0,723844128
Lading Sø	2013	2,378225655	0,639937107	0,5452686
Mørke Mosesø	2013	2,239009804	0,694968553	0,593019637
Ollerup Sø	2013	2,435053896	0,715408805	0,525776514
Stallerup Sø	2013	1,905978643	0,778301887	0,707249325
Tillerup Sø	2013	1,974830646	0,831761006	0,683633088
Bogens Sø	2014	1,545581365	1,09591195	0,830865592
Fjellerup Sø	2014	2,58086537	0,797169811	0,475763178
Gravlev Sø	2014	1,679107108	0,66509434	0,785066262
Holmgård Sø	2014	2,027012682	0,641509434	0,66573465
Husby Sø	2014	1,689471362	0,913522013	0,781511323
Nørresø	2014	1,659692539	1,025157233	0,791725459
Peblinge Sø	2014	1,551386206	0,800314465	0,828874531
Sønder Lemvig Sø	2014	2,007019412	0,970125786	0,672592342
Bastemose	2015	1,401400541	0,660377358	0,880319615
Gjorslev Møllesø	2015	2,440909082	0,718553459	0,523768185
Hulemosen	2015	2,160768562	0,672955975	0,619856383
Højby Sø	2015	2,465382851	0,693396226	0,515373682
Movsø	2015	1,810232518	0,805031447	0,740090246
Rands Fjord	2015	2,260071391	0,715408805	0,585795513
Søgård Sø	2015	2,162564407	0,710691824	0,619240409
Bromme Lillesø	2013	1,362282845	1,075471698	0,893736984
Damhussøen	2013	1,708775256	1,009433962	0,774890087
Dons Nørresø	2013	1,936816435	0,996855346	0,696671963
Engelholm Sø	2013	1,609386362	1,044025157	0,808980478
Hinge Sø	2013	1,865568424	1,16745283	0,721110031
Knap sø	2013	1,538609054	0,844339623	0,833257095
Nørhå Sø	2013	2,005079526	0,806603774	0,673257723
Arreskov Sø	2014	2,103841183	0,823899371	0,639382474
Borup Sø	2014	1,418101749	0,97327044	0,8745911
Halle Sø	2014	2,123943098	1,251572327	0,632487517
Kjellerup Sø	2014	1,73331236	1,040880503	0,76647386
Store Søgårdssø	2014	2,241125591	0,996855346	0,592293922
Torbenfelt Sø	2014	2,249581989	0,786163522	0,589393378
Dråby Sø	2015	1,544068044	0,795597484	0,831384661
Engelholm Sø	2015	2,050625786	1,044025157	0,657635356
Han Vejle	2015	1,946452265	0,941823899	0,693366873
Haraldsted Lillesø	2015	2,095518042	0,905660377	0,642237311
Hærup Sø	2015	1,523746467	1,226415094	0,838354962
Store Øresø	2015	1,639486489	1,097484277	0,798656134
Vedsø, Nonbo	2015	1,531478917	0,985849057	0,835702731
Vesterborg Sø	2015	2,186265534	0,825471698	0,611110922

Bastrup Sø	2013	2,033739033	0,694968553	0,663427512
Esrum Sø	2013	1,998250789	0,698113208	0,67559998
Søtorup Sø	2013	1,648735067	0,860062893	0,795483872
Vessø	2014	1,665924176	0,949685535	0,789588008
Furesø	2015	1,827251753	0,599056604	0,734252649
Jels Nedersø	2013	1,515531725	1,037735849	0,841172618
Søndersø	2013	1,359686713	0,987421384	0,894627457
Thorsø	2013	1,370745641	1,171383648	0,890834245
Ulse Sø	2013	1,350556843	0,90408805	0,897759003
Arresø	2014	2,030021882	0,838050314	0,664702494
Grusgravsø 7.1	2014	1,309801424	1,050314465	0,911738112
Mølle sø	2014	1,745033948	1,078616352	0,762453356
Ravnsø	2014	1,477121255	1,136792453	0,85434741
Tissø	2014	1,618898641	1,294025157	0,805717766
Vestbirk Sø	2014	1,757296666	1,235849057	0,758247244
Bryrup Langsø	2015	1,877946952	1,172955975	0,716864196
Fussing Sø	2015	1,653212514	0,605345912	0,793948108
Hammer Sø	2015	1,424881637	0,966981132	0,872265599
Mølholm Kridtgrav	2015	1,079181246	1,20754717	0,990840833
Nordborg Sø	2015	2,135450699	0,970125786	0,62854041
Nors Sø	2015	1,243181511	1,204402516	0,934588742
Søholm Sø	2015	1,397168867	1,246855346	0,881771078
Tuel Sø	2015	1,954242509	1,055031447	0,690694819
Vedsø, Rindsholm	2015	1,563481085	1,213836478	0,824725988
Rugård Søndersø	2014	3,134574292	0,699685535	0,285841018
Vullum Sø	2015	2,354108439	0,512578616	0,553540805



