



# ANVENDELSEN AF FYSISK-KEMISKE KVALITETS- ELEMENTER TIL UNDERSTØTTELSE AF ØKOLOGISK TILSTANDSVURDERING I SØER

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 330

2019



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

# ANVENDELSEN AF FYSISK-KEMISKE KVALITETS- ELEMENTER TIL UNDERSTØTTELSE AF ØKOLOGISK TILSTANDSVURDERING I SØER

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 330

2019

Martin Søndergaard  
Liselotte S. Johansson  
Eti Levi  
Annica Olesen  
Thomas Davidson

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. 330
Titel:	Anvendelsen af fysisk-kemiske kvalitetselementer til understøttelse af økologisk tilstandsvurdering i søer
Forfattere:	Martin Søndergaard, Liselotte S. Johansson, Eti Levi, Annica Olesen & Thomas Davidson
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	<a href="http://dce.au.dk">http://dce.au.dk</a>
Udgivelsesår:	August 2019
Redaktion afsluttet:	Juli 2019
Faglig kommentering:	Torben L. Lauridsen
Kvalitetssikring, DCE:	Signe Jung-Madsen
Sproglig kvalitetssikring:	Anne Mette Poulsen
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Søndergaard, M., Johansson, L.S., Levi, E., Olesen, A., & Davidson, T. 2019. Anvendelsen af fysisk-kemiske kvalitetselementer til understøttelse af økologisk tilstandsvurdering i søer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 74 s. - Videnskabelig rapport nr. 330 <a href="http://dce2.au.dk/pub/SR330.pdf">http://dce2.au.dk/pub/SR330.pdf</a>
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Fysisk-kemiske kvalitetselementer skal anvendes som støtte til de biologiske kvalitetselementer ved vurdering af den økologiske tilstand i søer. Seks fysisk-kemiske kvalitetselementer (sigtdybde, termiske forhold, iltforhold, salinitet, forureningstilstand og næringsstofforhold) er her undersøgt med henblik på at vurdere deres relevans i danske søer og på at fastsætte værdier, der kan understøtte den økologiske klassificering. Især indholdet af næringsstoffer (totalfosfor og totalkvælstof) og, i nogle søtyper, sigtdybden er oplagte at anvende som støtteelementer. Salinitet og forureningstilstand indgår i fastlæggelsen af danske søtyper og er derfor kun relevante som støtteelementer i nogle søtyper, mens termiske forhold og iltindhold vurderes at være mindre relevante/anvendelige. På baggrund af empiriske analyser er der foreslået værdier for indhold af totalfosfor, totalkvælstof og sigtdybde, der understøtter fastlæggelsen af den gode økologiske tilstand for de fleste danske søtyper.
Emneord:	Søer, vandrammedirektiv, økologisk klasse, fysisk-kemiske kvalitetselementer, fosfor, kvælstof, sigtdybde.
Layout:	Grafisk Værksted
Foto forside:	Fotograf: Martin Søndergaard
ISBN:	978-87-7156-419-8
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	74
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som <a href="http://dce2.au.dk/pub/SR330.pdf">http://dce2.au.dk/pub/SR330.pdf</a>

# Indhold

<b>Sammenfatning</b>	<b>5</b>
<b>1. Baggrund</b>	<b>7</b>
<b>2. Formål og indhold</b>	<b>8</b>
<b>3. Data og metoder</b>	<b>9</b>
3.1 Litteraturstudie	9
3.2 Data	9
3.3 Multivariate analyser	10
<b>4. Fysisk-kemiske kvalitetselementers betydning for biologiske kvalitetselementer</b>	<b>11</b>
4.1 Fytoplankton	11
4.2 Anden akvatisk flora (makrofyter og fyto-benthos)	12
4.3 Fisk	14
4.4 Benthiske makroinvertebrater	15
4.5 Opsummering	17
<b>5. Andre landes nationale overvågning og afgrænsning af fysiske-kemiske parametre</b>	<b>18</b>
5.1 Sverige	18
5.2 Estland	21
5.3 Skotland	23
5.4 Holland	25
5.5 Opsummering	27
<b>6. Analyser af danske fysisk-kemiske data</b>	<b>28</b>
6.1 Sigtdybde	28
6.2 Termiske forhold	35
6.3 Iltforhold	35
6.4 Salinitet	37
6.5 Forsuringstilstand	39
6.6 Næringsstofforhold	43
<b>7. Toolkit-analyser til bestemmelse af niveauer for fysisk-kemiske elementer</b>	<b>47</b>
7.1 Analyseresultater	48
<b>8. Multivariate analyser</b>	<b>50</b>
8.1 Resultater	50
8.2 Konklusioner for multivariate analyser	53

<b>9. Konklusioner, forslag og anbefalinger</b>	<b>54</b>
9.1 Relevans af fysisk-kemiske støtteelementer	54
9.2 Niveauer for næringsstofindhold og sigtdybde ved god-moderat grænse	55
9.3 Typespecifikke referenceforhold	56
9.4 Sammenligning danske og udenlandske beregninger	57
9.5 Forslag og anbefalinger	58
<b>10. Referencer</b>	<b>63</b>
<b>11. Bilag</b>	<b>70</b>
11.1 Eksempler på procedure for beregninger af TP og TN ved anvendelse af tool-kit	70

## Sammenfatning

Den økologiske tilstand i søer, som er omfattet af EU's vandrammedirektiv, vurderes primært på baggrund af biologiske kvalitetselementer, men derudover skal også fysisk-kemiske kvalitetselementer anvendes som støtte i tilstandsvurderingen. De fysisk-kemiske kvalitetselementer omfatter seks forhold: sigtdybde, termiske forhold, iltforhold, salinitet, forsureningstilstand og næringsstofforhold. Denne rapport vurderer relevansen af disse kvalitetselementer for danske forhold og søger at fastsætte grænser, der understøtter de forskellige økologiske klasser.

Rapporten omfatter en række dele: et litteraturstudie, der kort beskriver sammenhænge mellem de fysisk-kemiske elementer og de biologiske forhold, en præsentation af, hvordan man forholder sig til anvendelsen af fysisk-kemiske kvalitetselementer i andre lande, en præsentation og analyse af danske fysisk-kemiske kvalitetselementer omfattende også multivariate analyser og empiriske sammenhænge, en fastlæggelse af danske næringsstofgrænser ved anvendelsen af en EU-guide (tool-kit) og endelig forslag til, hvilke grænser der kan anvendes i Danmark for de fysisk-kemiske kvalitetselementer.

Blandt de seks fysisk-kemiske kvalitetselementer er det især indholdet af næringsstoffer (fosfor og kvælstof), som er vigtige for de biologiske kvalitetselementer. Sigtdybden er ligeledes relevant at inddrage i tilstandsvurderingen, men denne vil normalt være tæt knyttet til næringsstofindhold og kan også være påvirket af vanddybde (pga. resuspension) og indhold af opløste humusstoffer (brunfarvning). Flere af de andre fysisk-kemiske kvalitetselementer, herunder salinitet og forsureningstilstand, er også vigtige for tilstanden i søer, men disse elementer indgår også i fastlæggelsen af danske søtyper.

De fire undersøgte lande (Sverige, Estland, Skotland og Holland) har alle forholdt sig til anvendelsen af fysisk-kemiske støttelementer og har udarbejdet afgrænsninger for flere af dem, men i forskelligt omfang. Alle fire lande har forholdt sig til forsurening og næringsstofindhold, men med forskellige afgrænsninger og heller ikke altid for sammenlignelige søtyper. Holland har som det eneste land fastsat grænser for termiske forhold, mens to eller tre af de fire lande forholder sig til sigtdybde, iltforhold og salinitet.

Ved analysen af de danske fysisk-kemiske kvalitetselementer er anvendt: sigtdybde, temperatur/lagdeling, iltmætning i overfladevand/bundvand, ledningsevne, pH/alkalinitet samt indhold af totalfosfor og totalkvælstof (sommersgennemsnit). Generelt er der store variationer for alle seks fysisk-kemiske elementer, hvis der kigges på tværs af alle søer. I næsten alle søtyper findes signifikante sammenhænge mellem indhold af næringsstoffer og indhold af klorofyl *a* og mellem sigtdybde og indhold af næringsstoffer. De øvrige fysisk-kemiske kvalitetselementer viser i de fleste søtyper ingen eller en ringe sammenhæng med de undersøgte biologiske kvalitetselementer. De multivariate analyser understreger, at især forhold, som udtrykker næringsstofindhold, er vigtige forklarende variable for de biologiske kvalitetselementer.

Ved anvendelsen af EU-tool-kit kunne der gennemføres analyser for tre biologiske kvalitetselementer: makrofyter, fyttoplankton og fisk. Derudover blev også indholdet af klorofyl *a* anvendt. Der var kun tilstrækkeligt med data til at gennemføre analyser for fire af de 11 danske søtyper (søtype 9, 10, 11 og

13). Afgrænsningen ved god-moderat grænsen giver ved middelniveau af sikkerhed totalfosfor-værdier på 24-63 µg/l og totalkvælstof-værdier på 0,8-1,4 mg/l afhængig af søtype.

Samlet set vurderes især næringsstofindhold og sigtddybde at være relevant at anvende som fysisk-kemiske kvalitetselementer i danske søer. For næringsstofindhold kan der angives værdier, som understøtter god økologisk tilstand for de fleste søtyper. Hvad angår totalfosfor-indhold, varierer disse mellem 24 og 73 µg/l, og hvad angår totalkvælstof-indholdet mellem 0,5 og 1,4 mg/l afhængig af søtype. Der kan ligeledes fastsættes afgrænsninger i forhold til sigtddybde for de fleste søtyper, men der må tages søspecifikke forhold i betragtning (farvetal, søareal og søens maksimumsdybde i forhold til sigtddybde). Sigtddybden, der vurderes at understøtte god økologisk tilstand, ligger mellem 0,6 og 3,4 m afhængig af søtype og søspecifikke forhold.



# 1. Baggrund

Vandrammedirektivets implementering indebærer, at der skal anvendes fire biologiske kvalitetselementer (fytoplankton, anden akvatisk flora, fisk og benthiske makroinvertebrater) til at beskrive den økologiske tilstand i søer. Denne tilstandsbeskrivelse danner efterfølgende baggrund for udarbejdelsen af handleplaner for de søer, som ikke opfylder målsætningen om mindst god økologisk tilstand.

Ud over de biologiske kvalitetselementer skal også søers hydromorfologiske forhold (se Søndergaard m.fl., 2019) samt fysisk-kemiske forhold indgå i vurderingen af den overordnede klassificering (se fx DCE-rapport 139/Søndergaard og Lauridsen, 2015). Således opstiller vandrammedirektivet en række fysisk-kemiske og kemiske elementer, som skal understøtte de biologiske kvalitetselementer i vurderingen af den overordnede tilstand i søer.

De seks kemiske og fysisk-kemiske elementer omfatter følgende (den engelske version af direktivtekst angivet i parentes):

1. sigtdybde (transparency)
2. termiske forhold (thermal conditions)
3. iltforhold (oxygen conditions)
4. salinitet (salinity)
5. forsuringstilstand (acidification status)
6. næringsstofforhold (nutrient conditions).

## 2. Formål og indhold

Formålet med dette projekt er at undersøge, om der kan fastlægges niveauer for vandrammedirektivets fysisk-kemiske kvalitetselementer, så de understøtter de EU-fastsatte niveauer for de biologiske kvalitetselementer, dvs. fytoplankton (planteplankton), anden akvatisk flora, der omfatter makrofyter (undervandsplanter) og fytobenthos (fasthæftede alger, repræsenteret ved bentiske kiselalger), bentiske makroinvertebrater (bunddyr) og fisk. Det skal også vurderes, om det er muligt at fastsætte grænseværdier for de enkelte fysisk-kemiske kvalitetselementer, der kan understøtte god økologisk tilstand, og i givet fald hvordan. Endelig er det formålet – hvor det er muligt – at fastlægge typespecifikke referenceforhold for de enkelte kemiske og fysisk-kemiske elementer ved høj tilstand.

Projektet omfatter:

1. et litteraturstudie foretaget på baggrund af national og international viden om sammenhængen mellem de biologiske forhold og de fysisk-kemiske kvalitetselementer.
2. en vurdering af de enkelte fysisk-kemiske kvalitetselementers betydning for de økologiske kvalitetselementer, og i hvilket omfang de er relevante for danske forhold.
3. multivariate analyser af sammenhænge mellem fysisk-kemiske kvalitetselementer og økologiske kvalitetselementer.
4. en analyse af relevante eksisterende data fra NOVANA-programmet med henblik på at fastsætte niveauer for de fysisk-kemiske kvalitetselementer i forhold til den økologiske tilstand vurderet på baggrund af de biologiske kvalitetselementer, samt vurdere niveauer, der understøtter god økologisk tilstand i disse.
5. anvendelse af EU-tool-kit (Davidson og Søndergaard, 2018) vedr. analyser af næringsstofforhold og til fastlæggelse af niveauer, der understøtter god økologisk tilstand. Toolkit-analyserne anvendes også til at vurdere sikkerheden for, hvorvidt en given økologisk tilstand opnås på baggrund af støt-teparametre.
6. empiriske analyser med henblik på at etablere sammenhænge mellem de biologiske kvalitetselementer og de enkelte fysisk-kemiske kvalitetselementer, hvor dette er relevant.

### 3. Data og metoder

#### 3.1 Litteraturstudie

Litteraturstudiet er gennemført ved at søge efter relevant litteratur, primært fra nærvedliggende og sammenlignelige lande. Der er fokuseret på de elementer, som især kan have relevans for danske forhold.

#### 3.2 Data

Analyser er gennemført for de elementer og søtyper, hvor datagrundlaget vurderes at være tilstrækkeligt, og som, bl.a. på baggrund af litteraturstudiet, vurderes at have betydning og være relevant for den økologiske tilstand i forhold til de biologiske kvalitetselementer anvendt i danske søer.

Analyser og vurderinger tager udgangspunkt i eksisterende national og international litteratur på området samt i data fra de danske databaser, der er opbygget i forbindelse med overvågningen af søer, dvs. siden 1989. I de empiriske relationer mellem eksempelvis næringsstofindhold og klorofyl *a* er alle data (søår) anvendt. I nogle sammenhænge er der kun anvendt data indsamlet siden 2010 for hver sø. Generelt er der for hver sø anvendt tidsvægtede gennemsnitsværdier for sommerperioden (maj-september) hvert år.

I forbindelse med vurderingen af sammenhænge til de biologiske kvalitetselementer er der anvendt de data, der også er benyttet ved udarbejdelsen af vandområdeplaner (dataark modtaget af Miljøstyrelsen). Dette vil sige, at de anvendte data typisk omfatter data indsamlet i perioden 2004-2013, hvor hver sø kun er repræsenteret én gang. I alt 857 søer er omfattet af de nuværende vandområdeplaner, men data om de biologiske kvalitetselementer findes kun fra nogle af søerne, og det begrænser muligheden for analyser – ikke mindst for de mere sjældne søtyper (tabel 3.2.1). Eksempelvis er der kun beregnet økologisk klasse på baggrund af fisk fra tre af de i alt 11 danske søtyper (se Søndergaard m.fl., 2018 for en beskrivelse af danske søtyper).

**Tabel 3.2.1.** Antallet af søer med vandkemiske data (sommergennemsnitlig totalfosfor, totalkvælstof og klorofyl *a*), og hvor der er beregnet en økologisk klasse for de tre biologiske kvalitetselementer: makrofyter, fytoplankton og fisk. I alt er 857 søer omfattet af vandområdeplanerne for 2015-2021, men der findes ikke data fra alle søer. I de nuværende vandområdeplaner er der anvendt data vedr. de tre biologiske kvalitetselementer indsamlet i perioden 2004-2013 (i enkelte tilfælde dog tilbage til 2001). I nogle af søerne er der for få data til at beregne sommergennemsnit af næringsstofindhold.

Søtype	Totalfosfor	Totalkvælstof	Klorofyl <i>a</i>	Makrofyter	Fytoplankton	Fisk
1	16	17	17	18	6	0
2	9	10	10	10	0	0
5	29	29	29	35	5	0
6	9	9	9	6	0	0
9	289	289	290	264	71	130
10	95	95	96	86	24	44
11	85	85	85	65	18	0
12	4	4	4	3	0	0
13	81	81	82	65	0	17
14	5	5	5	5	0	0
15	25	25	25	20	0	0

### 3.3 Multivariate analyser

Der er gennemført multivariate statistiske analyser til vurdering af eventuelle betydende parametre og sammenhænge mellem de fysisk-kemiske kvalitetselementer, andre fysisk-kemiske forhold og de biologiske kvalitetselementer. I de multivariate analyser er der anvendt det datasæt, som Miljøstyrelsen (MST) har etableret forud for de nuværende vandområdeplaner, og det omfatter således primært data, der dækker perioden 2004-2013.

Der er anvendt "Distance-based redundancy analysis" (db-RDA) ved at bruge "Euclidean dissimilarity index" med henblik på at fastsætte betydningen af de fysisk-kemiske kvalitetselementer for de biologiske kvalitetselementer. Dette er gjort ved at sammenholde de fysisk-kemiske elementer med de beregnede EQR-værdier (ecological quality ratio, som udtrykker den økologiske tilstand på en skala mellem 0 og 1, hvor 0 er den laveste og 1 den højeste økologiske tilstand) for fytoplankton, makrofyter og fisk. Der foreligger endnu ikke beregnede EU-godkendte EQR-værdier for fytobenthos eller makroinvertebrater.

Data for EQR-værdier blev forberedt ved at fjerne søer med manglende værdier (nødvendigt for analysen), dvs. kun søer, hvor der er data for både fytoplankton, fisk og delelementet makrofyter, indgår i analysen. Dette resulterede i data fra i alt 85 søer. For de fysisk-kemiske variable blev der anvendt sigtddybde, totalfosfor (TP), totalkvælstof (TN), alkalinitet og suspenderet stof.

De fysisk-kemiske data blev samlet med data for EQR-værdier for de tre biologiske kvalitetselementer, hvilket resulterede i data fra 82 søer. På delmængder blev der gennemført analyser specifikt for søtype 9 og 10, men ikke for andre søtyper pga. få data.

Forud for analysen blev data log-transformerede og data med "variance inflation factor (VIF)"  $>10$  fjernet for at udelukke "redundant constraints and highly multicollinear variables" (se nærmere i Oksanen m.fl., 2018). Analyserne blev gennemført ved at anvende programpakken R version 3.5.1 (R Development Core Team, 2018), og db-RDA analyserne blev gennemført ved at bruge "vegan R package" (version 2.5-2) (Oksanen m.fl., 2018).

## 4. Fysisk-kemiske kvalitetselementers betydning for biologiske kvalitetselementer

I dette afsnit vurderes, hvordan de fysisk-kemiske kvalitetselementer indvirker på de biologiske forhold i søer, og i hvilket omfang de er relevante for danske forhold. Vurderingen bygger på en litteraturgennemgang suppleret med danske erfaringer, og for hvert af de fire biologiske kvalitetselementer gives en kort gennemgang af betydningen af de seks fysisk-kemiske elementer. Flere af de fysisk-kemiske elementer er koblede, eksempelvis sigtddybde og næringsstofindhold, og derfor vil der være overlap. For især de benthiske makroinvertebrater og fytobenthos er der kun få danske erfaringer at støtte sig til.

### 4.1 Fytoplankton

#### 4.1.1 Sigtddybde

Sigtddybde og fytoplankton er tæt koblede; en høj biomasse af fytoplankton fører til lav sigtddybde. Sigtddybden afhænger dog også af andre forhold, herunder indholdet af humusstoffer, og er naturligt begrænset af søens vanddybde, som omtalt i afsnit 6.1. En lav sigtddybde kan således både være et udtryk for en menneskelig påvirkning via øget næringsstoftilførsel og dermed øget fytoplanktonbiomasse og naturgivne forhold. Brunvandede søer domineres typisk af andre fytoplanktonarter end klarvandede søer.

#### 4.1.2 Termiske forhold

Temperaturen kan påvirke fytoplanktonsamfundet på en række måder (Alam m.fl., 2001; Elliott m.fl. 2006; Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Søndergaard m.fl., 2013). Ser man bort fra menneskabte klimaforandringer, vil der i danske søer dog normalt ikke være tale om en menneskelig påvirkning af søernes termiske forhold.

#### 4.1.3 Iltforhold

Fytoplankton er fotosyntetiserende og respirerende organismer og påvirker derfor i høj grad søernes iltforhold. Øget næringsstoftilgængelighed fører ofte til øget biomasse af fytoplankton, og derved kan også iltforholdene påvirkes. Under nedbrydningen af fytoplankton og andet organisk materiale, der bundfældes og omsættes i sedimentet, forbruges ilt. Dette kan påvirke den interne næringsstoffdynamik og i lagdelte søer føre til mindsket iltindhold om sommeren i bundvandet (se også afsnit 6.3).

#### 4.1.4 Salinitet

Fytoplanktonsamfundet ændres ved øget salinitet, og det er også en af grundene til, at saliniteten anvendes i den danske søtypologi. De fleste taxa tolererer ikke, at saliniteten øges for meget, og det kan påvirke både artsrigdom og diversitet (Nielsen m.fl., 2003; Flöder & Burns, 2004; Ballot m.fl., 2009). Vurderet på baggrund af danske erfaringer ses de største ændringer i artsrigdommen, når saliniteten øges op til ca. 1 ‰, dvs. fra det ferske til det svagt brakke, men der ses også ændringer ved højere saliniteter (Søndergaard m.fl., 2018).

#### 4.1.5 Forsuringstilstand

Forsuring påvirker fytoplanktonsamfundet, hvor artsrigdommen falder og dominans af få arter forekommer ved stigende forsuring (Geelen & Leuven, 1986). Edberg m.fl. (2001) fandt, at et fald i pH i tre norske søer resulterede i et fald i antallet af fytoplanktontaxa på ca. 40 %, hvor de syresensitive arter forsvandt. Ligeledes fandt Findlay (2003), at der var en stærk sammenhæng mellem pH og artsrigdommen i canadiske søer, hvor antallet af fytoplanktonarter faldt med faldende pH. Studiet fandt dog ikke nogen sammenhæng mellem biomassen af fytoplankton og pH.

#### 4.1.6 Næringsstofforhold

Næringsstofforholdene er helt afgørende for både sammensætning og biomassen af fytoplankton. Ofte vurderes fosfor at være det mest begrænsende næringsstof for primærproduktionen, men kvælstof kan også spille en vigtig rolle i nogle søtyper og bestemte tider af året (Olsen m.fl., 2016; Jeppesen m.fl., 2005). Reduceret tilførsel af fosfor er det primære virkemiddel, der anvendes i forhold til at opnå en bedre økologisk tilstand i danske søer. Øget næringsstofftilførsel er ofte årsag til ændret sammensætning af planktonsamfundet og kan betyde øget forekomst af toksiske cyanobakterier (blågrønalger).

### 4.2 Anden akvatisk flora (makrofyter og fytobenthos)

#### 4.2.1 Sigtdybde

Makrofyter påvirkes som andre primærproducenter af lystilgængeligheden, og sigtdybden har derfor stor betydning for forekomsten og udbredelsen af makrofyter. Dybdegrænsen for, hvor langt makrofyterne vokser ud, indgår således også i beregningen af den økologisk tilstand ved anvendelsen af dette biologiske kvalitetselement. På baggrund af data fra 12 europæiske lande er sammenhængen ( $p < 0,001$ ,  $r^2 = 0,58$ ) mellem maksimumdybdegrænse ( $C_{max}$ ) og sigtdybde (Sig) beregnet til  $\log C_{max} = 0,22 + 0,63 \cdot \log \text{Sig}$  (Søndergaard m.fl., 2013). Afhængig af, hvilken gruppe af makrofyter der er tale om, kan man generelt sige, at dybdegrænsen findes, hvor 1-10 % af overfladelyset når planterne (Bornette & Puijalon, 2001; Sand-Jensen & Lindegaard, 2004). Benthiske kiselalger, som en del af fytobenthos i søer, er også afhængige af lys for at udføre fotosyntese og vil derfor naturligt være påvirket af sigtdybden (Dixit & Smol, 1994; Bennion m.fl., 2010).

#### 4.2.2 Termiske forhold

Temperaturen kan være begrænsende for makrofyters koloniseringsdybde i de tilfælde, hvor sigtdybden er så høj i en lagdelt sø, at koldere temperaturer i hypolimnion bliver den begrænsende faktor, da planters lysudnyttelseseffektivitet er temperaturafhængig (Middelboe & Markager, 1997). Koloniseringsdybden af makrofyter er altså temperaturafhængig, hvor højere temperaturer giver en større koloniseringsdybde, men også højere vækstrater og højere biomasse (Rooney & Kalff, 2000). De fleste makrofyter har optimal fotosynteserate ved relativt høje temperaturer (20-35 °C), men har samtidig også en vis evne til akklimatisering (Bornette & Puijalon, 2001). Det forventes ikke, at temperaturen har væsentlig indflydelse på fytobenthos, der i Danmark vurderes på baggrund af kiselalger, der sidder fast på tagrørsstængler 10 cm under vandoverfladen.

### 4.2.3 Iltforhold

I søer med tætte bestande af makrofyter kan iltforholdene påvirkes betydeligt og føre til store variationer inden for kort tid, som normalt vil være væsentligt større end eventuelle menneskeskabte ændringer i iltforholdene. Iltforholdene kan påvirke benthiske kiselalger i forhold til deres biologiske iltkrav under respiration (Fidlerová & Hlúbíková, 2016). Under særligt næringsrige forhold kan det forventes, at iltforholdene bliver for lave til, at flere kiselalgearter kan bestå. Men derudover forventes det, at iltforholdene er af mindre betydning for hypoxi og sammensætning af benthiske kiselalgesamfund.

### 4.2.4 Salinitet

Nogle makrofyter påvirkes negativt ved øget salinitet, fx. via reduceret spiring eller udskiftning af sensitive arter, såsom kransalger, hvilket kan resultere i lavere artsrigdom eller forekomst af enkeltartssamfund (Jeppesen m.fl., 2015). Blindow & Schütte (2007) fandt, at vandets uklarhed og salinitet var stressfaktorer for kransalgen ru kransalge (*Chara aspera*), hvor salinitet over 6 ‰ vil forhindre arten i at lave skudelongering, og arten vil blive udkonkurreret af anden vegetation. Andre studier fandt ligeledes, at øget salinitet reducerer biomasse og vækstrater af makrofyter (van den Brink & van der Velde, 1993; Haller m.fl., 1974). Salinitet har også en betydning for, hvilke taxa af kiselalger (herunder de benthiske) der forekommer i en sø. Dette skyldes, at kiselalger har forskellige optima for salinitet, da en øget saltkoncentration kan påvirke algerne skalopbygning og forårsage osmotisk stress (fx Fritz m.fl., 1993).

### 4.2.5 Forsuringstilstand

Alkaliniteten er en vigtig plantefordelende faktor pga. forskellige plantegrupperes evne til at udnytte forskellige former for uorganisk kulstof afhængig af pH og alkalinitet. Alkaliniteten indgår da også ved fastsættelsen af de danske søtyper (Søndergaard m.fl., 2018). Søer med lav alkalinitet vil have en lavere artsrigdom af makrofyter, da langskudsplanternes fordel med udnyttelse af bikarbonat forsvinder (Vestergaard & Sand-Jensen, 2000). Ved lave pH-værdier kan der ske et vegetationsskifte til akvatiske mosser (Arts, 2002; Riis & Sand-Jensen, 1998). Alkalinitet og pH har også stor betydning for de benthiske kiselalgesamfund, hvor den laveste diversitet findes i sure søer (Schönfelder m.fl., 2002; Denys, 2007; Fidlerová & Hlúbíková, 2016).

### 4.2.6 Næringsstofforhold

Kvælstof og fosfor er de vigtigste kilder til plantevækst, men deres effekt på makrofyter er især indirekte via øget fytoplankton- og epifytvækst, som begrænser lystilgængeligheden. Artsrigdommen påvirkes ligeledes af næringsstofftilgængeligheden, og den største artsrigdom af makrofyter findes typisk i middelnæringsrige søer (Bornette & Puijalon, 2011). Der er indikationer på, at øget kvælstofindhold kan påvirke væksten af makrofyter negativt (Gonzalez Sagrario m.fl., 2005; Olsen m.fl., 2015). Næringsstofforholdene påvirker også samfundet af benthiske kiselalger (Bennion m.fl., 2010; Hall & Smol, 2010), hvilket også er påvist i analyser af danske data (Johansson m.fl., 2019).

## 4.3 Fisk

### 4.3.1 Sigtdybde

Sigtdybden kan have betydning for fiskearter, som benytter deres syn til fødesøgning, eksempelvis aborren (Bartels m.fl., 2012; Sand-Jensen & Lindegaard, 2004). Geddens vækst og dødelighed påvirkes af faktorer som temperatur og sigtdybde, men er meget fleksibel i forhold til vandets klarhed (Craig, 2008). Ved øget næringsstofindhold og reduceret sigtdybde dominerer brasen og skalle typisk. I nogle franske søer har en sigtdybdegrænse på ca. 3 m været brugt til at adskille arter, der foretrækker klart vand, fra arter, som foretrækker uklart vand (Roubeix m.fl., 2017).

### 4.3.2 Termiske forhold

Temperatur kan have en direkte effekt på fiskeaktivitet, vækst, metabolisme, reproduktion og udvikling (Yagci m.fl., 2016; Brucet m.fl., 2013). Roubeix m.fl. (2017) fandt, at i franske søer var det den maksimale vandtemperatur ud af de fysisk-kemiske parametre, som havde størst betydning for fordelingen af fiskearter. Således resulterede en temperatur over 18 °C i lavere biomasse og generelt lavere forekomst af ørred. Særligt laksefisk er følsomme over for høje temperatur (Sand-Jensen & Lindegaard, 2004), hvilket kan være en af grundene til, at vi ikke har laks og kun få ørreder i danske søer. Derimod er de mere almindelige fisk i Danmark, som karpe- og aborrefisk samt gedde, ål og hundestejler, ikke i samme grad følsomme over for temperatur og iltkoncentrationer (Sand-Jensen & Lindegaard, 2004). Dog har arterne forskellige optimum for temperatur og ilt (DTU Aqua, 2019).

### 4.3.3 Iltforhold

Iltindholdet er afgørende for fiskenes levevilkår, men overfladevandet i danske søer vil normalt ikke falde til kritisk lave værdier. I dybe lagdelte søer kan udviklingen af iltfattige forhold i det dybe vand udgøre en begrænsning af egnede levesteder for nogle arter. Udviklingen af iltfattige forhold i dybe søers bundvand vil øges i både tid og omfang ved øget eutrofiering.

### 4.3.4 Salinitet

Fisk har forskellige salttolerancer, og derfor vil ændringer i salinitet have en betydning for, hvilke arter der kan tolerere givne saltkoncentrationer (DTU AQUA, 2019). Således er saltholdighed sammen med næringsstofindhold bestemmende for fiskesammensætningen i brakvandssøer. I brakvandssøer med relativ lav salinitet og lave fosforkoncentrationer domineres fiskebiomassen af regulære ferskvandsfisk, men ved høje fosforkoncentrationer kan dominansen overtages af hundestejler, som har en højere salttolerance (Jepesen m.fl., 1994). Ved en salinitet over ca. 8 ‰ bliver flere salttolerante arter som smelt, sild og helt mere dominerende.

### 4.3.5 Forsuringstilstand

Forsuring af søer kan have stor betydning for fisk, da fisk er meget følsomme over for lav pH, hvor især ægklækning og yngelopvækst kan påvirkes (Sand-Jensen & Lindegaard, 2004; Havas & Rosseland, 1995). En general nedre kritisk grænse for forsurningsneutraliseringskapaciteten udtrykt som ANC (Acid Neutralization Capacity) blev bestemt til 0,02 meqv/l i norske overfladevande i forhold til at sikre bestande af flere fiskearter (Lien m.fl., 1996). I danske søer



er ål og aborre de to arter, som er fundet ved lavest alkalinitet, svarende til en sommergennemsnitlig pH-værdi på henholdsvis 4,1 og 4,3 (Søndergaard m.fl., 2018).

#### 4.3.6 Næringsstofforhold

Næringsstofforholdene har ikke direkte stor betydning for fiskesamfundet, men indirekte, via de mange effekter, som øget næringsstofindhold har på den trofiske struktur i søer, er betydningen stor. Således øges biomassen af fisk generelt i danske søer, når næringsstofindholdet i søen stiger (Jeppesen m.fl., 2005). Dette skyldes især en kraftig stigning i biomassen af brasen og skalle. Samtidigt reduceres også fiskenes gennemsnitlige størrelse ved øget næringsstofindhold, og det betyder alt andet lige større prædationstryk på zooplanktonet. Derudover sker der samfundsændringer, således at andelen af piscivore fisk reduceres, mens andelen af zooplanktivore fisk øges, når næringsbelastningen øges.

### 4.4 Benthiske makroinvertebrater

#### 4.4.1 Sigtdybde

Sigtdybden kan påvirke makroinvertebratsamfundene i søer, formentlig primært via afledede effekter af lystilgængeligheden på de benthiske fødekæder. I en kinesisk sø fandt Yi m.fl. (2018), at en høj sigtdybde havde positiv effekt på de fleste invertebrattaxa, mens en ringere sigtdybde var fordelagtigt for dansemyg, kædeorm og mitter. Derudover fandt Brodersen m.fl. (1998) også, at sigtdybden forklarede en signifikant del af variationen for fordelingen af makroinvertebrater tilknyttet stenhabitater.

#### 4.4.2 Termiske forhold

Temperaturens effekt på makroinvertebrater er formentlig forholdsvis beskednen under danske forhold. Feuchtmayr m.fl. (2007) fandt i et eksperimentelt forsøg, at en temperaturstigning på tre grader havde en meget lille effekt på makroinvertebratsamfund, hvor kun hyppigheden af snegle steg med stigende temperatur. Zhang m.fl. (2018) fandt, at den omnivore store mosesnegl (*Lymnaea stagnalis*) øgede sin konsumeringsrate, når temperaturen i vandet steg, men den ændrede ikke sin fødepræference for dyreføde sammenlignet med planteføde, selvom der blev spist mere plantemateriale pga. en øget konsumeringsrate. Brucet m.fl. (2012) fandt, at makroinvertebrater associeret med planter var hyppigere og mere artsrige i koldere brakvandssøer sammenlignet med brakvandssøer i et varmere klima, sandsynligvis pga. et højere prædationstryk fra fisk i varmere søer.

#### 4.4.3 Iltforhold

Iltforholdene i og omkring søbunden har stor betydning for de benthiske makroinvertebrater. Således fandt Yi m.fl. (2018), at koncentrationen af opløst ilt var en af de vigtigste vandkemiske parametre i forhold til makroinvertebratfordelingen i en kinesisk lavvandet sø, og i et ældre studie fandt Wilhm & McClintock (1978), at koncentrationen af opløst ilt havde stor indvirkning på antal af arter og diversiteten i en sø. Generelt lever de fleste benthiske makroinvertebrater i søer i littoralzonen, og her når iltkoncentrationen sjældent under kritiske niveauer. I profundalzonen vil iltkoncentrationerne ofte være lav, og her har nogle makroinvertebrater (fx dansemyg) udviklet egenskaber, som gør,

at de kan overleve under lavere iltkoncentrationer og tolerere anoxiske forhold (Wiberg-Larsen & Rasmussen, 2017; Wilhm & McClintock, 1978).

#### 4.4.4 Salinitet

Salinitet indvirker på samfundene af bentiske makroinvertebrater, hvor krebsdyr er den mest salttolerante gruppe, mens døgnfluer er en af de mindst tolerante grupper (Jeppesen m.fl., 2015). I andre undersøgelser blev det påvist, at mange grupper af makroinvertebrater, som er associeret med makrofyter, havde lavere artsrigdom, når saliniteten steg, på nær guldsmede (Brucet m.fl., 2012). Wollheim & Lovvorn (1995) fandt, at den totale biomasse af bentiske makroinvertebrater ikke ændrede sig, når oligosaline søer (80-800 mS/m svarende til ca. 0,4-4 ‰) sammenlignes med mesosaline søer (800-3.000 mS/m eller ca. 4-15 ‰). De fandt dog, at store græssere/detritivorer (snegle og tanglopper) dominerede i oligosaline søer, mens små planktivorer og deres insektprædatorer var hyppigere i mesosaline søer. Dansemyg var også hyppigere i mesosaline søer.

#### 4.4.5 Forsuringstilstand

Flere bentiske makroinvertebratgrupper er sensitive over for en forsuring af søer. Særligt snegle, muslinger og krebsdyr er følsomme, da deres skelet af calcium er svært at opbygge, når pH og calciumkoncentrationen er lav. Lav pH kan også hæmme funktionen af membraner i tyndhuede overflader hos smådyr som fx døgnfluer (Sand-Jensen & Lindegaard, 2004). Lien m.fl. (1996) fandt, at makroinvertebrater i norske søer ligeledes blev påvirket af pH. Flest arter var til stede ved pH >5,5, og i søer med ANC <10 µeqv/l var der en lavere diversitet af makroinvertebrater end i søer med højere ANC. Guldsmede er dog en gruppe, som er relativt tolerant over for lav pH. Et studie af Rychla m.fl. (2011) beretter, at det kun er pH-værdier under 3, som har en skadelig effekt på guldsmede. Derudover er flere af de såkaldte EPT-arter (døgnfluer, slørvinger og vårfluer), nogle snegle, igler og krebsdyr særligt sensitive over for forsuring, mens andre arter i samme grupper er mere tolerante (se hvilke i Schartau m.fl., 2008).

#### 4.4.6 Næringsstofforhold

Næringsstofforholdene er afgørende for den samlede primærproduktion og dermed også fødeinputtet til de bentiske makroinvertebrater. Således fandt Feuchtmayr m.fl. (2007), at en stigning i næringsstofinput af kvælstof og fosfor fik isopoder (orden inden for krebsdyr), bugsvømmere, døgnfluer og guldsmede til at stige i hyppighed, sandsynligvis pga. en øget primærproduktion i systemet. Köhler m.fl. (2005) fandt, at en reduceret næringsstofbelastning over 25 år i en tysk sø resulterede i et fald i hyppigheden af dansemyg og børsteorme på ca. 80 %, formentlig som følge af reduceret primærproduktion. Et studie udført på data fra over 1000 europæiske søer viser, at næringsstofforhold har en indvirkning på sammensætningen af makroinvertebratsamfund (O'Toole m.fl., 2008). De fandt, at flest taxa blev fundet under mesotrofiske forhold (10-35 µg TP/l og 2,5-8 µg klorofyl a/l), mens ti littorale arter og otte profundale arter blev fundet under oligotrofe forhold (≤10 µg TP/l og <2,5 µg klorofyl a/l). De arter, som kunne tolerere eutrofiske forhold (35-100 µg TP/l og 8-25 µg klorofyl a/l), var arter af dansemyggelarver og børsteorme. Under danske forhold er det tidligere fundet, at 11 taxa var korreleret med den TP-koncentration i danske søer (Brodersen m.fl., 1998).

## 4.5 Opsummering

Af de fysisk-kemiske støtteparametre er det først og fremmest næringsstofforholdene, som er vigtige for de fire biologiske kvalitetslementer og for den måde, hvorpå den økologiske tilstand fastsættes i danske søer. Det er også først og fremmest næringsstofftilgængeligheden, som påvirkes via menneskelige aktiviteter. Sigtdybden vil også ofte være udtryk for en næringsstofpåvirkning og derfor også relevant at anvende. Dertil kommer forsureningstilstand og salinitet, som kan have stor betydning for, hvilke biologiske samfund der udvikles, men begge disse anvendes også i forbindelse med fastsættelsen af danske søtyper. Iltforholdene er især af betydning for fisk og især i de lagdelte søer, som kan udvikle iltfattige forhold hen over sommeren i bundvandet. Hvis der ses bort fra klimaforandringer, vurderes det, at effekten af menneskabte temperaturændringer på temperaturforholdene kun har mindre betydning for tilstanden af de biologiske kvalitetslementer.

## 5. Andre landes nationale overvågning og afgrænsning af fysiske-kemiske parametre

I dette afsnit undersøges det, hvordan andre relevante EU lande håndterer og eventuelt fastsætter afgrænsninger af fysiske-kemiske kvalitetselementer i forhold til at understøtte de økologiske klasser via de biologiske kvalitetselementer – især i forhold til grænsen mellem god og moderat økologisk klasse. Der er søgt og fundet relevant information fra Sverige, Estland, Skotland og Holland, som gennemgås enkeltvis nedenfor.