SUMMARY OUTPUT

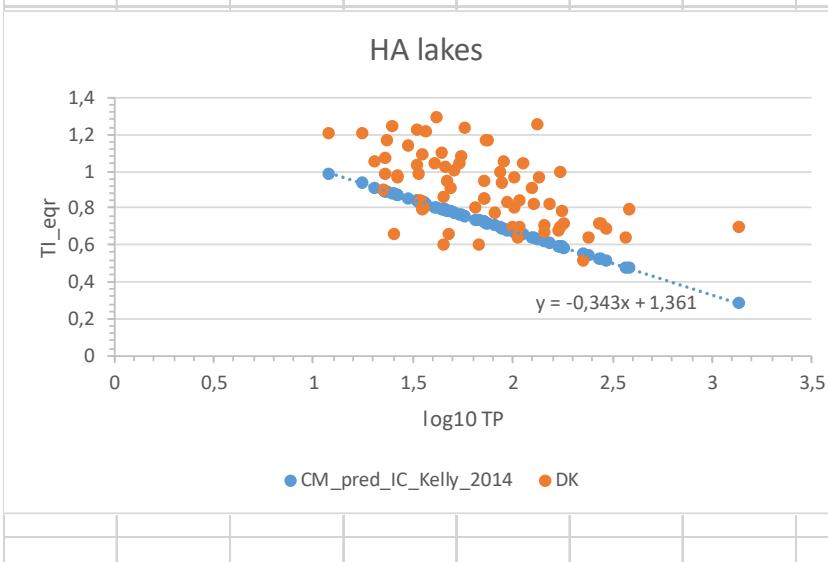
Regression Statistics

Multiple R	0,560436
R Square	0,314089
Adjusted R Square	0,30429
Standard Error	0,108597
Observations	72

ANOVA

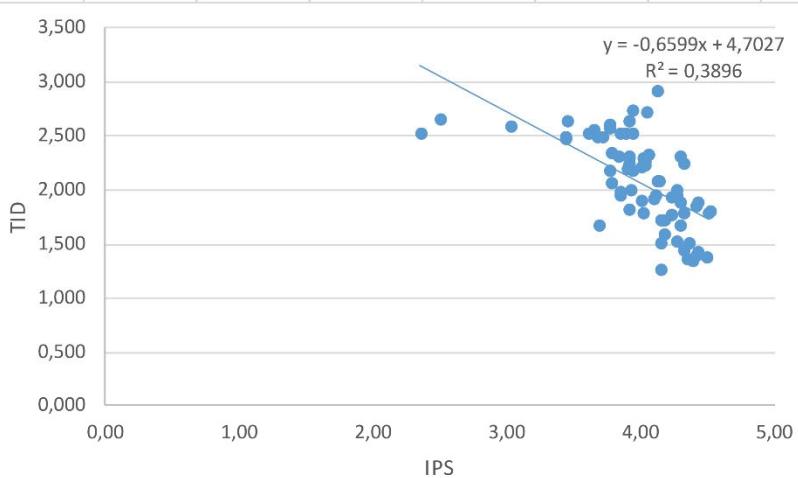
	df	SS	MS	F	Significance F
Regression	1	0,37802	0,37802	32,05402	3,06E-07
Residual	70	0,825524	0,011793		
Total	71	1,203544			

	Coefficient	Standard Err	t Stat	P-value	Lower 95%	Upper 95%	Lower 95,0%	Upper 95,0%
Intercept	0,38477	0,061299	6,276973	2,52E-08	0,262513	0,507026	0,262513	0,507026
X Variable	0,372809	0,065848	5,661627	3,06E-07	0,241479	0,50414	0,241479	0,50414