### 5.1 Sverige

I Sverige klassificeres den økologiske tilstand ud fra de samme biologiske kvalitetselementer som i Danmark. I de tilfælde, hvor de biologiske kvalitetselementer viser en god eller høj tilstand, inddrages de fysiske-kemiske kvalitetselementer som støtteparametre. I de tilfælde, hvor de biologiske og fysiske-kemiske kvalitetselementer viser høj tilstand, inddrages de hydromorfologiske kvalitetselementer. Ved sammenligning af kvalitetselementer er det det kvalitetselement, som klassificerer til den dårligste tilstand, som er udslagsgivende. De fysiske-kemiske kvalitetselementer kan forringe den økologiske tilstand fra høj til god eller fra god til moderat (HVFMS, 2013).

De fysiske-kemiske kvalitetselementer, som anvendes i Sverige, er 1) næringsstoffer, 2) sigtddybde, 3) iltforhold og 4) forsurende tilstand, og der skal angives en tilstandsklasse for hver af de fire parametre. Nedenfor gennemgås hver parameter kort, og der fremvises tabeller, som viser, hvordan tilstandsklassernes afgrænses under hver parameter. Flere af parametrene holdes op mod en referenceværdi, som er et udtryk for forholdene i søen under lille eller ingen menneskelig påvirkning. Referenceværdien beregnes inden for den enkelte søtype eller for den specifikke sø (HVMFS, 2013). Hvis det ikke er muligt at vurdere en eller flere af de forskellige parametre på grund af manglende datagrundlag, anvendes en ekspertvurdering for de enkelte parametre eller de fysiske-kemiske forhold som helhed (HVMFS, 2013).

#### 5.1.1 Næringsstofforhold

Næringsstofforholdene i svenske søer vil normalt klassificeres ud fra parameteren TP som beregnes og udtrykkes i en EQR-værdi. Hvis der findes tydelige indikationer på, at kvælstofniveauet påvirker tilvækst og artssammensætninger i søen pga. en øget kvælstofbelastning, vil vandmyndigheden udføre en ekspertvurdering af kvælstofindholdet som en grænse mellem god og moderat kvælstoftilstand. I de tilfælde vil tilstanden af kvalitetselementet ”næringsstoffer i søer” bestemmes af fosfor- eller kvælstoftilstanden, alt efter hvilken af de to der har den dårligste tilstand (HVMFS, 2013). Som datagrundlag anvendes vandprøver fra overfladevand enten fra efteråret (når springlaget er væk), gennemsnitsværdier for hele året eller august-målinger.

For at beregne EQR for TP skal et referenceforhold først beregnes. I beregningen anvendes en gennemsnitsværdi for vandets absorbans ved 420 nm (vandets farve) og turbiditet (vandets uklarhed) fra samme tidsperiode som den målte TP. Derudover tages der også højde for søens højde over havet, som skal være 1 m eller større. Der anvendes følgende formel til beregning af en referenceværdi for TP med data fra efterår eller et gennemsnit for hele året:

$$\log_{10}(ref\_P) = 1,425 + 0,162 * \log_{10}(AbsF) + 0,482 * \log_{10}(Turb) - 0,127 * \log_{10}(Alt)$$

hvor ref\_P = referenceværdi for TP (µg/l), AbsF = vandets absorbans ved 420 nm i 5 cm kuvette, Turb = turbiditet i FNU (Formazin Nephelometric Units), Alt = søens højde over havet (m).

Hvis der mangler data for turbiditet, eller turbiditeten mistænkes for at blive påvirket af menneskelig aktivitet, eller i tilfælde af kalkrige søer, skal nedenstående forenkede formel anvendes:

$$\log_{10}(ref\_P) = 1,76 + 0,338 * \log_{10}(AbsF) - 0,213 * \log_{10}(Alt)$$

Hvis kun data fra august er tilgængelige, anvendes følgende formel til beregning af fosfor-referenceværdien:

$$\log_{10}(ref\_P) = 1,437 + 0,250 * \log_{10}(AbsF) + 0,536 * \log_{10}(Turb) - 0,120 * \log_{10}(Alt)$$

I de tilfælde, hvor der kun haves augustmålinger, og der mangler data for turbiditet, anvendes nedenstående formel:

$$\log_{10}(ref\_P) = 2,247 + 0,530 * \log_{10}(AbsF) - 0,339 * \log_{10}(Alt)$$

Når referenceværdien for fosfor er beregnet via en af de ovenstående formler, kan tilstandsvurderingen for TP findes ved hjælp af en EQR-værdi for TP. Denne beregnes ved følgende formel:

$$EQR = \frac{referenceværdi}{observeret\ TP}$$

Den beregnede EQR-værdi sammenlignes herefter med tilstandsgrensene i tabel 5.1.1, hvorfra tilstanden af TP kan aflæses.

**Tabel 5.1.1** Tilstandsvurdering af TP i søer under svenske forhold (HVFMS, 2013). Omregning til tilstandsklasser i µg/l beregnes som referenceværdi/tilstandsklasse (EQR-værdi).

Tilstand	Tilstandsgænse (EQR-værdi)
Høj	0,7 ≤ EQR
God	0,5 ≤ EQR < 0,7
Moderat	0,3 ≤ EQR < 0,5
Ringe	0,2 ≤ EQR < 0,3
Dårlig	EQR < 0,2

## 5.1.2 Sigtdybde

Tilstandsvurdering af sigtdybdeforholdene i svenske søer vurderes ud fra en EQR-værdi, som beregnes ved hjælp af en referenceværdi for sigtdybde og den nuværende sigtdybde. Datagrundlaget skal være sigtdybdemålinger fra minimum et år, når der findes mere end fire målinger fra perioden maj-oktober, og tre år, når målinger kun foretages i august. Derudover måles vandets absorbans på filtrerede prøver og anvendes som et gennemsnit fra samme tidsperiode som sigtdybdemålingerne (HVFMS, 2013).

Referenceværdien for sigtdybde beregnes som udgangspunkt ved anvendelse af sigtdybdeværdier i søen fra perioder før en eventuel påvirkning. Hvis dette ikke er muligt, kan en referenceværdi beregnes ud fra følgende formel:

$$\log_{10}(SD_{ref}) = 0,678 - 0,116 * \log_{10}(AbsF) - 0,471 * \log_{10}(klorof)$$

hvor  $SD_{ref}$  = referenceværdi for sigtdybde (m), AbsF = vandets absorbans målt på filtreret prøve ved 420 nm i 5 cm kuvette, klorof = referenceværdi for klorofylkoncentration (klorofyl a µg/l) taget fra tilstandsvurdering af fytoplankton (se nedenfor).

Referenceværdien for klorofylkoncentrationen, som anvendes i ovenstående formel, tages fra tilstandsvurderingen af fytoplankton, hvor en referenceværdi for klorofyl a angives for de forskellige søtyper i Sverige (Bilag 1, afsnit 1.4 i HVFMS, 2013).

Når referenceværdien for sigtdybden er fundet, kan EQR-værdien derefter beregnes ved hjælp af følgende formel:

$$EQR = \frac{\text{observeret sigtdybde}}{\text{referenceværdi}}$$

Den beregnede EQR-værdi kan herefter sammenlignes med tilstandsgrænserne i tabel 5.1.2, hvorefter tilstandsklassen kan aflæses (HVFMS, 2013).

**Tabel 5.1.2** Tilstandsvurdering af sigtdybde i søer under svenske forhold (HVFMS, 2013).

Tilstand	Tilstandsgrænse (EQR-værdi)
Høj	0,67 ≤EQR
God	0,50 ≤EQR <0,67
Moderat	0,33 ≤EQR <0,50
Ringe	0,25 ≤EQR <0,33
Dårlig	EQR <0,25

### 5.1.3 Iltforhold

Tilstanden for søens iltforhold tager udgangspunkt i, hvilke fiskesamfund der findes i søen i forhold til de særligt iltfølsomme arter som laksefisk modsat mindre iltkrævende fiskearter (HVMFS, 2013). Prøvetagningen af iltmålinger skal finde sted i den dybeste del af søen. I lagdelte søer skal prøvetagningen foretages ved lagdeling, mens prøvetagningen i søer med fuld opblanding skal ske i sensommeren. Minimumsværdien for iltkoncentrationen under en måleperiode anvendes i tilstandsvurderingen for at sikre, at økosystemet ikke er udsat for påvirkninger forårsaget af lave iltforhold (HVFMS, 2013).

Tilstandsvurderingen af søens iltforhold beregnes derfor ud fra minimumsværdien fra årets prøvetagning og bedømmes som i tabel 5.1.3.

**Tabel 5.1.3.** Tilstandsvurdering af iltforhold i søer under svenske forhold (HVFMS, 2013).

Tilstand	Iltkoncentration (mg/l)	
	Varmtvandsfisk	Hovedsageligt salmonider
Høj	llt $\geq 7$ (8)	$\geq 9$
God	$\geq 5$ ilt <7	$\geq 7-9$
Moderat	$\geq 4$ ilt <5	$\geq 6-7$
Ringe	$\geq 2$ ilt <4	$\geq 4-6$
Dårlig	llt <2	<4

Er søen i moderat tilstand eller dårligere med hensyn til iltforholdene i tabel 5.1.3, skal de observerede iltkoncentrationer undersøges nærmere og dokumenteres. Dette skal ske, hvad enten det kun er et enkeltstående tilfælde eller et generelt forekommende problem. Derudover skal det vurderes, om det kun sker i dele af søen, eller om det er mere omfattende over større områder af søen (HVMFS, 2013).

#### 5.1.4 Forsuringstilstand

For at vurdere forsuringstilstanden i svenske ikke-kalkrige eller ikke-kalkpåvirkede søer benyttes et modelleringsværktøj kaldet MAGIC (Model of Acidification of Groundwater In Catchments), hvor referencetilstande er modelleret fra år 1860 og sammenholdes med den nuværende tilstand og pH-ændringer. Ændringer i pH fra år 1860 og frem til i dag er udgangspunktet for tilstandsvurderingen af forsøringsforhold i svenske søer. I MAGIC-modellen indgår parametrene pH, SO<sub>4</sub>, Cl, Ca, Mg og DOC (opløst organisk kulstof) eller TOC (total organisk kulstof) for et år efter 1990 samt koordinater for søen, afstrømning til søen og søens areal (HVFMS, 2013). Der er modelleret flere tusinde søer og vandløb i Sverige, og søer, som ikke er modelleret, kan bedømmes med det webbaserede 'MAGIC-bibliotek', hvor parametre for den pågældende sø indtastes, og søen sammenlignes derefter med den modellerede sø, som ligner mest. Tilstanden for søens ændringer i pH vurderes herefter som i tabel 5.1.4.

**Tabel 5.1.4.** Tilstandsklasser for klassificering af forsøringspåvirkninger i søer under svenske forhold (HVFMS, 2013).

Tilstand	Klasse	pH-ændring fra reference til i dag
Høj	1	<0,2
God	2	$\geq 0,2-0,4$
Moderat	3	$\geq 0,4-0,6$
Ringe	4	$\geq 0,6-0,8$
Dårlig	5	$\geq 0,8$

## 5.2 Estland

I Estland anvendes følgende fysisk-kemiske kvalitetsparametre som støtteparametre til søers økologiske tilstand: sigtdybde, dybde/tykkelse af springlag (i dybe søer), pH, TP og TN. Tykkelsen af springlaget benyttes udelukkende til bestemmelse af økologisk tilstand i dybe søer (estisk søtype III) og baseres udelukkende på iltprofilen i søen. I forhold til tilstandsvurdering af økologisk tilstand i estiske søer skal minimum syv kvalitetsparametre inddrages, hvor mindst én parameter fra hver af de fem biologiske kvalitetselementer anvendes.

des, og mindst én fysisk-kemisk parameter og én hydromorfologisk parameter; alle parametre vægtes lige i forhold til tilstandsvurderingen (Keskonnaminister, 2010).

I Estland inddeles søerne i søtyper, hvor tilstandsgrenser for de forskellige fysisk-kemiske parametre tager udgangspunkt i søtypen. Der er således afgrænsninger for pH, TP, TN og sigtdybde for de fleste af søtyperne, og springlagstykkelsen for den dybe søtype (tabel 5.2.1) (Keskonnaministri, 2010).

**Tabel 5.2.1.** Tilstandsvurdering af fysisk-kemiske parametre i estiske søer (Keskonnaministri, 2010).

Kvalitetsэлеment og søtype*	Tilstandsklasse				
	Høj	God	Moderat	Ringе	Dårlig
<b>Type I: Kalkrige sø</b>					
pH	7-8,5	7-8,5	<7 eller >8,5	<7 eller >8,5	<7 eller >8,5
TP (µg/l)	<10	10-20	>20-30	>30-50	>50
TN (µg/l)	<1500	1500-2500	>2500-3500	>3500-4500	>4500
Sigtdybde (m)	>6	4-6	3-<4	2-<3	<2
<b>Type II: Ikke-lagdelt sø med middelhårdt vand</b>					
pH	7-8	>8-8,3	>8,3-8,8	>8,8-9 eller 6-<7	<6 eller >9
TP (µg/l)	<30	30-60	>60-80	>80-100	>100
TN (µg/l)	<500	500-1000	>1000-1500	>1500-2000	>2000
Sigtdybde (m)	>3	2-3	1-<2	<1	<1
<b>Type III: Lagdelt sø med middelhårdt vand</b>					
pH	7-8	>8-8,3	>8,3-8,8	>8,8-9 eller 6-<7	<6 eller >9
TP (µg/l)	<30	30-60	>60-80	>80-100	>100
TN (µg/l)	<500	500-1000	>1000-1500	>1500-2000	>2000
Sigtdybde (m)	>3	2-3	1-<2	<1	<1
Tykkelse af springlag eller startdybde i lagdelingsperiode (juli-august)	>5	>3,5-5	>2,5-3,5	2-2,5	<2
	Eller springlag starter dybere end 8 m	Eller springlag starter lige før bunden af søen			
<b>Type IV: Brunvandet sø med blødt vand</b>					
pH	3-7,7	3-7,7	>7,7	>7,7	>7,7
TP (µg/l)	<30	30-60	>60-80	>80-100	>100
TN (µg/l)	<600	600-900	>900-1200	>1200-1500	>1500
<b>Type V: Ikke-brunvandet sø med blødt vand</b>					
pH	5,5-7	<7-7,5	>7,5-8	>8-8,5	>8,5
TP (µg/l)	<10	10-20	>20-40	>40-60	>60
TN (µg/l)	<200	200-500	>500-800	>800-1100	>1100
Sigtdybde (m)	>5	3-5	2-<3	1-<2	<1

\* Type I: Høj alkalinitet (>240 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> mg/l, konduktivitet >400 µS/cm), fersk (<25 Cl mg/l), uden lagdeling.

Type II: Middel alkalinitet (80-240 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> mg/l, konduktivitet 165-400 µS/cm), fersk (<25 Cl mg/l), uden lagdeling.

Type III: Middel alkalinitet (80-240 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> mg/l, konduktivitet 165-400 µS/cm), fersk (<25 Cl mg/l), lagdelt sø.

Type IV: Lav alkalinitet (<80 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> mg/l, konduktivitet <165 µS/cm), fersk (<25 Cl mg/l), uden lagdeling, brunvandet (absorptionskoefficient ved 400 nm ≥ 4 m<sup>-1</sup>, farve ≥ 100° Pt-Co farve skala).

Type V: Lav alkalinitet (<80 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> mg/l, konduktivitet <165 µS/cm), fersk (<25 Cl mg/l), uden lagdeling, ikke-brunvandet (absorptionskoefficient ved 400 nm <4 m<sup>-1</sup>, farve <100° Pt-Co farveskala) (Keskonnaminister, 2010). En grænse på 80 mg HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> mg/l svarer til 1,31 mmol/l. En grænse på 25 mg Cl/l svarer til en salinitet på ca. 0,045 ‰.



### 5.3 Skotland

Skotland har fastsat miljøkvalitetsstandarder (grænseværdier) for flere af de fysisk-kemiske kvalitetselementer i søer. Der findes grænseværdier for iltforhold, forsurende forhold, salinitet og fosfor, som relateres til en tilstandsklasse (Skotsk regering, 2014a). Hvis tilstanden af en eller flere fysisk-kemiske parametre er lavere end "moderat" tilstand, skal den økologiske tilstand af søen angives som "moderat", med mindre andre kvalitetselementer klassificeres som lavere end moderat tilstand. Hvis en eller flere kvalitetselementer har lavere end moderat tilstand, bestemmes den økologiske tilstand ud fra kvalitetselementet med den dårligste tilstand (Skotsk regering, 2014b).

#### 5.3.1 Iltforhold

Inden tilstanden af iltforhold i skotske søer bestemmes, skal det først vurderes af SEPA (det skotske miljøministerium), om den givne sø, eller dele heraf, har naturlige populationer af laksefisk (type: salmonid) eller ej (type: cyprinid). Iltmålinger foretages i hele vandsøjlen i fuldt opblandede søer, men i lagdelte søer kun i vandsøjlen under springlaget (UKTAG, 2008). Baseret på de to søtyper kan iltkoncentrationerne i søen herefter tilstandsvurderes i forhold til fire klasser (tabel 5.3.1) (Skotsk regering, 2014a).

**Tabel 5.3.1.** Tilstandsvurdering af iltforhold i skotske søer opdelt efter søtyperne 'salmonid' (med laksefisk) og 'cyprinid' (uden laksefisk) (Skotsk regering, 2014a).

Tilstandsklasse	Opløst iltkoncentration (mg/l) som gennemsnitsværdi i perioden mellem 1. juli og 31. august	
	Salmonid	Cyprinid
Høj	9	8
God	7	6
Moderat	4	4
Ringe	1	1

#### 5.3.2 Forsuringstilstand

Forsuringstilstanden i skotske søer kategoriseres som "høj" eller "god" i forhold til forsuringneutraliseringskapaciteten (ANC) over et år (tabel 5.3.2). Der angives derfor en enkelt værdi som grænse mellem høj/god tilstand og en værdi som grænse mellem god/moderat tilstand. Hvor der er indikationer for, at en sø eller dele heraf har en referenceværdi for ANC under 20  $\mu\text{eqv/l}$ , skal SEPA fastsætte en grænseværdi for "god" tilstand mellem 0 og 20  $\mu\text{eqv/l}$  for denne sø, som reflekterer referenceværdierne (Skotsk regering, 2014a).

**Tabel 5.3.2.** Tilstandsvurdering af forsuringstilstand i skotske søer (Skotsk regering, 2014a; UKTAG, 2008).

Tilstandsklasse	Forsuringneutraliseringskapacitet (ANC) ( $\mu\text{eqv/l}$ ) som årlig gennemsnitsværdi
Høj	>40
God	>20

#### 5.3.3 Salinitet

SEPA giver alle ferskvandssøer uden naturlig saltpåvirkning en "god" tilstand for salinitetsforholdene, hvis konduktiviteten er under 100 mS/m, sva-

rende til en salinitet på ca. 0,5 ‰ (tabel 5.3.3). Denne tilstand for salinitetsforhold er sammenlignelig med god og høj økologisk tilstand for søen (Skotsk regering, 2014a).

**Tabel 5.3.3.** Tilstandsvurdering af salinitetsforhold i skotske søer (Skotsk regering, 2014b).

Tilstandsklasse	Konduktivitet (mS/m)
God	<100

### 5.3.4 Fosfor

Tilstandsvurderingen af fosforforhold angives som ”høj”, ”god”, ”moderat” eller ”ringe” baseret på den årlige gennemsnitlige fosforkoncentration (tabel 5.3.4). Der anvendes en beregnet referenceværdi for TP ( $R_{TP}$ ), som tager udgangspunkt i søens højde over havniveau, søens alkalinitet og middeldybden, og beregnes ved hjælp af følgende formel:

$$R_{TP} = \text{antilog}_{10}[1,36 - (0,09 * A) + (0,24 * B)];$$

eller 35, alt efter hvilken værdi er lavest

hvor  $R_{TP}$  = referenceværdien for TP ( $\mu\text{g/l}$ ),  $A = \log_{10}$  til søens højde over havet (m), og  $B = \log_{10}(\text{Alk}_{\text{milli}}/D_{\text{middel}})$  (også kaldet 'morpho-edaphic index' (MEI));

$\text{Alk}_{\text{milli}}$  er den gennemsnitlige alkalinitet (meq/l) estimeret for søen, når alkaliniteten ikke er påvirket af punktmæssig eller diffus forurening, og  $D_{\text{middel}}$  er søens middeldybde (m).