Lake name	År	IPS	eqr	TID (TI)	TI_EQR			
					(=CM_obs)	CM_pred	residual	CM_bm
Hvidkilde Sø	2013	2,50	0,38	2,650	0,637	0,481	-0,156	0,451
Grarup Sø	2013	3,77	0,69	2,187	0,855	0,726	-0,130	0,669
Gørlev Sø	2013	3,90	0,73	2,193	0,852	0,723	-0,129	0,666
Jels Oversø	2013	3,65	0,66	2,553	0,682	0,597	-0,086	0,496
Klokkerholm Møllesø	2013	3,92	0,73	1,997	0,945	0,724	-0,221	0,759
Lading Sø	2013	3,45	0,61	2,643	0,640	0,545	-0,095	0,454
Mørke Mosesø	2013	3,89	0,72	2,527	0,695	0,593	-0,102	0,509
Ollerup Sø	2013	3,43	0,61	2,483	0,715	0,526	-0,190	0,529
Stallerup Sø	2013	3,77	0,69	2,350	0,778	0,707	-0,071	0,592
Tillerup Sø	2013	3,91	0,73	2,237	0,832	0,684	-0,148	0,646
Bogens Sø	2014	3,69	0,67	1,677	1,096	0,831	-0,265	0,910
Fjellerup Sø	2014	3,83	0,71	2,310	0,797	0,476	-0,321	0,611
Gravlev Sø	2014	3,03	0,51	2,590	0,665	0,785	0,120	0,479
Holmgård Sø	2014	3,91	0,73	2,640	0,642	0,666	0,024	0,455
Husby Sø	2014	3,78	0,70	2,063	0,914	0,782	-0,132	0,727
Nørresø	2014	3,91	0,73	1,827	1,025	0,792	-0,233	0,839
Peblinge Sø	2014	3,91	0,73	2,303	0,800	0,829	0,029	0,614
Sønder Lemvig Sø	2014	3,84	0,71	1,943	0,970	0,673	-0,298	0,784
Bastemose	2015	3,77	0,69	2,600	0,660	0,880	0,220	0,474
Gjorslev Møllesø	2015	3,43	0,61	2,477	0,719	0,524	-0,195	0,532
Hulemosen	2015	3,77	0,69	2,573	0,673	0,620	-0,053	0,487
Højby Sø	2015	3,85	0,71	2,530	0,693	0,515	-0,178	0,507
Movsø	2015	3,91	0,73	2,293	0,805	0,740	-0,065	0,619
Rands Fjord	2015	3,67	0,67	2,483	0,715	0,586	-0,130	0,529
Søgård Sø	2015	3,72	0,68	2,493	0,711	0,619	-0,091	0,524
Bromme Lillesø	2013	4,15	0,79	1,720	1,075	0,894	-0,182	0,889
Damhussøen	2013	4,41	0,85	1,860	1,009	0,775	-0,235	0,823
Dons Nørresø	2013	4,43	0,86	1,887	0,997	0,697	-0,300	0,811
Engelholm Sø	2013	4,50	0,87	1,787	1,044	0,809	-0,235	0,858
Hinge Sø	2013	4,27	0,82	1,525	1,167	0,721	-0,446	0,981
Knap sø	2013	4,00	0,75	2,210	0,844	0,833	-0,011	0,658
Nørhå Sø	2013	4,01	0,75	2,290	0,807	0,673	-0,133	0,620
Arreskov Sø	2014	4,02	0,76	2,253	0,824	0,639	-0,185	0,638
Borup Sø	2014	4,23	0,81	1,937	0,973	0,875	-0,099	0,787
Halle Sø	2014	4,39	0,85	1,347	1,252	0,632	-0,619	1,065
Kjellerup Sø	2014	4,02	0,75	1,793	1,041	0,766	-0,274	0,855
Store Søgårdssø	2014	4,30	0,82	1,887	0,997	0,592	-0,405	0,811
Torbenfelt Sø	2014	4,06	0,76	2,333	0,786	0,589	-0,197	0,600
Dråby Sø	2015	4,30	0,82	2,313	0,796	0,831	0,036	0,609
Engelholm Sø	2015	4,31	0,83	1,787	1,044	0,658	-0,386	0,858
Han Vejle	2015	4,27	0,82	2,003	0,942	0,693	-0,248	0,756
Haraldsted Lillesø	2015	4,14	0,78	2,080	0,906	0,642	-0,263	0,719
Hærup Sø	2015	4,41	0,85	1,400	1,226	0,838	-0,388	1,040
Store Øresø	2015	4,29	0,82	1,673	1,097	0,799	-0,299	0,911
Vedsø, Nonbo	2015	4,09	0,77	1,910	0,986	0,836	-0,150	0,800
Vesterborg Sø	2015	4,32	0,83	2,250	0,825	0,611	-0,214	0,639