Herefter beregnes en grænseværdi for ”høj” (H) og ”god” (G) ved hjælp af følgende formler:

$$H = 0,755 + (0,012 * \text{Alk}_{\text{milli}} - (0,001 * D_{\text{middel}}));$$

eller 0,7, alt efter hvilken værdi er størst

$$G = 0,506 * (0,023 * \text{Alk}_{\text{milli}}) - (0,002 * D_{\text{middel}});$$

eller 0,46, alt efter hvilken værdi er størst

Ved hjælp af referenceværdien og de stedspecifikke grænseværdier (H og G) kan det beregnes, hvor høj fosforkoncentrationen i den givne sø må være, for at søen havner i en bestemt tilstandsklasse (tabel 5.3.4). Der angives derfor ikke en generel grænseværdi for fosfor, men tilstanden vurderes ud fra de specifikke forhold i den givne sø.

Hvis der ikke er tilstrækkeligt datagrundlag til at beregne grænseværdier eller referenceværdier som i tabel 5.3.4, angives der en søtypespecifik grænseværdi for fosfor (tabel 5.3.5) (Skotsk regering, 2014a).

**Tabel 5.3.4.** Tilstandsvurdering af fosforforhold i skotske søer (Skotsk regering, 2014a).

Tilstandsklasse	Årlig gennemsnitlig TP-koncentration ( $\mu\text{g/l}$ )
Høj	$R_{TP} / H$ eller 5, alt efter hvilken værdi er størst
God	$R_{TP} / G$ ; eller 8, alt efter hvilken værdi er størst
Moderat	$(R_{TP} / G)/0,5$ ; eller 16, alt efter hvilken værdi er størst
Ringe	$(R_{TP} / G)/0,25$ ; eller 32, alt efter hvilken værdi er størst

**Tabel 5.3.5.** Tilstandsvurdering på baggrund af fosforindhold i skotske ferske søer, hvor grænserne i tabel 5.3.4 ikke kan anvendes (Skotsk regering, 2014a).

Søtype*	Årlig gennemsnitlig TP-koncentration (µg/l)			
	Høj	God	Moderat	Ring
Høj alkalinitet, lavvandet	16	23	46	92
Høj alkalinitet, meget lavvandet	23	31	62	124
Moderat alkalinitet, dyb	8	12	24	48
Moderat alkalinitet, lavvandet	11	16	32	64
Moderat alkalinitet, meget lavvandet	15	22	44	88
Lav alkalinitet,, dyb	5	8	16	32
Lav alkalinitet, lavvandet	7	10	20	40
Lav alkalinitet, meget lavvandet	9	14	28	56

\* Høj alkalinitet: alkalinitet >1 meq/l, konduktivitet >250-1000 µS/cm. Moderat alkalinitet: alkalinitet 0,2-1 meq/l, konduktivitet >70-250 µS/cm. Lav alkalinitet: alkalinitet <0,2 meq/l, konduktivitet ≤70 µS/cm. Meget lavvandet: dybde<3 m. Lavvandet: dybde 3-15 m. Dyb: dybde>15 m.

## 5.4 Holland

I Holland anvendes følgende fysisk-kemiske kvalitetselementer som støttelementer til økologisk tilstandsvurdering: sigtdybde, termiske forhold, iltforhold, salinitet, forsureningstilstand og næringsstoffer. Der er udviklet grænseværdier for fysisk-kemiske elementer for hver af de fem tilstandsklasser (STOWA, 2012). Hvis en eller flere af de fysisk-kemiske parametre ikke opnår "god" tilstand, justeres den økologiske tilstand af søen til "moderat", med mindre de biologiske parametre viser dårligere tilstand end moderat. Parameteren med den dårligste tilstandsklasse bestemmer den generelle tilstand for de fysiske-kemiske parametre ("one out – all out"-princippet). For parameteren "næringsstoffer" angives tilstandsklassen for det bedste testresultat af TP og TN (STOWA, 2012).

Der angives grænseværdier for hver af parametrene i forhold til de ni naturlige søtyper, som findes i Holland. Søtyperne inddelles efter størrelse, dybde, bufferevne og salinitet. De ni søtyper er kort angivet i tabel 5.4.1.

**Tabel 5.4.1.** Beskrivelse af hollandske søtyper (Brevé m.fl., 2014) En grænse på 0,3 g Cl/l svarer til en salinitet på ca. 0,54 ‰.

Søtype	Karakterisering
M12	Lavvandet (<3 m), lille (<0,5 km <sup>2</sup> ), svag buffersø (0,1-1 meq/l bufferkapacitet)
M14	Lavvandet (<3 m), relativt stor (0,5-100 km <sup>2</sup> ), buffersø (1-4 meq/l bufferkapacitet)
M20	Dyb (>3 m), relativt stor (0,5-100 km <sup>2</sup> ), buffersø (1-4 meq/l bufferkapacitet)
M21	Dyb, stor (>100 km <sup>2</sup> ), buffersø (1-4 meq/l bufferkapacitet)
M23	Lavvandet (<3 m), relativt stor (0,5-100 km <sup>2</sup> ), kalkrig
M27	Lavvandet ( 3 m), relativt stor (0,5-100 km <sup>2</sup> ), mosesø
M30	Svagt brakvandet sø (0,3-3 g Cl/l)
M31	Brakvandet til saltvand (>3 g Cl/l), <5 km <sup>2</sup>
M32	Brakvandet til saltvand (>3 g Cl/l) >5 km <sup>2</sup>

I nedenstående tabeller angives tilstandsgrenserne for hhv. termiske forhold (tabel 5.4.2), iltforhold (tabel 5.4.3), salinitet (tabel 5.4.4), sigtdybde (tabel 5.4.5), forsureningstilstand (tabel 5.4.6) og næringsstofforhold (tabel 5.4.7) for de specifikke søtyper i Holland. Afgrænsningerne er udarbejdet baseret på flere hollandske studier og ekspertviden (STOWA, 2007; STOWA, 2012).

**Tabel 5.4.2.** Tilstandsvurdering af termiske forhold i hollandske søer (STOWA, 2012). Temperaturen måles på 30 cm's dybde og angives som en maksimal dagstemperatur (STOWA, 2007).

Søtype	Termiske forhold (dagsværdi i °C)				
	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
M14, M20, M21, M23, M27, M30, M31, M32	≤23	≤25	>25-27,5	>27,5-30	>30
M12	≤23	≤27	>27-28	>28-30	>30

**Tabel 5.4.3.** Tilstandsvurdering af iltforhold i hollandske søer (STOWA, 2012). Iltmætningen måles på 30 cm's dybde og er et sommergennemsnit (STOWA, 2007).

Søtype	Iltforhold, mætning i %				
	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
M14, M20, M27	60-120	60-120	50-<60 / >120-130	40-<50 / >130-140	<40 / >140
M12, M21	70-110	60-120	50-<60 / >120-130	40-<50 / >130-140	<40 / >140
M23	90-110	60-120	50-<60 / >120-130	40-<50 / >130-140	<40 / >140
M30, M31, M32	80-120	60-120	50-<60 / >120-130	40-<50 / >130-140	<40 / >140

**Tabel 5.4.4.** Tilstandsvurdering af salinitet i hollandske søer (STOWA, 2012). Salinitet måles på 30 cm's dybde og er et sommergennemsnit (STOWA, 2007).

Søtype	Salinitet (mg Cl/l)				
	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
M14, M20, M21, M23, M27	≤200	≤200	>200-250	>250-300	>300
M30	300-3000	300-3000	>3000 / <250-300	<100-200	<100
M31	3000-10000	3000-10000	2000-<3000	1000-<2000	1000
M32	10000-18000	>10000	9000-<10000	8000-<9000	<8000
M12	≤20	≤40	40-<75	75-<100	>100

**Tabel 5.4.5.** Tilstandsvurdering af sigtddybde i hollandske søer (STOWA, 2012). Sigtddybden måles som secchidybde og er et sommergennemsnit (STOWA, 2007).

Søtype	Sigtddybde (m)				
	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
M12, M14, M21, M23, M30, M31, M32	≥2,0	≥0,9	0,6-<0,9	0,45-<0,6	<0,45
M20	≥2,25	≥1,7	1,2-<1,7	1,0-<1,2	<1,0

**Tabel 5.4.6.** Tilstandsvurdering af forsureningstilstand i hollandske søer (STOWA, 2012). pH måles på 30 cm's dybde og er et sommergennemsnit (STOWA, 2007).

Søtype	Forsuringstilstand (pH)				
	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
M12	4,5-6,5	4,0-7,5	>7,5-8,0 / <4,0	>8,0-8,5	>8,5
M14	5,5-8,5	5,5-8,5	>8,5-9,0 / <5,5	>9,0-9,5	>9,5
M20, M21	6,5-8,5	6,5-8,5	>8,5-9,0 / <6,5	>9,0-9,5	>9,5
M23	6,5-7,5	6,5-8,5	>8,5-9,0 / <6,5	>9,0-9,5	>9,5
M27	5,5-7,5	5,5-7,5	>7,5-8,0 / <5,5	>8,0-8,5	>8,5
M30	6,0-9,0	6,0-9,0	>9,0-9,5 / <6,0	>9,5-10,0	>10,0
M31	7,5-9,0	7,5-9,0	>9,0-9,5 / <7,5	>9,5-10,0	>10,0
M32	6,5-9,0	6,5-9,0	>9,0-9,5 / <6,5	>9,5-10,0	>10,0

**Tabel 5.4.7.** Tilstandsvurdering af næringsstofforhold i hollandske søer (STOWA, 2012).

Søtype	Enhed	Næringsstofkoncentrationer				
		Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
M12	mg P/l	≤0,03	≤0,10	0,10-0,20	0,20-0,40	>0,40
	mg N/l	≤0,7	≤2,0	2,0-2,6	2,6-3,8	>3,8
M14, M23, M27	mg P/l	≤0,04	≤0,09	0,09-0,18	0,18-0,36	>0,36
	mg N/l	≤1,0	≤1,3	1,3-1,9	1,9-2,6	>2,6
M20	mg P/l	≤0,02	≤0,03	0,03-0,05	0,05-0,11	>0,11
	mg N/l	≤0,8	≤0,9	0,9-1,1	1,1-1,4	>1,4
M21	mg P/l	≤0,04	≤0,07	0,07-0,14	0,14-0,28	>0,28
	mg N/l	≤1,0	≤1,3	1,3-1,9	1,9-2,6	>2,6
M27	mg P/l	≤0,04	≤0,09	0,09-0,18	0,18-0,36	>0,36
	mg N/l	≤1,0	≤1,3	1,3-1,9	1,9-2,6	>2,6
M30, M31	mg P/l	≤0,07	≤0,11	0,11-0,22	0,22-0,33	>0,33
	mg N/l	≤1,4	≤1,8	1,8-2,9	2,9-4,1	>4,1

## 5.5 Opsummering

De fire undersøgte lande (Sverige, Estland, Skotland og Holland) har udarbejdet afgrænsninger for flere af de fysisk-kemiske støtteparametre (tabel 5.5.1). Alle landene har tilstandsgrenser for forsørings- og næringsstofforhold (som minimum for fosfor), og Holland har som det eneste land fastsat grænser for de termiske forhold i søer. De fire lande anvender forskellige afgrænsninger for forskellige søtyper. Disse søtyper er kun delvist sammenlignelige med de danske.

**Tabel 5.5.1.** Oversigt over hvilke fysiske-kemiske støtteparametre som anvendes i de fire undersøgte lande.

	Sigt dybde	Termiske forhold	Iltforhold	Salinitet	Forsuring	Næringsstoffer
Sverige	X		X		X	X (TP)
Estland	X				X	X (TP og TN)
Skotland			X	X	X	X (TP)
Holland	X	X	X	X	X	X (TP og TN)

## 6. Analyser af danske fysisk-kemiske data

I dette afsnit anvendes eksisterende data, der er indsamlet i forbindelse med overvågningen af danske søer gennemført siden 1989. Dette er gjort med henblik på at belyse og beskrive, i hvilket omfang der findes data, og på hvilken måde de kan indgå i vurderingen af de fysisk-kemiske forhold i danske søer.

For nogle af de fysisk-kemiske kvalitetselementer findes der kun få data eller data, som kun i et vist omfang er relevante til at beskrive de elementer, der indgår som fysisk-kemiske kvalitetselementer. I tabel 6.0.1 er det angivet, hvilke typer af danske overvågningsdata der vurderes at have størst relevans, og som her er anvendt som et udtryk for de seks fysisk-kemiske kvalitetselementer, som kan være påvirket af menneskelige aktiviteter og have betydning for den økologiske kvalitet.

I afsnittet analyseres også, om der kan etableres signifikante sammenhænge mellem de fysisk-kemiske kvalitetselementer og de biologiske kvalitetselementer (fytoplankton, makrofyter og fisk). Det er ikke muligt at etablere sammenhænge med fytobenthos og makroinvertebrater, da der ikke findes endeligt EU-godkendte indices for disse kvalitetselementer endnu, og de har derfor heller ikke har været anvendt i forbindelse med udarbejdelsen af de nuværende vandområdeplaner.

De indices, der anvendes til at beskrive den økologiske tilstand, tager primært udgangspunkt i, at påvirkningsfaktoren er eutrofiering. Dette er blandt andet anvendt til at beskrive empiriske sammenhænge mellem de enkelte kvalitetselementer og næringsstofindhold, hvilket i sidste ende også anvendes til at beregne et eventuelt indsatsbehov over for den eksterne fosfortilførsel.

**Tabel 6.0.1.** Forekomsten af eksisterende danske data, der vurderes at være mest relevante til at beskrive de seks fysisk-kemiske kvalitetselementer.

<b>Fysisk-kemiske kvalitetselementer</b>	<b>Eksisterende relevante typer af data (vurderet og anvendt her)</b>
Sigt dybde	Sigt dybde (sommergennemsnit)
Termiske forhold	Temperatur (overflade, bund), lagdeling
Iltforhold	Iltmætning i bundvand (under lagdeling) og overfladevand
Salinitet	Ledningsevne (sommergennemsnit)
Forsuringstilstand	pH og alkalinitet (sommergennemsnit)
Næringsstofforhold	TP og TN (sommergennemsnit)

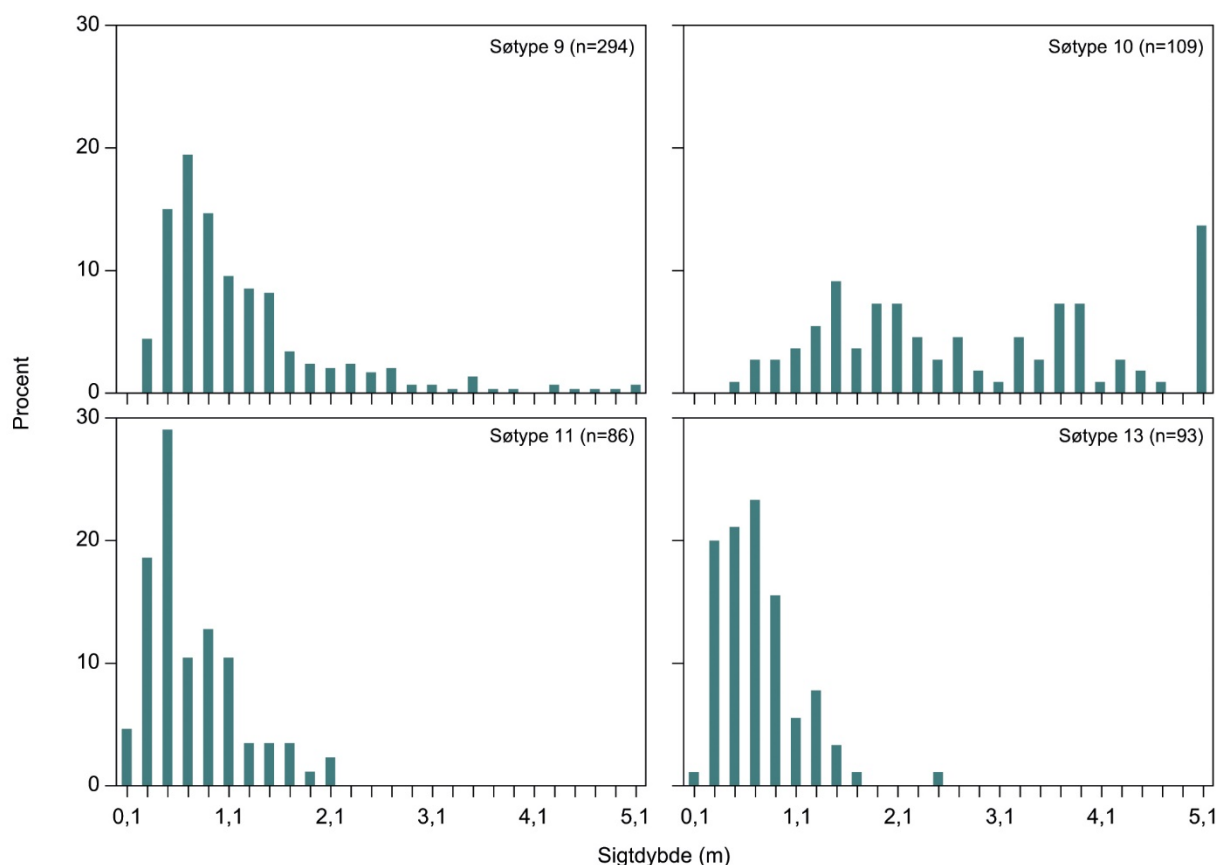
### 6.1 Sigtdybde

Sigt dybden måles rutinemæssigt i forbindelse med de danske overvågningsprogrammer. I klarvandede og lavvandede søer kan sigt dybden være til bunden og er derfor ikke god til at udtrykke ændringer i vandets sigtbarhed. Den menneskelige påvirkning af søers sigt dybde sker primært via øget næringsstofftilførsel, der skaber bedre vækstbetingelser for fytoplankton og dermed mere uklart vand. Sigtdybden og mængden af partikler i vandet påvirkes, især i lavvandede og større søer, også af sediment, der ophvirvles ved vindpåvirkning. Ophvirvling af sediment kan også ske via fisks fødesøgning i bunden. Således kan udsætning af karper have en betydelig effekt på mængden af suspenderet stof, men der findes ingen større danske undersøgelser,

som dokumenterer, om det er et problem, og i givet fald hvor stort (se også Søndergaard & Lauridsen, 2014). Endelig påvirkes sigtddybden også af mængden af humusstoffer i vandet, og brunvandede søer vil derfor ikke kunne opnå en høj sigtddybde uanset næringsstofindhold.