Bastrup Sø	2013	3,60	0,65	2,527	0,695	0,663	-0,032	0,509
Esrum Sø	2013	3,93	0,73	2,520	0,698	0,676	-0,023	0,512
Søtorup Sø	2013	3,93	0,73	2,177	0,860	0,795	-0,065	0,674
Vessø	2014	3,85	0,71	1,987	0,950	0,790	-0,160	0,763
Furesø	2015	3,93	0,73	2,730	0,599	0,734	0,135	0,413
Jels Nedersø	2013	4,51	0,88	1,800	1,038	0,841	-0,197	0,852
Søndersø	2013	4,00	0,75	1,907	0,987	0,895	-0,093	0,801
Thorsø	2013	4,15	0,79	1,517	1,171	0,891	-0,281	0,985
Ulse Sø	2013	4,12	0,78	2,083	0,904	0,898	-0,006	0,718
Arresø	2014	4,03	0,76	2,223	0,838	0,665	-0,173	0,652
Grusgravsø 7.1	2014	4,22	0,81	1,773	1,050	0,912	-0,139	0,864
Mølle sø	2014	4,18	0,79	1,713	1,079	0,762	-0,316	0,892
Ravnsø	2014	4,17	0,79	1,590	1,137	0,854	-0,282	0,951
Tissø	2014	4,15	0,79	1,257	1,294	0,806	-0,488	1,108
Vestbirk Sø	2014	4,49	0,87	1,380	1,236	0,758	-0,478	1,050
Bryrup Langsø	2015	4,36	0,84	1,513	1,173	0,717	-0,456	0,987
Fussing Sø	2015	4,04	0,76	2,717	0,605	0,794	0,189	0,419
Hammer Sø	2015	4,11	0,78	1,950	0,967	0,872	-0,095	0,781
Mølholm Kridtgrav	2015	4,32	0,83	1,440	1,208	0,991	-0,217	1,021
Nordborg Sø	2015	4,27	0,82	1,943	0,970	0,629	-0,342	0,784
Nors Sø	2015	4,31	0,83	1,447	1,204	0,935	-0,270	1,018
Søholm Sø	2015	4,35	0,84	1,357	1,247	0,882	-0,365	1,061
Tuel Sø	2015	4,22	0,81	1,763	1,055	0,691	-0,364	0,869
Vedsø, Rindsholm	2015	4,42	0,86	1,427	1,214	0,825	-0,389	1,028
Rugård Søndersø	2014	2,35	0,34	2,517	0,700	0,286	-0,414	0,513
Vullum Sø	2015	4,13	0,78	2,913	0,513	0,554	0,041	0,326



SUMMARY OUTPUT

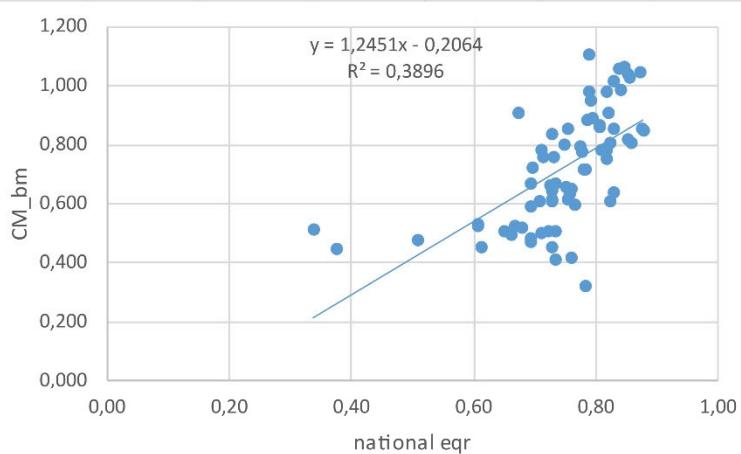
Regression Statistics

Multiple R 0,624183
R Square 0,389604
Adjusted R Square 0,380885
Standard Error 0,326485
Observations 72

ANOVA

	df	SS	MS	F	Significance F
Regression	1	4,762513	4,762513	44,67974	4,68E-09
Residual	70	7,461456	0,106592		
Total	71	12,22397			

	Coefficients	Standard Error	t Stat	P-value	Lower 95%	Upper 95%	Lower 95,0%	Upper 95,0%
Intercept	4,702686	0,39574	11,88327	1,89E-18	3,913408	5,491965	3,913408	5,491965
X Variable	-0,65991	0,098726	-6,68429	4,68E-09	-0,85681	-0,46301	-0,85681	-0,46301



SUMMARY OUTPUT

Regression Statistics

Multiple R 0,624183
 R Square 0,389604
 Adjusted R 0,380885
 Standard E 0,154002
 Observations 72

ANOVA

	df	SS	MS	F	Significance F
Regression	1	1,059655	1,059655	44,67974	4,68E-09
Residual	70	1,660167	0,023717		
Total	71	2,719822			

	Coefficients	Standard Error	t Stat	P-value	Lower 95%	Upper 95%	Lower 95,0%	Upper 95,0%
Intercept	-0,20639	0,140395	-1,4701	0,146015	-0,4864	0,073614	-0,4864	0,073614
X Variable	1,245115	0,186275	6,684291	4,68E-09	0,873602	1,616629	0,873602	1,616629

IPS_boundaries_adopted_from_Sweden

Class	IPS	TID_from_linear		TI_eqr_gns_IK_average_from_Kelly_2014		
		regression_IPS_TID	MS_eqr	CM_bm		
ref	5	1,4032	1	1,0387		
h/g	4,56	1,693556	0,89	0,901739		0,965
g/m	3,96	2,089496	0,74	0,714974		0,79
m/p	3	2,723	0,5	0,41615		0,604
p/b	2	3,3829	0,25	0,104875		0,416

Calculating boundary bias

Class	CM_bm	TI_eqr_gns_IC		Width		Width		Width		Width		Deviation
		average_from_Kelly_2014	Deviation	Direction	CM_scale_poor_DK	CM_scale_moderate_DK	CM_scale_good_DK	CM_scale_High_DK	CM_scale_percentage_of_width	percen-	age_of_width	
ref	1,039											
h/g	0,902	0,965	-0,063	lower					0,137		-0,462	
g/m	0,715	0,79	-0,075	lower				0,187			-0,402	
m/p	0,416	0,604	-0,188	lower			0,299				-0,629	
p/b	0,105	0,416	-0,311	lower	0,311						-1,000	