### 6.1.1 Forskellige søtyper

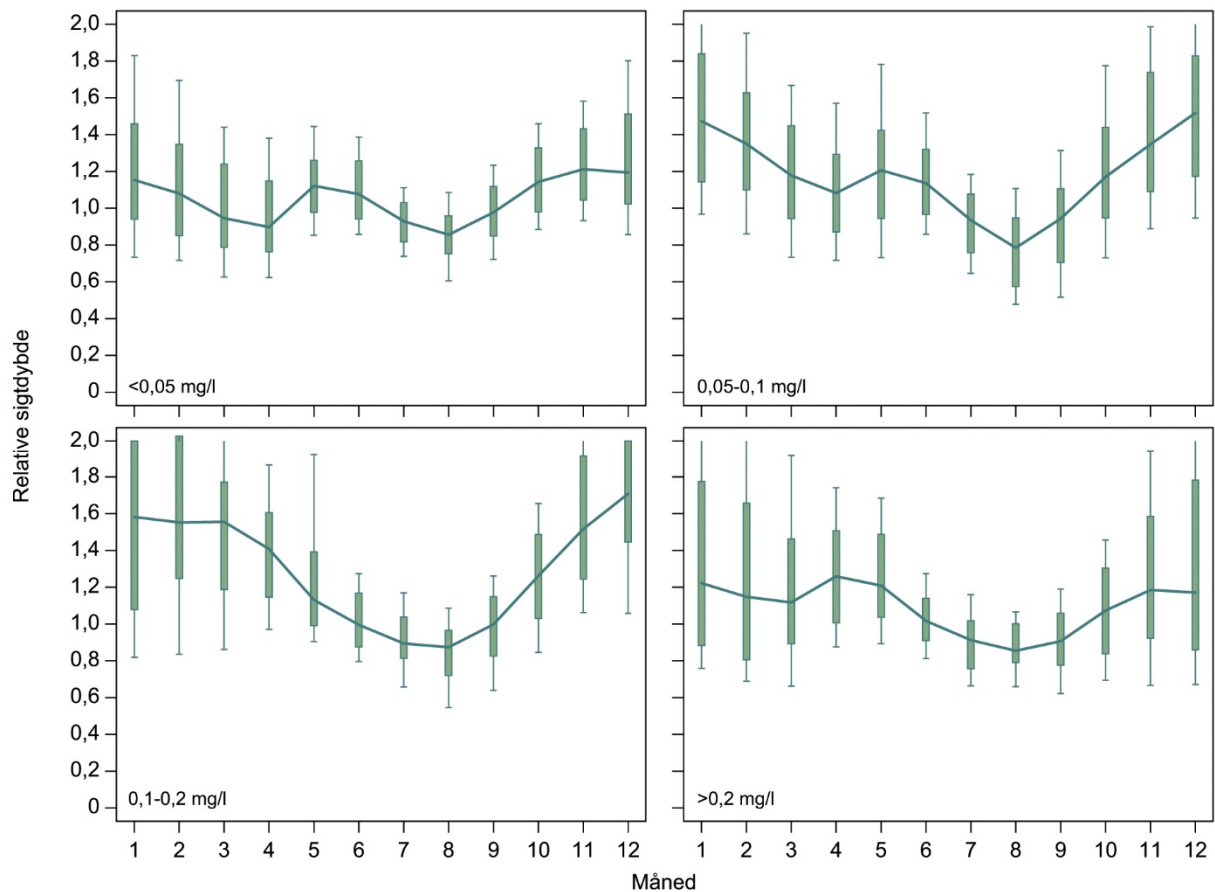
I Fig. 6.1.1 er fordelingen af sigtddybde vist i de fire søtyper med flest data. Figuren illustrerer, at sigtddybden generelt er højest i den dybe søtype (søtype 10) og lavest i de lavvandede søtyper, ikke mindst i den brakke søtype 11 (lavvandede, kalkrig, ikke brunvandet, saltholdig), hvor omkring halvdelen af alle observationer ligger mellem 0,2 og 0,6 m. Også i den brunvandede søtype 13 har langt størstedelen af søerne en sigtddybde under 1 m.



**Figur 6.1.1.** Fordelingen af sigtddybde (sommerrmiddel) i de fire søtyper med flest data. Der er vist skridt på 0,2 m, og første kolonne repræsenterer således værdier mellem 0 og 0,2 m. Sidste kolonne viser værdier større end 5 m. N angiver antallet af søer (hvis der er flere års målinger i perioden 2010-2017, er der anvendt et gennemsnit pr. sø).

### 6.1.2 Sæsonvariation

Sigtddybden varierer hen over året, hvor de højeste værdier typisk ses om vinteren og de laveste om sommeren (Fig. 6.1.2). Variationen i den relative sigtddybde mellem søerne er generelt størst i de mest næringsrige søer, men også betydelig i søer med TP-koncentrationer (sommerrmiddel) mellem 0,05 og 0,1 mg/l. Variationen i sigtddybden har betydning for, hvornår sigtddybden kan anvendes som støtteparameter, idet sigtddybden gennem hele sommersæsonen ikke må nå søens maksimumsdybde, hvis der skal kunne udregnes et retvisende sommerrgennemsnit. Ofte er målingen af sigtddybden i maj 20-30 % større end sommerrgennemsnittet.

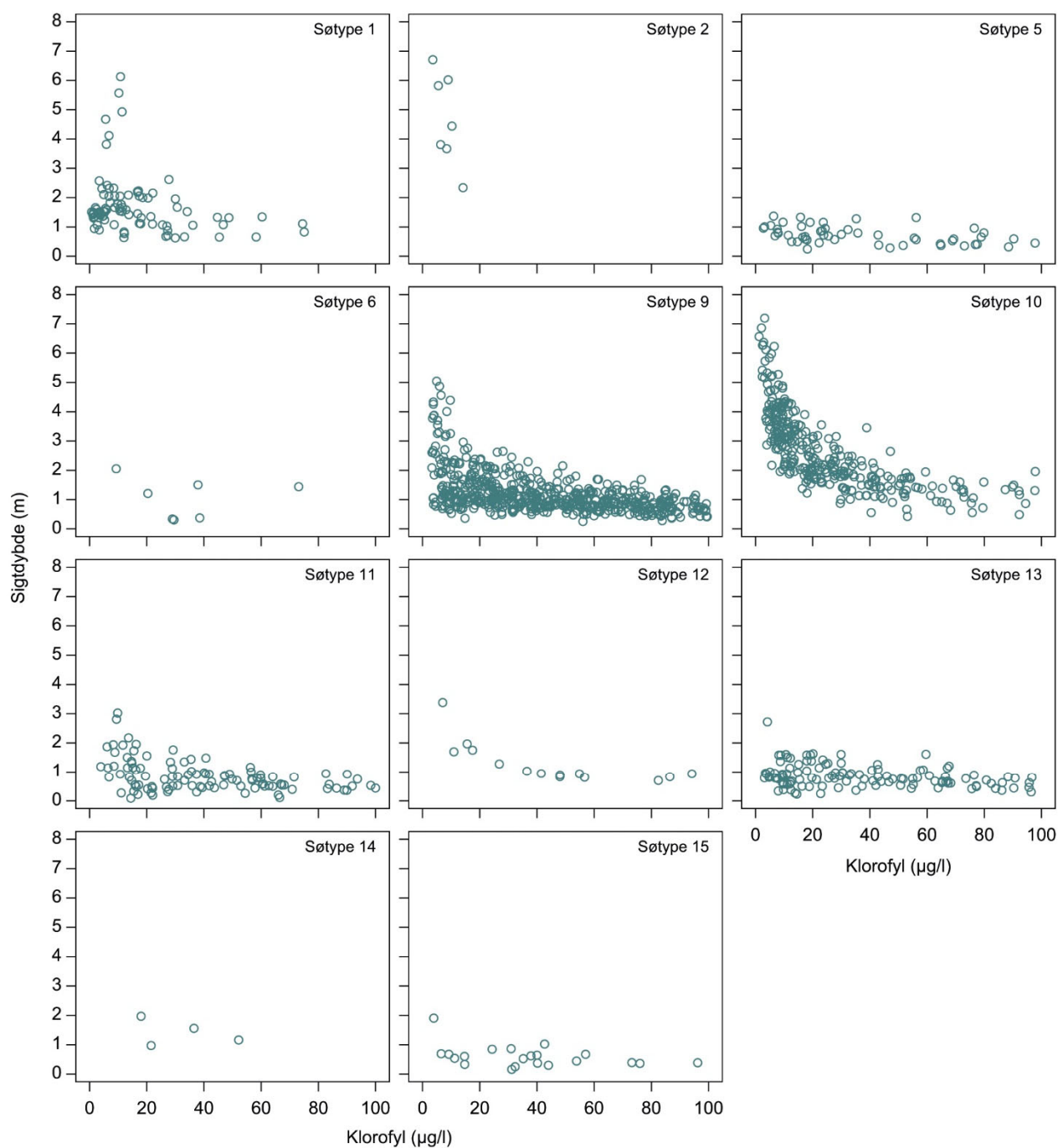


**Figur 6.1.2.** Sæsonvariationen i den relative sigtgybde (Sigt\_rel) i søer med en sommergennemsnitlig (maj- september) TP-koncentration på <0,05, 0,05-0,10, 0,10-0,20 og >0,2 mg/l. Den relative sigtgybde er beregnet som den gennemsnitlige månedlige sigtgybde/sommergennemsnitlig sigtgybde. Figuren omfatter data indsamlet fra perioden 1989-2017 (i alt 5.265 sigtgybdeværdier). Boksene viser 10 %, 25 %, median, 75 % og 90 % fraktiler.

### 6.1.3 Sammenhæng med klorofyl $\alpha$

Sammenhænge mellem sigtgybde og klorofylindhold for de 11 danske søtyper er vist i Fig. 6.1.3. For flere af søtyperne er der meget få data. Klorofylindholdet påvirker sigtgybden mere eller mindre udpræget i de fleste søtyper, men derudover varierer klorofyl-sigtgybderelationen også med søtype. Dette kommer blandt andet til udtryk ved at sammenligne den lavvandede søtype 9 med den dybe søtype 10, hvor sigtgybden ved et givet klorofylindhold generelt ligger højere i søtype 10 end i søtype 9. Forklaringen er især, at vanddybden også har en betydelig indflydelse på sigtgybden, så lavvandede søer ved et givent klorofylindhold generelt også har en lavere sigtgybde på grund af hyppigere forekomst af sedimentophvirvling end dybere søer (se også afsnit 6.1.5).





**Figur 6.1.3.** Sammenhænge mellem klorofyl (værdier <100 µg/l) og sigtdybde i de 11 danske søtyper. Kun data, hvor sigtdybde er mindre end søens maksimumsdybde, er medtaget. For danske søtyper, se Søndergaard m.fl. (2018).

#### 6.1.4 Sammenhæng med de biologiske kvalitetselementer

Resultaterne af de empiriske analyser for sammenhænge mellem sigtdybde og tre biologiske kvalitetselementer er vist i tabel 6.1.1. For mange af søtyperne er der ikke tilstrækkeligt med data til at kunne etablere de empiriske sammenhænge, og for nogle er der ikke tale om signifikante sammenhænge. For de to interkalibrerede søtyper, søtype 9 og søtype 10, er der signifikante sammenhænge for alle tre biologiske kvalitetselementer. De største forklaringsværdier opnås for søtype 10, hvor  $r^2$ -værdien er omkring 0,5 for alle tre kvalitetselementer. Hvis der laves en direkte oversættelse mellem de empiri-

ske sammenhænge ved god-moderat grænsen (EQR = 0,6) for de tre biologiske kvalitetselementer, kan sigtddybden beregnes til 1,2-1,3 m for søtpe 9 og til 2,5-3,3 m for søtpe 10 (tabel 6.1.1).

**Tabel 6.1.1.** Sammenhæng mellem log10 transformeret sigtddybde og EQR-værdien for de tre biologiske kvalitetselementer: makrofyter (mak-EQR), fytoplankton (fyto-EQR) og fisk (fisk-EQR). "Ikke signifikant" angiver en p-værdi > 0,05. Angivet er antal søer (n), der indgår i analysen, p-værdi og forklaringsværdien (r<sup>2</sup>). Analysen er kun vist for søtper, hvor n > 9. I kolonnen yderst til højre er angivet en "direkte oversættelse" ved at bruge de empiriske sammenhænge til at tilbageberegne sigtddybde ved god-moderat grænsen (EQR=0,6 for makrofyter og fytoplankton og 0,54 for fisk).

Søtype	Kvalitets-element	Sammenhæng mellem sigtddybde og EQR-værdi for makrofyter, fytoplankton og fisk	Sigtddybde ved god-moderat grænse
1	Mak	log sigt= -0,49 + 1,09*mak-EQR, p=0,006, r <sup>2</sup> =0,49, n=14	1,46
	Fyto	N=6	-
	Fisk	N=0	-
2	Mak	N=5	-
	Fyto	N=0	-
	Fisk	N=0	-
5	Mak	log sigt= -0,46 + 0,45*mak-EQR, p=0,048, r <sup>2</sup> =0,18, n=22	0,65
	Fyto	N=5	-
	Fisk	N=0	-
6	Mak	N=6	-
	Fyto	N=0	-
	Fisk	N=0	-
9	Mak	log sigt= -0,18 + 0,48*mak-EQR, p<0,001, r <sup>2</sup> =0,11, n=241	1,28
	Fyto	log sigt= -0,32 + 0,68*fyto-EQR, p<0,001, r <sup>2</sup> =0,27, n=71	1,22
	Fisk	log sigt= -0,08 + 0,26*fisk-EQR, p<0,001, r <sup>2</sup> =0,10, n=130	1,15
10	Mak	log sigt= -0,12 + 0,85*mak-EQR, p<0,001, r <sup>2</sup> =0,49, n=77	2,45
	Fyto	log sigt= -0,14 + 1,09*fyto-EQR, p<0,001, r <sup>2</sup> =0,52, n=24	3,27
	Fisk	log sigt= 0,15 + 0,61*fisk-EQR, p<0,001, r <sup>2</sup> =0,48, n=40	3,02
11	Mak	Ikke signifikant, n=63	-
	Fyto	log sigt= -0,62 + 1,10*fyto-EQR, p<0,001, r <sup>2</sup> =0,61, n=17	1,10
	Fisk	N=0	-
12	Mak	N=2	-
	Fyto	N=0	-
	Fisk	N=0	-
13	Mak	Ikke signifikant, n=59	-
	Fyto	N=0	-
	Fisk	Ikke signifikant, n=14	-
14	Mak	N=5	-
	Fyto	N=0	-
	Fisk	N=0	-
15	Mak	Ikke signifikant, n=19	-
	Fyto	N=0	-
	Fisk	N=0	-

### 6.1.5 Sigtdybde i forhold til klorofyl a, vanddybde og søareal

I tabel 6.1.2 er vist de empiriske sammenhænge mellem de forskellige søtper sigtddybde og indhold af klorofyl a, søernes middeldybde og søernes areal. Formålet er at vurdere, hvordan sigtddybden påvirkes af de fysisk-kemiske forhold for at kunne tage højde for forskellige søtper ved vurdering af sigtddybde som fysisk-kemisk støttelement. Klorofylindholdet, som et udtryk for fytoplanktonbiomassen, der er tæt knyttet til næringsstofindhold (sammenhænge er vist i afsnit 6.6), påvirker mængden af partikler (suspenderet

stof) i vandet og dermed vandets sigtgybde. Søernes middeldybde er taget med, fordi resuspension (ophvirvling af bundmateriale) også kan være en betydende faktor for mængden af suspenderet stof, og dermed sigtgybden, især i de meget lavvandede og vindeksponerede søer. Der kan være stor forskel på graden af sedimentophvirvling, afhængig af om en sø har en middeldybde på fx 1 m eller 3 m, så derfor kan vanddybden også være af betydning i de empiriske sammenhænge inden for den samme søtype. Søareal er også inkluderet som forklarende variabel, fordi vindinduceret sedimentophvirvling ved den samme vanddybde generelt vil være større, desto større søen er.

For alle søtyper, hvor der er tilstrækkeligt med data, er der en signifikant negativ sammenhæng mellem sigtgybde og indholdet af klorofyl *a* (tabel 6.1.2, 6.1.3). Især for søtype 10 og 12 opnås der i enkeltfaktoranalyserne en høj  $r^2$ -værdi (0,73-0,88). I alle søtyper kommer middeldybden også ud som en signifikant, men positivt forklarende variabel for sigtgybden. I flere af søtyperne har middeldybden en lige så stor eller endda en større forklaringsværdi end indholdet af klorofyl *a*. Dette understreger vanddybdens store betydning for vandets sigtbarhed. Middeldybdens indflydelse på sigtgybden kommer også til udtryk i de multiple analyser. Eksempelvis øges forklaringsværdien i søtype 15 fra 25 % ved kun at anvende indholdet af klorofyl *a* til 75% ved også at inddrage middeldybden. Farvetallet er ligeledes vigtigt for sigtgybden, ikke mindst i de brunvandede søtyper. Således har farvetallet i den multiple regression en større forklaringsværdi for sigtgybden i søtype 5 (32 %), end vanddybde (14 %) og klorofyl *a* (17 %) har. I de øvrige søtyper har farvetallet kun en ringe partiel korrelationskoefficient i den multiple regression. Søarealet er kun signifikant forklarende i tre søtyper og i alle tilfælde med en ringe forklaringsværdi.

Middeldybdens betydelige indflydelse på sigtgybden – inden for især de lavvandede søtyper – betyder, at der med fordel kan stilles søspecifikke krav til sigtgybde. Se nærmere beregninger i afsnit 9.2.

**Tabel 6.1.2.** Sammenhæng mellem sigtgybde (sigt, m) og indhold af klorofyl *a* (klo, µg/l), middeldybde (dyb, m), farve (far) og areal (area, km<sup>2</sup>) i de forskellige danske søtyper. Der er anvendt log<sub>10</sub> transformerede data for middeldybde og areal og data på sommergennemsnitlige værdier af sigtgybde, klorofyl *a* og farvetal. I den multiple analyse er anvendt forward selection (SAS). Der er anvendt data fra overvågningen 1989-2017 (søår). Kun søer >1 ha er medtaget. Søtyper er defineret ved følgende grænser: alkalinitet 0,2 meq/l, farvetal 60 mg Pt/l, ledningsevne 100 mS/m og middeldybde 3 m. Kun søår med data på alkalinitet, farvetal, ledningsevne og middeldybde er medtaget. Analyser er kun vist, hvis der er data fra mindst 10 søår. N angiver antal søår, p angiver signifikansværdien,  $r^2$  angiver Pearsons korrelationskoefficient (i den multiple analyse er der angivet den partielle korrelationskoefficient). Mean square error (MSE) er sat ind i den multiple regression til klorofyl *a* og middeldybde. Multiple regressioner er kun angivet, når der er tale om signifikante sammenhænge (p<0,05).

Søtype	Sammenhæng mellem sigtgybde og klorofyl <i>a</i> , middeldybde, farvetal og areal
1	log sigt= 0,30 – 0,13*log klo, p=0,005, $r^2$ =0,09, n=90 log sigt= 0,13 + 0,43*log dyb, p=0,002, $r^2$ =0,09, n=90 log sigt= 0,47 – 0,21*log far, p=0,004, $r^2$ =0,09, n=90 areal ikke signifikant log sigt= 0,36 – 0,27*log klo + 0,87*log dyb, p<0,001, $r^2_{tot}$ =0,39, $r^2_{klo}$ =0,29, $r^2_{dyb}$ =0,10, n=90, MSE=0,028
2	N=7
5	log sigt= 0,14 – 0,22*log klo, p<0,001, $r^2$ =0,30, n=63 log sigt= -0,20 + 0,26*log dyb, p=0,006, $r^2$ =0,11, n=63 log sigt= 0,66 – 0,39*log far, p<0,001, $r^2$ =0,32, n=63 areal ikke signifikant log sigt= 0,19 – 0,25*log klo + 0,34*log dyb, p<0,001, $r^2_{tot}$ =0,49, $r^2_{klo}$ =0,30, $r^2_{dyb}$ =0,19, n=63, MSE=0,019 log sigt= 0,72 – 0,21*log klo + 0,30*log dyb – 0,27*log far, p<0,001, $r^2_{tot}$ =0,63, $r^2_{chl}$ =0,17, $r^2_{dyb}$ =0,14, $r^2_{far}$ =0,32, n=63, MSE=0,019
6	N=7

9	<p>log sigt= 0,60 – 0,38*log klo, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>=0,46, n=666</p> <p>log sigt= -0,08 + 0,48*log dyb, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>=0,23, n=667</p> <p>log sigt= 0,68 – 0,48*log far, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>=0,18, n=667</p> <p>log sigt= 0,01 + 0,04*log area, p=0,017, r<sup>2</sup>=0,01, n=667</p> <p>log sigt= 0,53 – 0,38*log klo + 0,48*log dyb, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>_tot=0,68, r<sup>2</sup>_klo=0,46, r<sup>2</sup>_dyb=0,22, n=665, MSE=0,017</p> <p>log sigt= 0,62 – 0,37*log klo + 0,45*log dyb – 0,07*log far, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>_tot=0,68, r<sup>2</sup>_chl=0,46, r<sup>2</sup>_dyb=0,22, r<sup>2</sup>_far=0,002, n=665, MSE=0,017</p>
10	<p>log sigt= 1,00 – 0,50*log klo, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>=0,73, n=338</p> <p>log sigt= -0,04 + 0,53*log dyb, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>=0,20, n=338</p> <p>log sigt= 0,99 – 0,56*log far, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>=0,36, n=338</p> <p>areal ikke signifikant</p> <p>log sigt= 0,79 – 0,47*log klo + 0,23*log dyb, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>_tot=0,77, r<sup>2</sup>_klo=0,73, r<sup>2</sup>_dyb=0,03, n=338, MSE=0,016</p> <p>log sigt= 0,73 – 0,45*log klo + 0,27*log dyb – 0,02*log area, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>_tot=0,77, r<sup>2</sup>_chl=0,73, r<sup>2</sup>_dyb=0,03, r<sup>2</sup>_area=0,01, n=337, MSE=0,014</p> <p>log sigt= 0,84 – 0,43*log klo + 0,23*log dyb – 0,08*log far, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>_tot=0,77, r<sup>2</sup>_chl=0,73, r<sup>2</sup>_dyb=0,03, r<sup>2</sup>_far=0,005, n=337, MSE=0,014</p>
11	<p>log sigt= 0,38 – 0,36*log klo, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>=0,31, n=147</p> <p>log sigt= -0,19 + 0,55*log dyb, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>=0,32, n=147</p> <p>log sigt= 0,39 – 0,42*log far, p=0,002, r<sup>2</sup>=0,06, n=147</p> <p>log sigt= -0,26 - 0,08*log area, p=0,013, r<sup>2</sup>=0,04, n=147</p> <p>log sigt= 0,42 – 0,36*log klo + 0,55*log dyb, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>_tot=0,63, r<sup>2</sup>_klo=0,31, r<sup>2</sup>_dyb=0,32, n=146, MSE=0,028</p> <p>log sigt= 0,15 – 0,38*log klo + 0,59*log dyb – 0,20*log far, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>_tot=0,64, r<sup>2</sup>_klo=0,31, r<sup>2</sup>_dyb=0,32, r<sup>2</sup>_far=0,01, n=146, MSE=0,027</p>
12	<p>log sigt= 0,87 – 0,52*log klo, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>=0,88, n=14, MSE=0,005</p> <p>log sigt= -0,30 + 0,64*log dyb, p=0,047, r<sup>2</sup>=0,29, n=14</p> <p>farve ikke signifikant</p> <p>areal ikke signifikant</p> <p>dybde og areal ikke signifikant i multipel regression</p>
13	<p>log sigt= 0,20 – 0,24*log klo, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>=0,25, n=145</p> <p>log sigt= -0,12 + 0,39*log dyb, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>=0,24, n=144</p> <p>log sigt= 0,69 – 0,43*log far, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>=0,15, n=144</p> <p>log sigt= -0,26 - 0,12*log area, p=0,002, r<sup>2</sup>=0,07, n=144</p> <p>log sigt= 0,31 – 0,27*log klo + 0,45*log dyb, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>_tot=0,57, r<sup>2</sup>_klo=0,25, r<sup>2</sup>_dyb=0,32, n=143, MSE=0,022</p> <p>log sigt= 0,71 – 0,26*log klo + 0,42*log dyb – 0,22*log far, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>_tot=0,60, r<sup>2</sup>_klo=0,25, r<sup>2</sup>_dyb=0,32, r<sup>2</sup>_far=0,03, n=140, MSE=0,019</p>
14	N=4
15	<p>log sigt= 0,22 – 0,35*log klo, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>=0,42, n=38</p> <p>log sigt= -0,14 + 0,72*log dyb, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>=0,51, n=39</p> <p>log sigt= 0,83 – 0,62*log far, p=0,022, r<sup>2</sup>=0,13, n=39</p> <p>areal ikke signifikant</p> <p>log sigt= 0,32 – 0,28*log klo + 0,59*log dyb, p&lt;0,001, r<sup>2</sup>_tot=0,75, r<sup>2</sup>_klo=0,25, r<sup>2</sup>_dyb=0,50, n=146, MSE=0,019</p>

**Tabel 6.1.3.** Oversigt over styrken af de empiriske relationer mellem sigtddybde og: klorofyl a, middeldybde, søareal og i en multipel analyse. Kun vist for søtyper, hvor n>9. -: ikke signifikant, +: r<sup>2</sup><=0,25, ++: r<sup>2</sup>=0,25-0,50, +++: r<sup>2</sup>>=0,50.

Søtype	Klorofyl a	Middeldybde	Areal	multipel
1	+	+	-	++
5	++	+	-	++
9	++	+	+	+++
10	+++	+	-	+++
11	++	++	+	+++
12	+++	++	-	+++
13	+	+	+	+++
15	++	+++	-	+++

## 6.2 Termiske forhold

Når man ser bort fra klimaforandringer, er den menneskelige påvirkning af søers termiske forhold primært relevant i forbindelse med anvendelse af søvand som kølevand eller i forbindelse med etableringen af varmeanlæg (søvarmeanlæg). Søvarmeanlæg anvendes i Danmark (se fx <http://www.nedgravning-nedploejning-jordvarme.dk/soevarme.aspx> og <https://www.fmk.dk/borger/miljoe-energi-og-affald/klima-og-energi/det-goer-vi-i-faaborg-midtfyn-kommune/tour-fmk-klima-og-energi/trente-molle-soevarme/>), men formentlig i et begrænset omfang. Så vidt vides, anvendes der i Danmark ikke vand fra søer som kølevand.

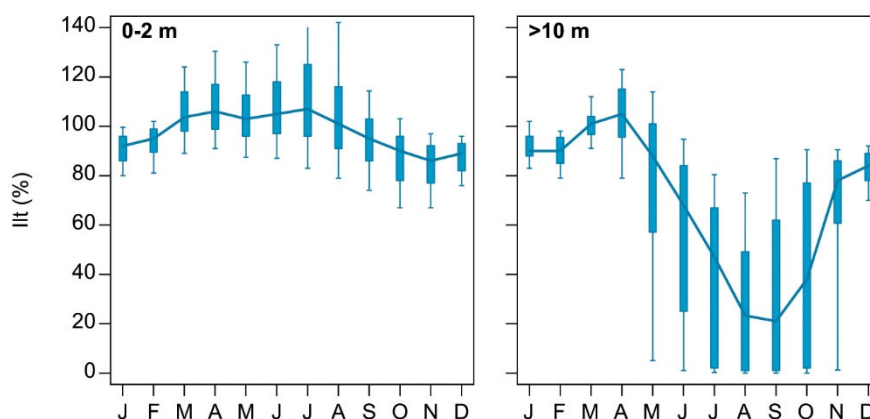
Menneskelige påvirkninger af de termiske forhold og den efterfølgende effekt på de biologiske kvalitetselementer vurderes at være ubetydelig sammenlignet med eksempelvis næringsstofforhold. Der findes dog ingen oplysninger om omfanget eller eventuelle måledata vedr. anvendelsen af søvarme, som kan anvendes til at påvise eventuelle temperaturændringer.

## 6.3 Iltforhold

Søvandets iltindhold er et udtryk for produktion (fotosyntese) og nedbrydning (respiration) af organisk materiale. Ved vandoverfladen vil der hele tiden være en udveksling med atmosfærens iltindhold, og ved sedimentoverfladen vil der være et forbrug af ilt via sedimentets biogeokemiske processer. I næringsrige søer kan iltmætningen i vandlag med stor primærproduktion (ofte i de øverste vandlag) blive væsentlig over 100 %.

Iltmætningen kan blive under 100 %, hvis respirationsprocesserne foregår hurtigere, end der tilføres nyt ilt. Hvis søen ikke er isdækket, eller der ikke er specielle forhold, der gør sig gældende, som eksempelvis en stor respiration via et tæt plantedække, er det dog sjældent, at iltmætningen i overfladen bliver meget under 100 %. Langt størstedelen af overfladevandets iltmætning i danske søer ligger således over 80 % gennem hele året (Søndergaard m.fl., 2018, Fig. 6.3.1). I overvågningen af de danske søer måles iltindholdet i overfladevandet og i lagdelte søer også som en dybdeprofil.

**Figur 6.3.1.** Iltmætning gennem sæsonen i danske søer målt i overfladen (0-2 m) og i bundvandet (>10 m's dybde). Boksene viser 10, 25, median, 75 og 90% fraktiler. Bokse er forbundet ved medianværdier. Figuren er fra Søndergaard m.fl. (2018).



I forhold til at vurdere menneskelig påvirkning af iltforhold vil overfladevandet lettere blive overmættet, desto mere næringsrig søen er, men det kan være en vanskelig parameter at anvende, fordi iltmætning også er stærkt påvirket af klimatiske forhold, ikke mindst vinden. I de dybe og lagdelte søer vil hurtigheden og omfanget af, hvormed der udvikles lave iltkoncentrationer, kunne være et

udtryk for sedimentets iltforbrug og dermed også indirekte for mængden af organisk stof, der produceres og bundfældes, og altså i sidste ende søens grad af eutrofiering. Disse sammenhænge er også anvendt i udenlandske analyser, hvor man bl.a. har anvendt et indeks, "hypoxic factor", der kvantificerer graden og antal dage af iltfrie eller næsten iltfrie forhold (Nürnberg, 2002).

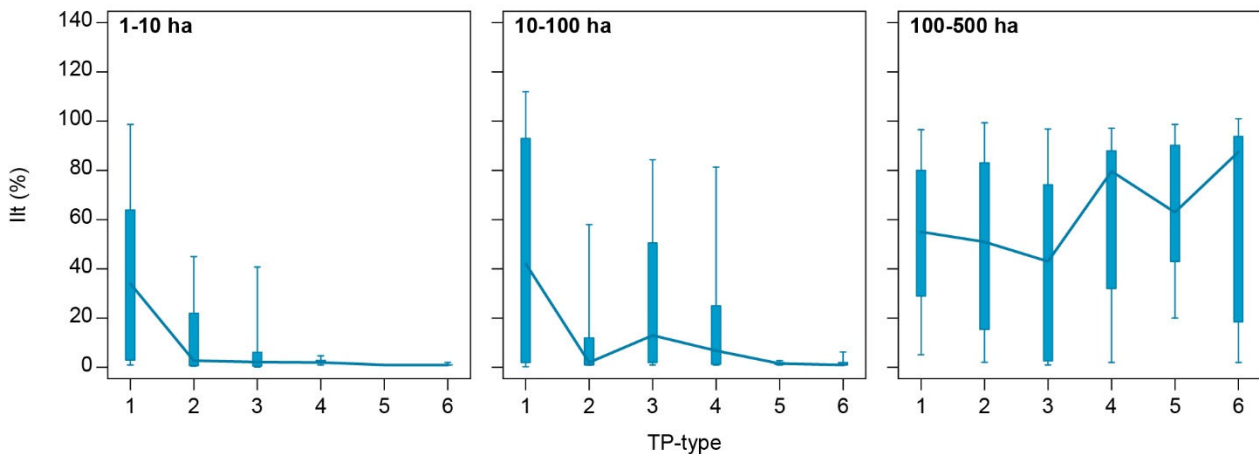
De laveste iltkoncentrationer i bundvandet af de lagdelte danske søer ses generelt i august og på det dybeste vand (Fig. 6.3.1). I dette afsnit vurderes ilt-data fra bundvandet af lagdelte søer i forskellige dybder med henblik på at afgøre, om det kan være en proxy for indholdet af TP i overfladevandet og dermed være relevant at anvende som støtteelement. Mere omfattende analyser af lagdelte søers udvikling af lave iltkoncentrationer i bundvandet og antallet af dage med lave iltkoncentrationer i forhold til næringsstofindhold og morfologiske forhold vil kræve mere detaljerede analyser af de enkelte vandlag og ændringer i iltindhold i tid og rum, og helst også en bedre tidsopløsning end de tilgængelige data.

### 6.3.1 Iltprofiler

Data vedr. iltprofiler i danske søer er tidligere vist (Søndergaard m.fl., 2018). Her vises kun enkelte udvalgte figurer. Eksempelvis illustrerer Fig. 6.3.2, hvordan iltmætningen om sommeren i dybder under 5 m kommer tættere og tættere på 0, jo mere næringsrige søerne er. Dette gælder dog ikke for de større søer mellem 100 og 500 ha, hvor der er store variationer, men hvor der som medianværdi stadigvæk er ilt til stede i dybder under 5 m. Dette hænger formentlig sammen med, at springlaget ligger dybere i de større søer, og at de lave iltkoncentrationer først ses på de lidt større vanddybder. Iltindholdet i bundvandet har betydning for næringsstofudvekslingen mellem sediment og det overliggende vand samt for dyrelivets (fisk, bentiske makroinvertebrater) levemuligheder på det dybe vand.

I tabel 6.3.1 er der vist korrelationskoefficienter mellem iltmætningsprocent i søer med forskellig størrelse, målt i forskellige måneder og i forskellige vanddybder i forhold til det sommergennemsnitlige indhold af TP i overfladevandet. Generelt er der tale om ret svage relationer, og der er en tendens til, at de stærkeste korrelationskoefficienter i de mindre søer (<10 ha) opnås ved målinger først på sommeren (juni og juli), mens relationerne er stærkest ved målinger sidst på sommeren (august) i søerne på 10-100 ha. Årsagen kan være, at iltindholdet i næsten alle de mindre søer er meget lave i august og tæt på 0, så relationen bliver ringere. I søerne mellem 100 og 500 ha er der generelt tale om svage relationer uanset dybder og tidspunkt på sommeren.

Hvis der ikke tages højde for søstørrelse, opnås den stærkeste relation til TP ved dybder >10 m og målinger fra juli ( $r^2=0,11$ , data ikke vist). Anvendes denne tilgang, vil det dog udelukke søer med vanddybder over 11 m, og den er derfor ikke anvendelig for flertallet af de lagdelte søer. Hvis søer med vanddybder større end 6 m, men mindre end 11 m, anvendes, er  $r^2$ -værdien altid lav, og i ingen kombinationer af sommermåneder (juni, juli, august) overstiger  $r^2$ -værdien 0,05 (tabel 6.3.1). Der er derfor ikke noget, der tyder på, at det er muligt at finde en god proxy for bundvandets iltindhold. Iltmætningen i bundvandet er derfor heller ikke medtaget i de multivariate analyser.



**Figur 6.3.2.** Iltindholdet (%-mætning) på vanddybder større end 5 m i tre størrelsesklasser af danske søer målt i juni, juli og august. Søerne er grupperet efter koncentrationen af TP. TP-type 1: 0-0,025 mg/l, TP-type 2: 0,025-0,050 mg/l, TP-type 3: 0,050-0,100 mg/l, TP-type 4: 0,100-0,150 mg/l, TP-type 5: 0,150-0,200 mg/l, TP-type 6: 0,200-0,300 mg/l. Boksene viser 10, 25, median, 75 og 90 % fraktiler. Bokse er forbundet ved medianværdier.

**Tabel 6.3.1.** Korrelationskoefficienter mellem iltmætningsprocent i søer med forskellig størrelse, forskellige måneder og forskellige vanddybder i forhold til sommergennemsnitlig TP-koncentration i overfladevandet. Både ilt- og fosfordata er logaritmetransformeret før regression. Alle søtyper, alle år og alle dybder er medtaget. i.s.: ikke signifikant ( $p > 0,05$ ). Der er kun anvendt data med TP-koncentrationer under 0,4 mg/l. Der er angivet korrelationskoefficient og antal data ( $r^2/n$ ), der indgår i analysen.

Dybde/ måned	<10 ha			10-100 ha			100-500 ha		
	juni	juli	august	juni	juli	august	juni	juli	august
>4 m	0,17/364	0,18/322	0,13/329	0,03/1134	0,02/1070	0,05/1075	0,02/1124	0,04/1100	i.s./1115
>5 m	0,21/268	0,17/226	0,15/242	0,02/877	0,02/836	0,05/851	0,02/1041	0,05/1011	i.s./1027
>6 m	0,22/205	0,15/167	0,10/178	0,02/667	0,03/657	0,07/665	0,03/965	0,06/931	i.s./949
>7 m	0,21/146	0,13/119	0,06/117	0,03/509	0,07/522	0,14/518	0,03/888	0,08/849	i.s./861
>8 m	0,20/98	0,11/78	i.s./78	0,07/392	0,12/417	0,28/398	0,03/812	0,08/782	0,01/788
>9 m	0,20/65	0,11/55	i.s./52	0,10/303	0,18/329	0,39/310	0,03/741	0,09/713	0,02/718
>10 m	0,20/38	i.s./35	i.s./31	0,16/224	0,28/247	0,47/232	0,04/679	0,09/652	0,04/652

### 6.3.2 Sammenhæng til de biologiske kvalitetselementer

På baggrund af de ret svage sammenhænge mellem iltindhold gennem sommeren og vandets dybde (tabel 6.3.1), er der ikke søgt etableret empiriske sammenhænge mellem søvandets iltindhold og de biologiske kvalitetselementer.

## 6.4 Salinitet

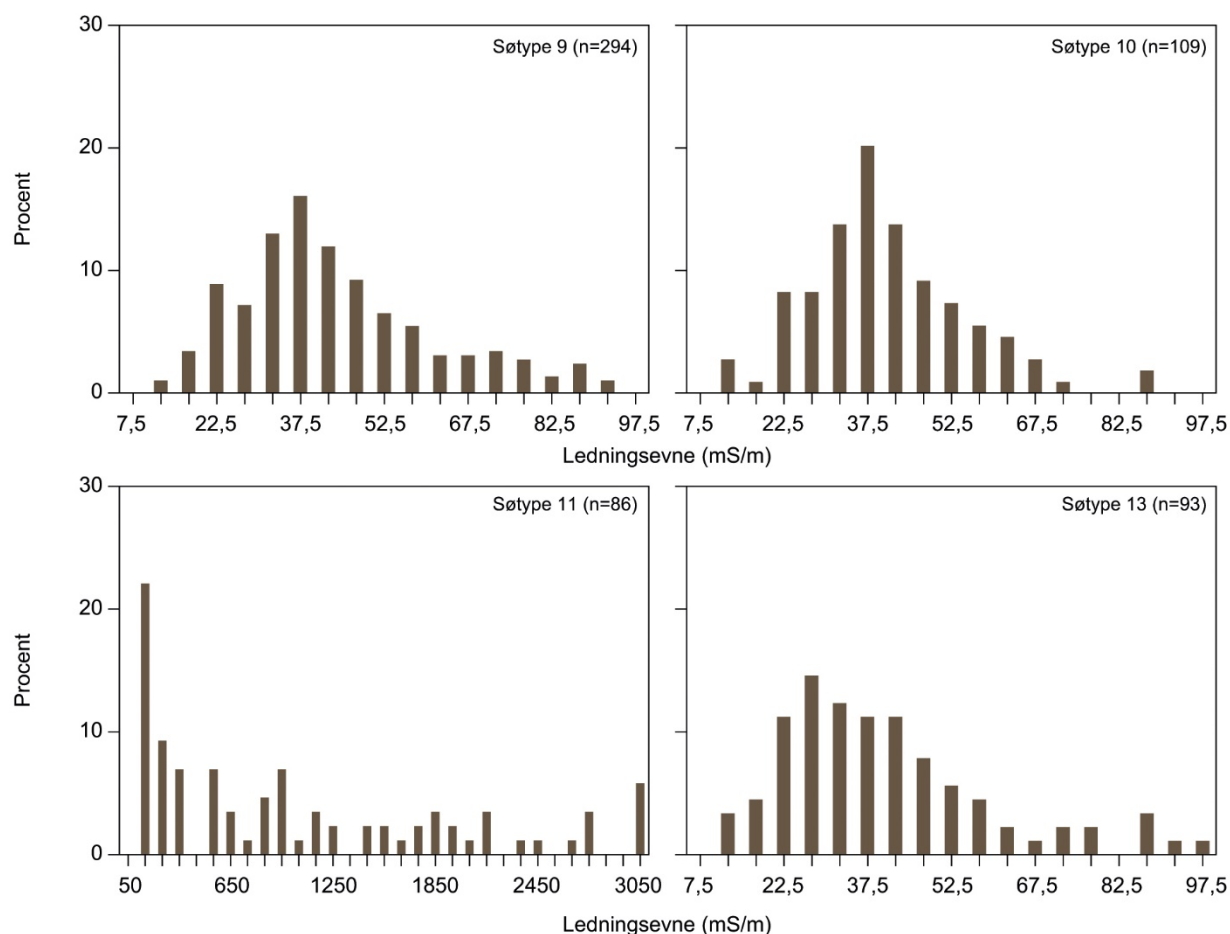
Søers saltholdighed (salinitet) har betydning for mange organismetyper og indgår derfor også i den danske søtypologi. Her fastsættes grænsen mellem ferskvandssøer og brakvandssøer ved en salinitet på 0,5 ‰, svarende til en ledningsevne på ca. 100 mS/m (Søndergaard m.fl., 2018). I de fleste tilfælde er varierende salinitet et naturligt fænomen i brakvandssøer betinget af klimatiske og afstrømningsmæssige forhold. Saliniteten kan til dels været menneskeligt styret via eksempelvis slusepraksis. I nogle sammenhænge, hvor det er muligt til en vis grad at regulere saliniteten, har dette været et forvaltningsmæssigt redskab i forhold til at forbedre vandkvaliteten. Dette kan enten være ved at undgå for høj en salinitet, og dermed bevare muligheden for en kontrol af fytoplanktonmængden via store filtrerende ferskvandsdyreplanktongrupper som *Daphnia* som foreslået for Vejlerne - et stort brakvandsområde nord

for Limfjorden (Jeppesen m.fl. 2002; Jeppesen m.fl., 2007), eller ved at fastholde en forholdsvis høj salinitet, der sikrer en filtreringskapacitet fra sandmusling, som set i Ringkøbing Fjord (Ringkøbing amt, 2005).