Harmonizing of boundaries

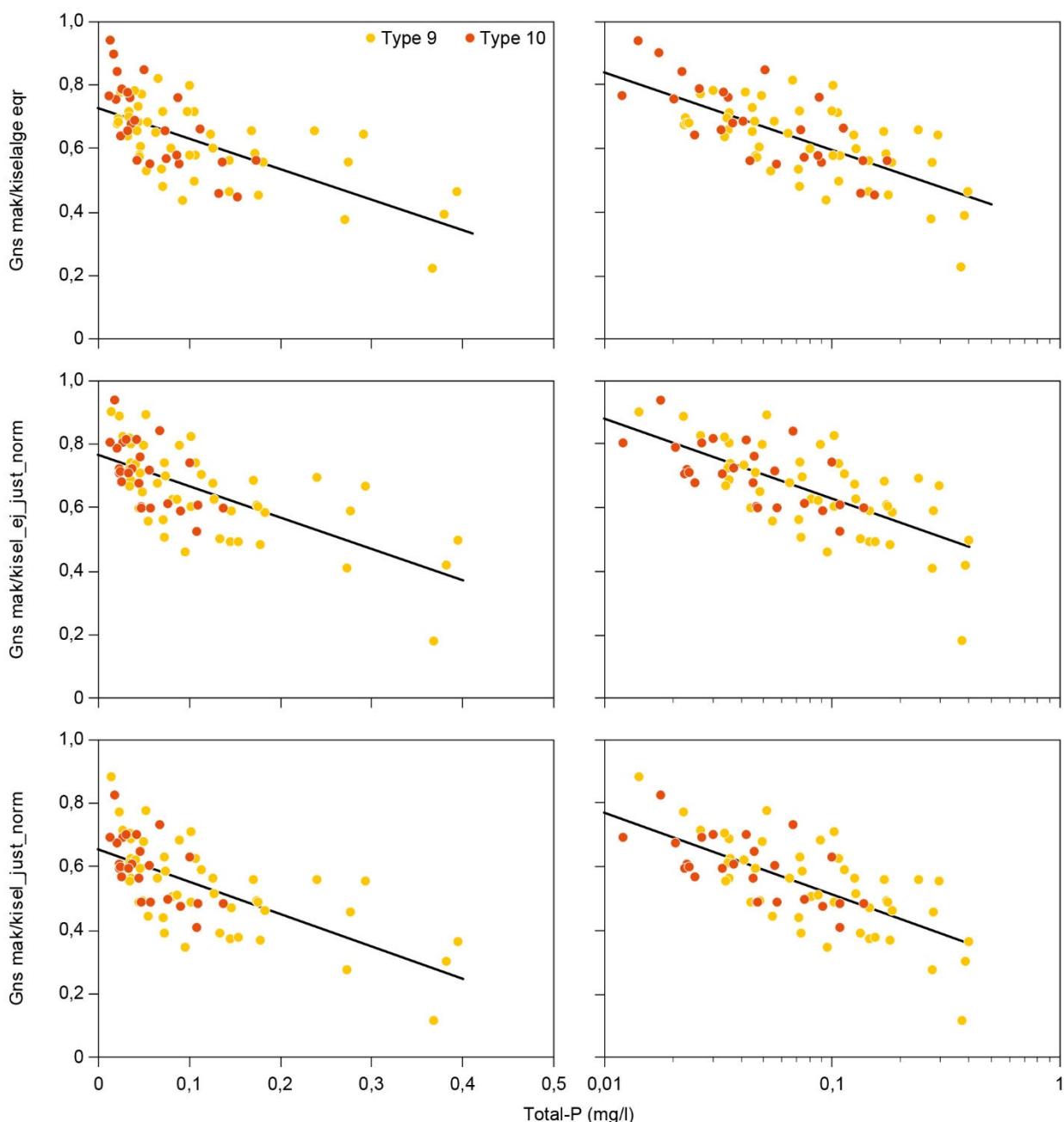
Class	CM_bm	TI_eqr_gns_IC		Width		Width		Width		Width		Deviation
		average_from_Kelly_2014	Deviation	CM_scale_poor_DK	CM_scale_moderate_DK	CM_scale_good_DK	CM_scale_High_DK	CM_scale_percentage_of_width	percen-	age_of_width		
ref	1,039											
h/g	0,931	0,965	-0,034									-0,248
g/m	0,744	0,79	-0,046									-0,246
m/p	0,530	0,604	-0,074									-0,248
p/b	0,340	0,416	-0,076									-0,244

Final boundaries

Class	CM_bm	MS_eqr values calculated by the relation $CM_bm = 1,2451*eqr-0,2064 \Leftrightarrow eqr=CM_bm/1,2451+0,1658$		IPS calculated by relation between eqr and IPS: $eqr=(IPS-1)/4 \Leftrightarrow IPS=4*eqr+1$	
		1,2451*eqr-0,2064	eqr=CM_bm/1,2451+0,1658	IPS-1	4*eqr+1
ref	1,039		1,000		5,000
h/g	0,931		0,914		4,654
g/m	0,744		0,763		4,053
m/p	0,530		0,591		3,366
p/b	0,340		0,439		2,755

Bilag 6.7 Normalisering af EQR-værdier for kiselalgeindeks ved beregning af gennemsnit af EQR-værdier for kiselalger og EQR-værdier for makrofyter

Figur 6.7.1 viser gennemsnit af EQR-værdier for makrofyter og bentiske kiselalger som funktion af koncentration af totalfosfor. Gennemsnittet er beregnet på tre forskellige måder: 1) simpelt gennemsnit, hvor EQR-værdier for kiselalger ikke er normaliserede og uden justering af grænser for de økologiske klasser, foreslæbt i rapporten om interkalibrering (bilag 6.6); 2) gennemsnit, hvor EQR-værdierne for kiselalger er normaliserede, men før justering af grænserne, og 3) gennemsnit, hvor EQR-værdierne for kiselalger er normaliserede og efter justering af grænserne.