Det giver ikke mening at tale om et generelt salinitetsniveau for brakvandsøer, idet denne afhænger af specifikke oplandsmæssige, klimatiske og morfologiske forhold. Om nødvendigt må der søges fastsat søspecifikke salinitetsniveauer under menneskeligt upåvirkede forhold.

#### 6.4.1 Forskellige søtyper

Saliniteten måles som ledningsevne som standard i det danske overvågningsprogrammers feltmålinger. Data om ledningsevne i de fire søtyper med fleste data er vist i Fig. 6.4.1. De tre ferske søtyper (9, 10 og 13) ligner meget hinanden i fordelingen af ledningsevne, mens den brakke søtype 11 naturligvis har en væsentlig højere ledningsevne. Ledningsevnen i søer af type 11 er meget varierende, som et udtryk for at den brakke søtype er en meget heterogen søtype gående fra det meget lidt brakke med en salinitet under 1‰ (over 20‰ har en ledningsevne under 200 mS/m) til søer med en salinitet over 15‰ (omkring 5% af søerne).



**Figur 6.4.1.** Fordelingen af sommergennemsnitlig ledningsevne i de fire søtyper med flest data. Bemærk, at den brakke søtype 11 har en anden skala end de tre andre søtyper. For de tre ferske søtyper er der vist skridt på 5 mS/m, mens skridtene i den brakke søtype er på 100 mS/m. n angiver antallet af søer (hvis der forefindes flere års målinger for perioden 2010-2017 fra samme sø, er der anvendt et gennemsnit pr. sø).



## 6.4.2 Sammenhæng til de biologiske kvalitetselementer

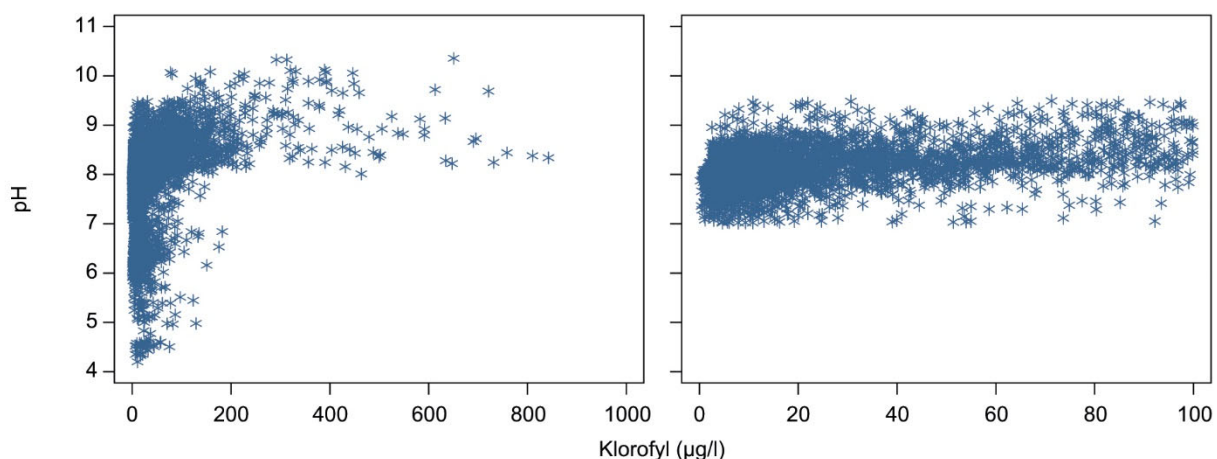
På grund af de store naturlige forskelle i brakvandssøernes salinitet giver det ikke mening at lave empiriske sammenhænge mellem salinitet og de tre biologiske kvalitetselementer.

## 6.5 Forsuringstilstand

Søers forsureningstilstand afhænger især af de jordbundsmæssige forhold, hvor søen er placeret. Kalkrige forhold, som findes i det meste af Danmark, giver en høj alkalinitet og stor bufferkapacitet over for påvirkninger og tilførsel af forsurende stoffer (se også Søndergaard m.fl., 2018). Derfor er langt de fleste danske søer kalkrige og ikke forsurede.

Søers forsureningstilstand kommer til udtryk i søvandets pH-værdi, som i det lavalkaline område er tæt knyttet til søernes alkalinitet (Søndergaard m.fl., 2018). Søers alkalinitet anvendes i forbindelse med fastsættelsen af søtyper, hvor der anvendes en alkalinitet på 0,2 meq/l til at afgrænse de kalkfattige (lavalkaline) fra de kalkrige søer.

I næringsrige søer kan en høj primærproduktion bevirke, at pH-værdien forskydes langt op i det basiske område. Der er eksempelvis målt pH-værdier langt over 10 i den hypereutrofe sø Søbygaard Sø. Sammenhængen mellem høj næringsstofindhold, høj fytoplanktonbiomasse, stor primærproduktion og høje pH-værdier giver mulighed for at koble indhold af klorofyl a til pH i det basiske område. Der er tydeligvis også en øget pH ved øget indhold af klorofyl a, men det er med store variationer; ved et klorofylindhold omkring eksempelvis 25 µg/l varierer pH-værdien ofte med én enhed, men også op til omkring to enheder (Fig. 6.5.1).

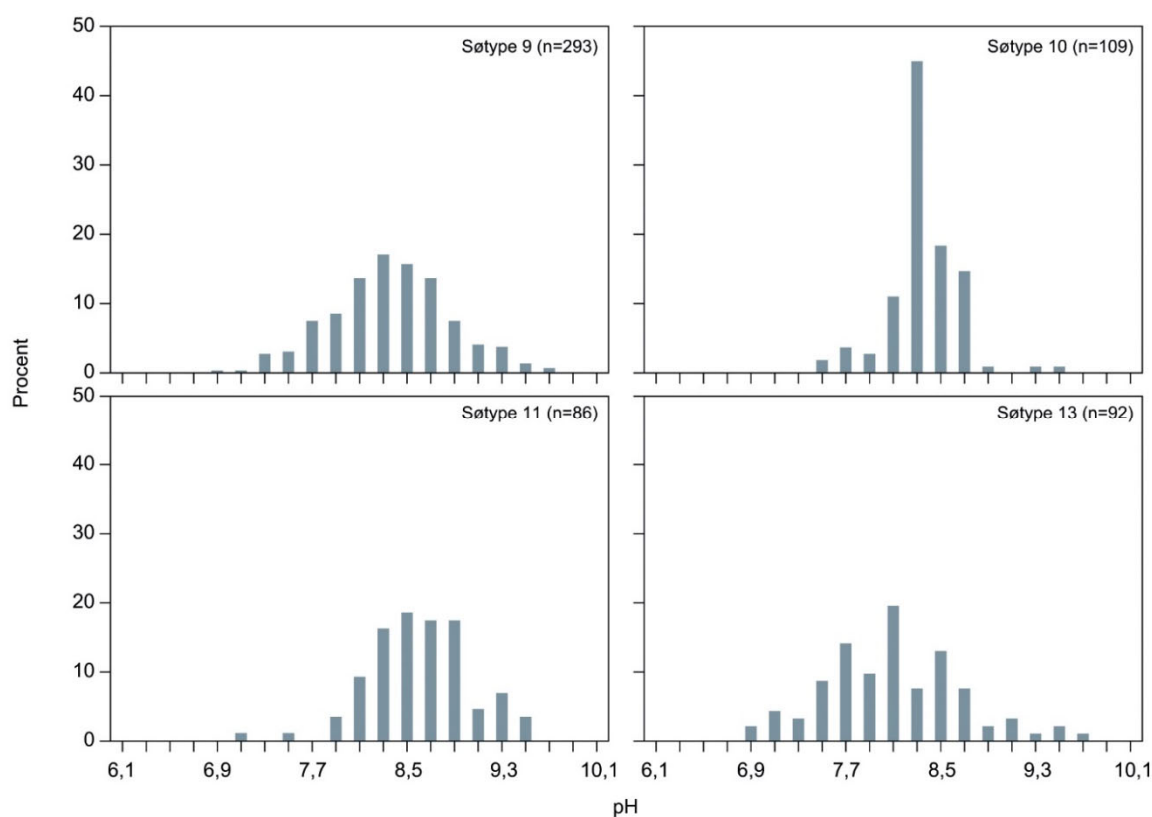


**Figur 6.5.1.** Sammenhæng mellem pH og indhold af klorofyl. Baseret på månedlige gennemsnit for 1989-2017 (n=4.165). Højre figur viser et udsnit, hvor klorofylkoncentrationen er mindre end 100 µg/l og pH mellem 7 og 10.

### 6.5.1 Forskellige søtyper

Fordelingen af pH og alkalinitet i danske søer (>5 ha og 1-5 ha) er tidligere vist i Søndergaard m.fl. (2018). Hovedparten af de danske søer er kalkrige, og kun 8 % af søerne over 5 ha har en alkalinitet under 0,2 meq/l. Tilsvarende er pH-værdien i de fleste danske søer omkring det neutrale eller i det basiske område. Kun ca. 2 % af de danske søer over 5 ha har en sommergennemsnitlig pH under 5. Fig. 6.5.2 og Fig. 6.5.3 viser fordelingen af henholdsvis pH- og

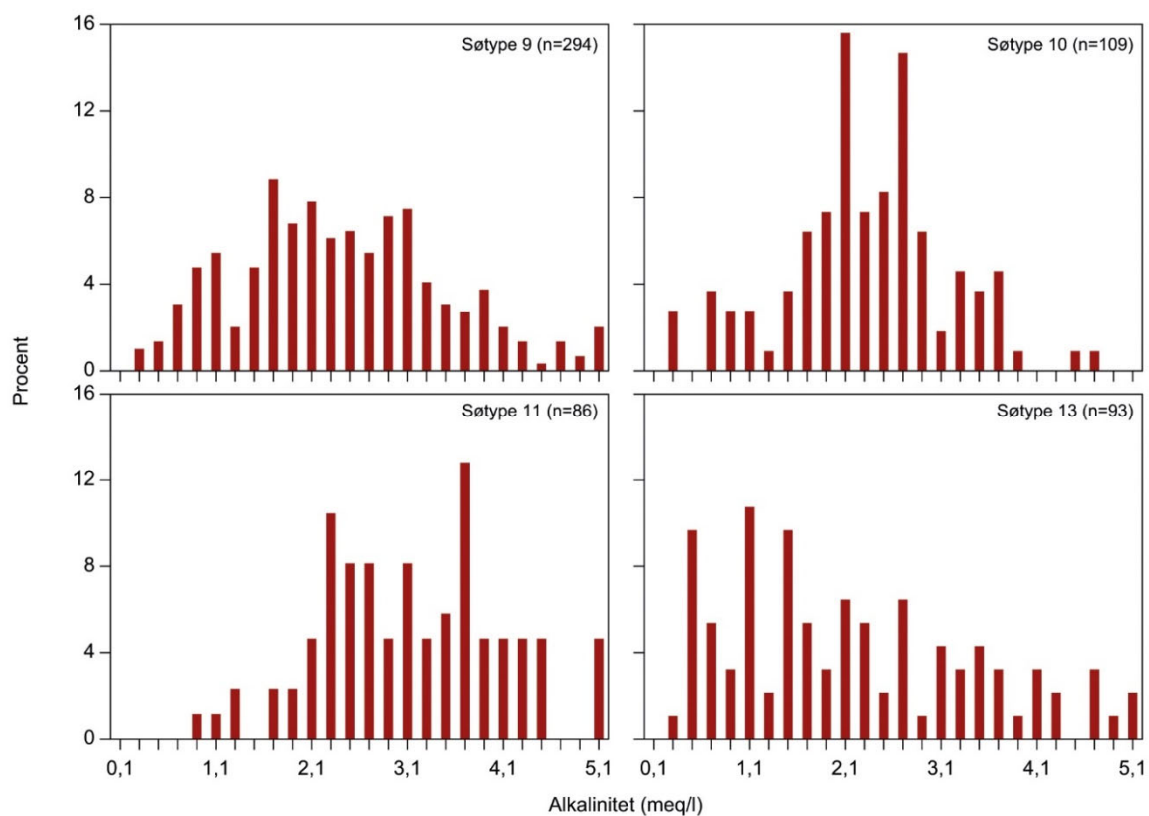
alkalinitetsværdier i de fire danske søtyper med flest data. Overordnet set er der kun mindre forskelle mellem disse fire ikke-kalkfattige søtyper, men en tendens til en lidt højere alkalinitet i søtype 11 og en lidt lavere alkalinitet i søtype 13. I søtype 10 har næsten alle søer pH-værdier mellem 8 og 9, mens der er større spredning i de andre søtyper.



**Figur 6.5.2.** Fordelingen af pH (sommerrmiddel) i de fire søtyper med flest data. Der er vist skridt på 0,2 pH-enheder. n angiver antallet af søer (hvis der forefindes flere års målinger i samme sø for perioden 2010-2017, er der anvendt et gennemsnit pr. sø).

### 6.5.1 Sammenhæng til de biologiske kvalitetselementer

I tabel 6.5.1 og 6.5.2 er der angivet analyser for de empiriske sammenhænge mellem pH, alkalinitet og tre biologiske kvalitetselementer. Både pH og alkalinitet er koblet til næringsstofindhold (høj pH ved stor primærproduktion og ofte næringsfattige forhold ved lav alkalinitet), så signifikante relationer til de biologiske kvalitetselementer er formentlig eutrofieringsbetingede og ikke en direkte effekt af alkalinitet eller pH. De få signifikante sammenhænge og de tilbageberegne værdier af alkalinitet og pH ved EQR=0,6 angiver da også niveauer, som normalt ses i disse ikke-kalkfattige søtyper



**Figur 6.5.3.** Fordelingen af alkalinitet (sommerrmiddel) i de fire søtyper med flest data. Der er vist skridt på 0,2 meq/l. Sidste kolonne viser værdier større end 5 meq/l. n angiver antallet af søer (hvis der forefindes flere års målinger fra samme sø for perioden 2010-2017, er der anvendt et gennemsnit pr. sø).

**Tabel 6.5.1.** Sammenhæng mellem log<sub>10</sub> transformerede alkalinitet (TA) og EQR-værdien for de tre biologiske kvalitetselementer: makrofyter (mak-EQR), fytoplankton (fyto-EQR) og fisk (fisk-EQR). "Ikke signifikant" angiver en p-værdi >0,05. Angivet er antal søer (n), der indgår i analysen, p-værdi og forklaringsværdien (r<sup>2</sup>). Analysen er kun vist for søtyper, hvor n>9. I kolonnen yderst til højre er angivet en "direkte oversættelse" ved at bruge den empiriske sammenhæng til at tilbageberegne sigtddybde ved god-moderat grænse (EQR= 0,6 for makrofyter og fytoplankton og 0,54 for fisk).

Søtype	Kvalitets- element	Sammenhæng mellem alkalinitet og EQR-værdi for makrofyter, fytoplankton og fisk	TA ved god-mod grænse
1	Mak	Ikke signifikant, n=14	-
	Fyto	N=6	-
	Fisk	N=0	-
2	Mak	N=5	-
	Fyto	N=0	-
	Fisk	N=0	-
5	Mak	Ikke signifikant, n=20	-
	Fyto	N=3	-
	Fisk	N=0	-
6	Mak	N=4	-
	Fyto	N=0	-
	Fisk	N=0	-
9	Mak	log TA= 0,50 - 0,30*mak-EQR, p<0,001, r <sup>2</sup> =0,05, n=240	2,09
	Fyto	ikke signifikant, n=68	-
	Fisk	log TA= 0,39 - 0,15*fisk-EQR, p=0,020, r <sup>2</sup> =0,05, n=121	2,04
10	Mak	log TA= 0,58 - 0,47*mak-EQR, p=0,002, r <sup>2</sup> =0,12, n=77	1,99
	Fyto	log TA= 0,55 - 0,51*fyto-EQR, p=0,049, r <sup>2</sup> =0,17, n=24	1,75
	Fisk	ikke signifikant, n=40	-
11	Mak	Ikke signifikant, n=64	-
	Fyto	Ikke signifikant, n=17	-
	Fisk	N=0	-
12	Mak	N=2	-
	Fyto	N=0	-
	Fisk	N=0	-
13	Mak	Ikke signifikant, n=56	-
	Fyto	N=0	-
	Fisk	log TA= 0,54 - 0,85*fisk-EQR, p=0,010, r <sup>2</sup> =0,44, n=14	1,21
14	Mak	N=5	-
	Fyto	N=0	-
	Fisk	N=0	-
15	Mak	Ikke signifikant, n=19	-
	Fyto	N=0	-
	Fisk	N=0	-

**Tabel 6.5.2.** Sammenhæng mellem pH- og EQR-værdien for de tre biologiske kvalitetselementer: makrofyter (mak-EQR), fytoplankton (fyto-EQR) og fisk (fisk-EQR). "Ikke signifikant" angiver en p-værdi >0,05. Angivet er antal søer (n), der indgår i analysen, p-værdi og forklaringsværdien ( $r^2$ ). Analysen er kun vist for søtyper, hvor  $n > 9$ . I kolonnen yderst til højre er angivet en "direkte oversættelse" ved at bruge den empiriske sammenhæng til at tilbageberegne pH ved god-moderat grænse (0,6 for makrofyter og fytoplankton og 0,54 for fisk).