Figur 6.7.1. Gennemsnit af EQR for makrofyter og EQR for bentiske kiselalger som funktion af fosforkoncentrationen for so type 9 og 10. Øverst: Uden normalisering og uden justering af grænser mellem kvalitetsklasser ifølge den foreslæbte interkalibrering. Midt: Kiselalgeindeks normaliseret, men uden justering af grænser. Nederst: Kiselalgeindeks normaliseret og grænser mellem kvalitetsklasser justeret. Resultaterne er vist på både lineær skala (venstre) og på logaritmisk skala (højre). De lineære regressions, R^2 -værdier og p-værdier for hældningen ses i tabel 6.7.1. Hvert punkt repræsenterer en sø.

Tabel 6.7.1. Regressionsligninger, R² -værdier og p-værdier (hældning) for relationer mellem gennemsnittet af EQR-værdier for kiselalger og makrofyter og fosforkoncentration, vist i figur 6.7.1.

Regressionsligning		R ²	p(hældning)
Kiselalge- EQR ikke normaliseret, Lineær	y=-0,96x+0,73	0,42	<0,001
grænser ikke justeret efter fore- slået interkalibrering	Logaritmisk	y=-0,11*ln(x)+0,35	0,48 <0,001
Kiselalge- EQR normaliseret, grænser ikke justeret efter fore- slået interkalibrering	Lineær	y=-99x+0,77	0,44 <0,001
grænser justeret efter foreslået interkalibrering	Logaritmisk	y=-0,11*ln(x)+0,38	0,47 <0,001
Kiselalge- EQR normaliseret, grænser justeret efter foreslået interkalibrering	Lineær	y=-1,01x+0,65	0,44 <0,001
	Logaritmisk	y=-0,11*ln(x)+0,25	0,5 <0,001

Regneeksempel:

Kiselalge-EQR=0,65

Økologisk klasse: "Moderat", jf. tabel 3.4

EQR-grænseværdier for moderat klasse, kiselalger: 0,59-0,66 jf. tabel 3.4

EQR-grænseværdier for moderat klasse, makrofyter: 0,4-0,6 (Søndergaard et al., 2013)

Værdierne indsættes i følgende formler

$$Kiselfrak =$$

$$\frac{(EQRkisel - EQRkisel_{nedre grænse for tilstandsklasse})}{(EQRkisel_{øvre grænse for tilstandsklasse} - EQRkisel_{Nedre grænse for tilstandsklasse})}$$

$$EQRkisel_{normaliseret} =$$

$$EQRmakrofyt_{nedre} + Kiselfrak * (EQRmakrofyt_{øvre} - EQRmakrofyt_{nedre})$$

$$Kiselfrak = 0,65 - 0,59 / 0,76 - 0,59 = 0,35$$

dvs. EQR-værdien for kiselalger ligger 35 % inde i intervallet for moderat tilstand for kiselalgeindeksset.

$$EQRkisel_{normaliseret} = 0,4 + 0,35 * (0,6 - 0,4) = 0,47$$

Værdien 0,47 anvendes herefter ved beregning af gennemsnitsværdien for EQR-værdier for kiselalger og makrofyter.

[Tom side]

UDVIKLING AF BIOLOGISK INDEKS FOR FYTOBENTHOS I DANSKE SØER

Fytobenthos (alger, der er fasthæftede til bunden eller andre overflader i vandområder) er ligesom undervandsplanter et dellement i det biologiske kvalitetselement "Anden akvatisk flora", og skal anvendes ved økologisk klassificering i søer. Som proxy for fytobenthos anvendes ofte bentiske kiselalger, og i denne rapport analyseres forskellige eksisterende kiselalgeindices på data fra danske søer. På baggrund af disse analyser foreslås anvendt det franske indeks, IPS (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique). Ved at anvende et gennemsnit af værdier opnået ved det eksisterende indeks for undervandsplanter og IPS-værdier opnås en bedre relation til fosforkoncentrationen end ved anvendelse af værdier fra de to indices hver for sig. Anvendeligheden af trådalger som proxy for fytobenthos er også undersøgt, men på baggrund af de eksisterende data kan dette ikke anbefales.