Søtype	Kvalitets- element	Sammenhæng mellem pH og EQR-værdi for makrofyter, fytoplankton og fisk	pH ved god-mod grænse
1	Mak	Ikke signifikant, n=14	-
	Fyto	N=6	-
	Fisk	N=0	-
2	Mak	N=5	-
	Fyto	N=0	-
	Fisk	N=0	-
5	Mak	Ikke signifikant, n=20	-
	Fyto	N=5	-
	Fisk	N=0	-
6	Mak	N=6	-
	Fyto	N=0	-
	Fisk	N=0	-
9	Mak	Ikke signifikant, n=237	-
	Fyto	pH= 9,00 – 1,08*fyto-EQR, p<0,001, $r^2=0,20$ , n=67	8,35
	Fisk	Ikke signifikant, n=119	-
10	Mak	Ikke signifikant, n=77	-
	Fyto	pH= 8,85 – 0,93*fyto-EQR, p=0,004, $r^2=0,32$ , n=24	8,29
	Fisk	ikke signifikant, n=40	-
11	Mak	Ikke signifikant, n=64	-
	Fyto	pH= 9,46 – 1,57*fyto-EQR, p=0,002, $r^2=0,47$ , n=17	8,52
	Fisk	N=0	-
12	Mak	N=2	-
	Fyto	N=0	-
	Fisk	N=0	-
13	Mak	Ikke signifikant, n=55	-
	Fyto	N=0	-
	Fisk	Ikke signifikant, n=14	-
14	Mak	N=5	-
	Fyto	N=0	-
	Fisk	N=0	-
15	Mak	Ikke signifikant, n=19	-
	Fyto	N=0	-
	Fisk	N=0	-

## 6.6 Næringsstofforhold

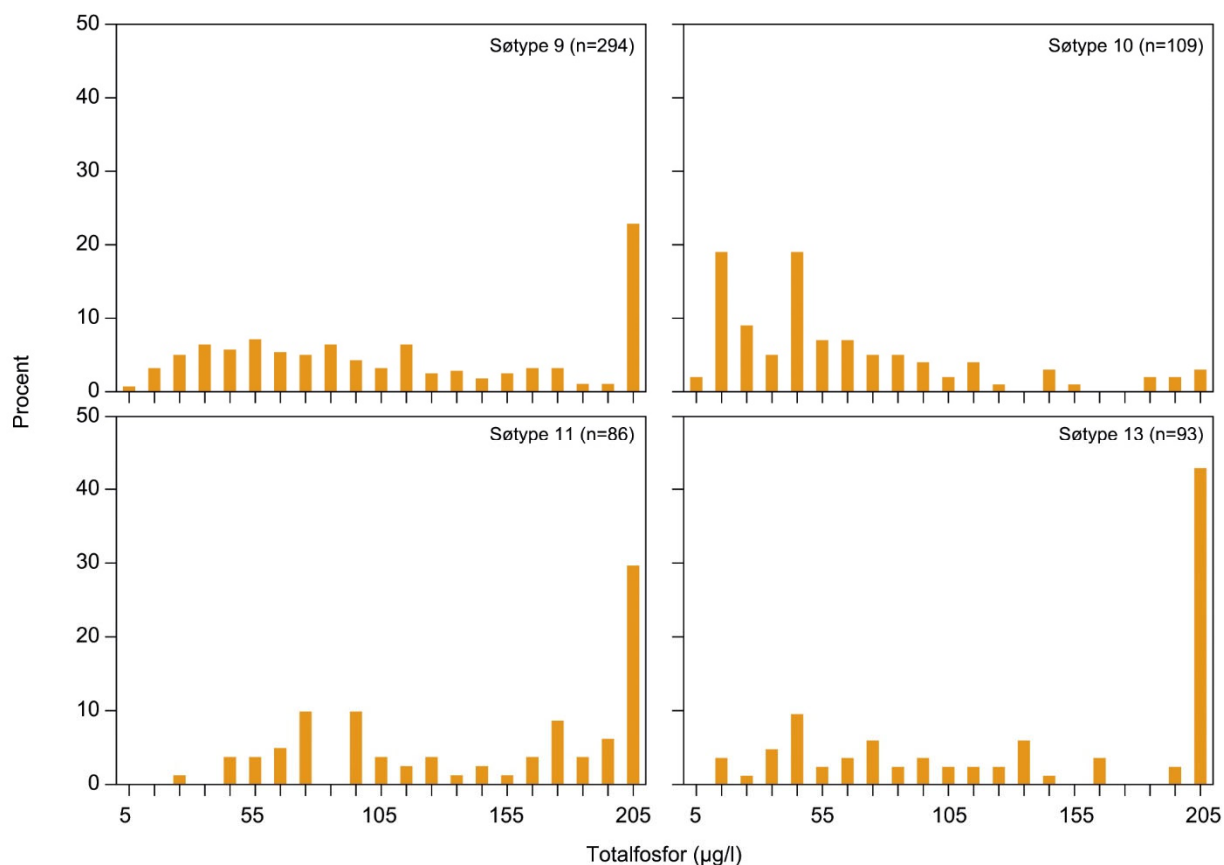
Søers næringsstofforhold er altafgørende i forhold til at opfylde kravet om mindst god økologisk tilstand. Høj tilførsel af især fosfor og i nogen sammenhænge også kvælstof er således den primære årsag til, at mange søer ikke opnår god økologisk tilstand. Alle de tre biologiske kvalitetselementer, der p.t. anvendes til at vurdere den økologiske tilstand, er udviklet, så de først og fremmest udtrykker tilgængeligheden af næringsstoffer. Tilsvarende er de danske vandområdeplaner udarbejdet ud fra princippet om, at forbedret tilstand skal opnås via reduceret fosfortilførsel. På flere måder spiller kvælstof dog også en betydelig rolle for søernes tilstand, og en reduktion af kvælstoftilførslen kunne derfor også være et relevant redskab til at forbedre tilstanden i søer. I brakvandssøer ses der ofte en bedre sammenhæng med indholdet af kvælstof end

med indholdet af fosfor, og dette antyder klart, at reduceret kvælstoftilførsel også kan være en måde at forbedre tilstanden på, ikke mindst i disse søtyper.

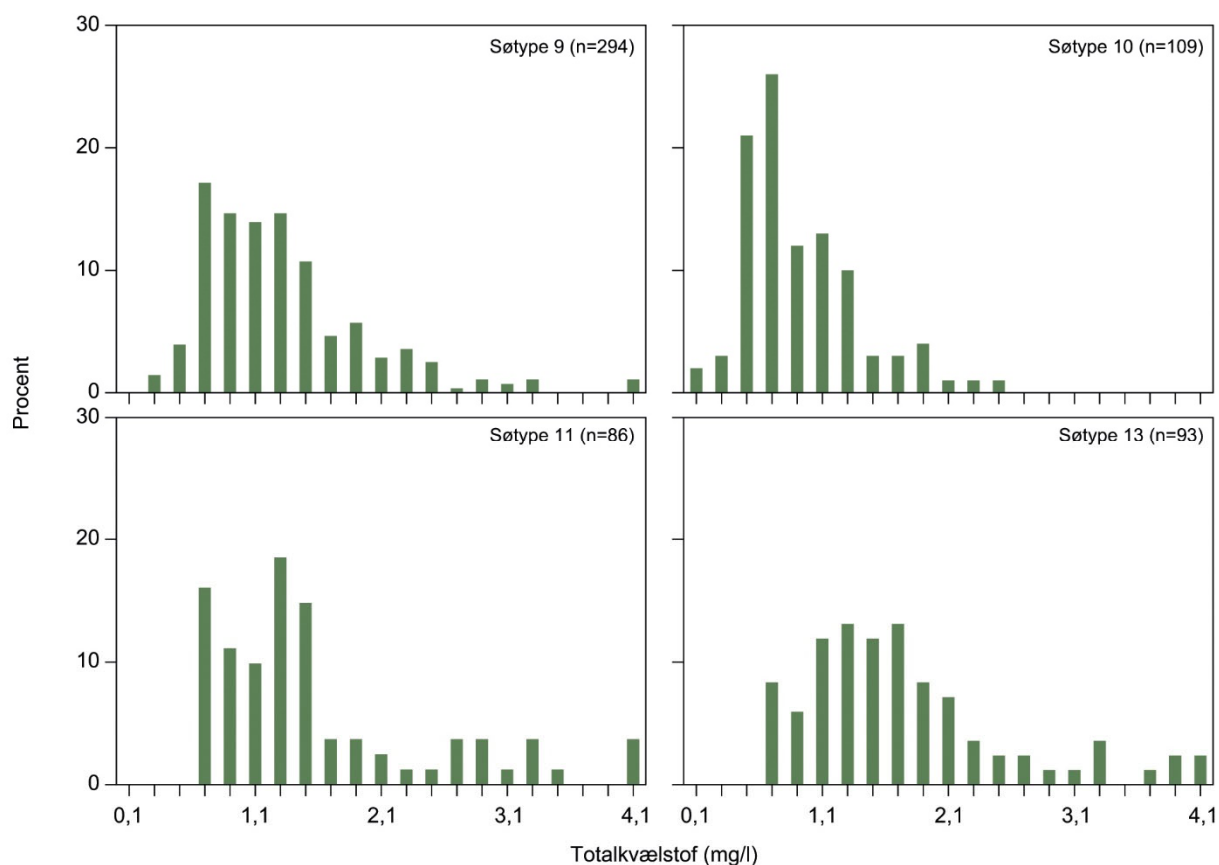
### 6.6.1 Forskellige søtyper

Danske søers indhold af næringsstoffer er tidligere præsenteret i en række rapporter og sammenhænge, blandt andet i de årlige afrapporteringer af NO-VANA-overvågningen, så her er blot vist figurer med fordelingen af TP og TN i de fire søtyper med flest data (Fig. 6.6.1 og 6.6.2).

Indholdet af TP er meget varierende i de fire viste søtyper, men både i søtype 9, 11 og 13 udgør andelen af søer med TP koncentrationer over 0,2 mg/l en stor andel; størst er den i den brunvandede søtype 13 og den brakke søtype 11. TP-koncentrationerne er mindst i den dybe søtype 10, hvor de fleste søer har koncentrationer under 0,07 mg/l. TN-koncentrationerne er ikke helt så varierende i de fire søtyper, men også her er koncentrationerne generelt lavest i søtype 10, hvor omkring halvdelen af søerne har koncentrationer under 0,8 mg/l.



**Figur 6.6.1.** Fordelingen af totalfosfor (sommermiddel) i de fire søtyper med flest data. Der er vist skridt på 10 µg/l, og første kolonne repræsenterer således værdier mellem 0 og 10 µg/l. Sidste kolonne viser andelen af søer med totalfosfor større end 200 µg/l. n angiver antallet af søer (hvis der forefindes flere års målinger fra samme sø for perioden 2010-2017, er der anvendt et gennemsnit pr. sø).



**Figur 6.6.2.** Fordelingen af TN (sommermiddel) i de fire søtyper med flest data. Der er vist skridt på 0,2 mg/l, og første kolonne repræsenterer således værdier mellem 0 og 0,2 mg/l. Sidste kolonne viser andelen af søer med TN større end 4 mg/l. n angiver antallet af søer (hvis der forefindes flere års målinger fra samme sø for perioden 2010-2017, er der anvendt et gennemsnit pr. sø).

### 6.6.2 Sammenhæng til de biologiske kvalitetselementer

Sammenhæng mellem danske søers fosfor- og kvælstofindhold er tidligere vist i en række rapporter og publikationer og vil ikke blive gentaget her. Dog er der i det næste afsnit vist de empiriske sammenhænge mellem klorofyl *a* og TP og TN. Disse sammenhænge anvendes i afsnit 8 til at beregne, hvilket næringsstofindhold den anvendte klorofylgrænse mellem god og moderat økologisk tilstand svarer til i de forskellige søtyper.

### 6.6.3 Fosfor og kvælstof i forhold til klorofyl *a*

I tabel 6.6.1 er vist de empiriske sammenhænge mellem de forskellige søtyper indhold af klorofyl *a* og indholdet af TP og TN. Forklaringsværdien er for de fleste søtyper højest til TP, men varierer mellem 0 %/ingen signifikant sammenhæng i søtype 12 til 65 % i søtype 1. En oversigt over styrken af de empiriske sammenhænge er vist i tabel 6.6.2.

I de to brakke søtyper (søtype 11 og søtype 15) er forklaringsværdien større for TN end for TP. I den multiple analyse er TN kun signifikant i søtype 11 og søtype 15. Disse sammenhænge understreger dermed, som tidligere vist og omtalt, kvælstofs betydende rolle i brakvandssøer, og at regulering af kvælstoftilførslen kunne være et virkemiddel til at forbedre tilstanden især i disse søtyper.

**Tabel 6.6.1.** Sammenhæng mellem indhold af klorofyl *a* (klo, µg/l) og TP (mg/l) og TN (mg/l). Der er vist log10 transformerede data på sommergennemsnitlige værdier. I den multiple analyse er der anvendt forward selection (SAS). Der er anvendt data fra overvågningen 1989-2017 (søår). Kun søer >1 ha er medtaget. Søtyper er defineret ved følgende grænser: alkalinitet 0,2 meq/l, farvetal 60 mg Pt/l, ledningsevne 100 mS/m og middeldybde 3 m. Kun søår med data på alkalinitet, farvetal, ledningsevne og middeldybde er medtaget. Analyser er kun vist, hvis der er data fra mindst 10 søår. N angiver antal søår, p angiver signifikansværdien, r<sup>2</sup> angiver Pearsons korrelationskoefficient (i den multiple analyse er den partielle korrelationskoefficient angivet). Mean square error (MSE) er sat ind for regressionerne til TP og TN.

Søtype	Sammenhæng mellem log klorofyl <i>a</i> og log TP, log TN, og log TP + log TN
1	log klo= 2,72 + 1,19*log TP, p<0,001, r <sup>2</sup> =0,65, n=94, MSE=0,085 log klo= 1,21 + 1,68*log TN, p<0,001, r <sup>2</sup> =0,43, n=94, MSE=0,140 TN ikke signifikant i den multiple analyse
2	N=6
5	log klo= 2,65 + 0,97*log TP, p<0,001, r <sup>2</sup> =0,51, n=69, MSE=0,112 log klo= 1,50 + 1,32*log TN, p<0,001, r <sup>2</sup> =0,25, n=69, MSE=0,171 TN ikke signifikant i den multiple analyse
6	N=7
9	log klo= 2,24 + 0,67*log TP, p<0,001, r <sup>2</sup> =0,37, n=676, MSE=0,115 log klo= 1,50 + 0,88*log TN, p<0,001, r <sup>2</sup> =0,22, n=676, MSE=0,142 log klo= 2,08 + 0,37*log TP + 0,42*log TN, p<0,001, r <sup>2</sup> _tot=0,41, r <sup>2</sup> _tp=0,37, r <sup>2</sup> _tn=0,04 n=326
10	log klo= 2,42 + 0,86*log TP, p<0,001, r <sup>2</sup> =0,55, n=326, MSE=0,081 log klo= 1,31 + 0,97*log TN, p<0,001, r <sup>2</sup> =0,29, n=327, MSE=0,126 log klo= 2,24 + 0,72*log TP + 0,50*log TN, p<0,001, r <sup>2</sup> _tot=0,61, r <sup>2</sup> _tp=0,55, r <sup>2</sup> _tn=0,06 n=325
11	log klo= 2,12 + 0,58*log TP, p<0,001, r <sup>2</sup> =0,21, n=144, MSE=0,145 log klo= 1,46 + 1,09*log TN, p<0,001, r <sup>2</sup> =0,39, n=144, MSE=0,112 TP ikke signifikant i den multiple analyse
12	TP ikke signifikant, n=14 TN ikke signifikant, n=14
13	log klo= 2,11 + 0,65*log TP, p<0,001, r <sup>2</sup> =0,39, n=147, MSE=0,154 log klo= 1,27 + 1,45*log TN, p<0,001, r <sup>2</sup> =0,30, n=147, MSE=0,176 log klo= 1,82 + 0,48*log TP + 0,72*log TN, p<0,001, r <sup>2</sup> _tot=0,43, r <sup>2</sup> _tp=0,39, r <sup>2</sup> _tn=0,05 n=146
14	N=4
15	log klo= 2,03 + 0,52*log TP, p<0,001, r <sup>2</sup> =0,35, n=45, MSE=0,146 log klo= 1,25 + 1,19*log TN, p<0,001, r <sup>2</sup> =0,46, n=45, MSE=0,122 TP ikke signifikant i den multiple analyse

**Tabel 6.6.2.** Oversigt over styrken af de empiriske relationer mellem klorofyl *a* og TP og TN. Kun vist for søtyper, hvor n>10. -: ingen signifikant relation, +: r<sup>2</sup><=0,25, ++: r<sup>2</sup>=0,25-0,50, +++: r<sup>2</sup>>=0,50.

Søtype	TP	TN	multipl
1	+++	++	+++
5	+++	+	+++
9	++	+	++
10	+++	++	+++
11	+	++	++
12	-	-	-
13	++	++	++
15	++	++	++



## 7. Toolkit-analyser til bestemmelse af niveauer for fysisk-kemiske elementer

EU har udarbejdet et såkaldt *tool-kit* (Poikane m.fl., 2019). Det er et analyse-redskab, som på baggrund af måledata og fastsættelse af økologiske tilstandsklasser vha. de forskellige biologiske kvalitetselementer, kan anvendes til at fastsætte grænser for næringsstofkoncentrationer, der understøtter de forskellige tilstandsklasser. Dette redskab har tidligere været anvendt til at fastsætte grænser for indhold af TP og TN i søtype 9 (Davidson & Søndergaard, 2018).

Her anvender vi tool-kit'et til at søge at fastsætte næringsstofgrænser for alle søtyper, hvorfra der er tilstrækkeligt med data til at gennemføre analyser. I tool-kit'et er der anvist flere typer af analyser, hvis anvendelighed afhænger af mængden af data, og hvor stærke relationer der kan etableres. Den første type analyse, der foreslås anvendt, er lineær regressionsanalyse, hvor der anvises tre metoder. Denne type analyse er den optimale, men kræver, at der kan etableres relativt stærke sammenhænge. De næste typer af analyser, der foreslås anvendt, er kategoriske og logistiske analyser. Disse analyser kan gennemføres, når relationerne er mindre stærke, og der ikke er tale om lineære sammenhænge, men de giver på den anden side også mere usikre resultater. Her er kun anvendt kategoriske analyser. For en nærmere beskrivelse af baggrund og metoder henvises der til Davidson & Søndergaard (2018) og Poikane m.fl. (2019). Analyserne gennemføres i programmeringssproget R.

I bilag 11.1 er der givet eksempler på de grafer og tabeller, som produceres med tool-kit'et. I dette afsnit præsenteres hovedresultaterne for analyserne gennemført for de tre biologiske kvalitetselementer makrofyter, fytoplankton og fisk. Som supplement er der også gennemført analyser for indholdet af klorofyl *a*, der i nogle danske søer anvendes som en selvstændig parameter til at fastsætte den økologiske kvalitet.

I tabel 7.0.1 er der givet en oversigt over de søtyper og de biologiske kvalitetselementer (samt klorofyl *a*), hvor der er tilstrækkeligt med data til, at der kan gennemføres analyser vha. tool-kit'et (se også tabel 3.2.1 vedr. antal data). I tabellen er der også angivet, hvilke typer af analyser der er anvendt. Som det fremgår, er der kun et fåtal af de 11 søtyper, hvorfra der er tilstrækkeligt med data til at gennemføre analyser. Endvidere er der i mange tilfælde ikke tale om signifikante sammenhænge. Anvendelsen af lineær regression har især været mulig, hvor der har været mange data, dvs. især vedr. indhold af klorofyl *a*.

**Tabel 7.0.1.** Oversigt over søtyper, hvor der har været tilstrækkeligt med data til at kunne gennemføre toolkit-analyser for tre biologiske kvalitetselementer og indholdet af klorofyl *a*. I tabellen er der også angivet, hvilken type analyse der er gennemført: l.r.: lineær regression, k.a.: kategoriske analyser, i.s.: ingen signifikant sammenhæng. Beregnede værdier for TP og TN for disse analyser er vist i tabellerne i afsnit 6.1.

Kvalitetselement/ Klorofyl <i>a</i>	Søtype	Analysetype for		Bemærkninger
		TP	TN	
Klorofyl <i>a</i>	9	l.r.	k.a.	
	10	l.r.	k.a.	
	11	k.a.	l.r.	TP vanskelig, fordi der ikke er nogen forskel ved høj-god grænse (anbefales ikke).
	13	l.r.	k.a.	
Makrofyter	9	l.r.	k.a.	TN ved god-moderat grænse er kun lige akkurat signifikant.
	10	k.a.	k.a.	TP og TN ved høj-god grænse ikke signifikant, men signifikant ved god-moderat.
	11	(k.a.)	i.s.	Anbefales ikke (måske kategorisk regression for god-moderat grænse).
	13	i.s.	i.s.	
Fytoplankton	9	i.s.	i.s.	
Fisk	9	i.s.	i.s.	
	10	i.s.	i.s.	

## 7.1 Analyseresultater

I dette afsnit vises resultaterne for de søtyper og kvalitetselementer (og klorofylindhold), hvor det har været muligt at beregne værdier for indhold af TP og TN ved grænserne mellem høj-god og god-moderat økologiske klasse (se også tabel 7.0.1). For hver afgrænsning er der vist tre værdier, der svarer til lave, middel og høje sikkerhedsgrænser i forhold til at fastsætte værdier, der understøtter en høj eller god økologisk klasse. Disse værdier er for de lineære regressionanalyser fundet ved at anvende "possible range" for modeltypen "RMA mod 4" og for de kategoriske metoder ved at anvende "average quartile", "average median" og "75th quartile class" (se eksempel i bilag 11.1, og se også Davidson & Søndergaard, 2018).

### 7.1.1 Makrofyter

I tabel 7.1.1 er vist analyseresultater gennemført for makrofyter med angivelse af værdier og TP og TN.

Tabel 7.1.1 Makrofyter, TP-grænser ( $\mu\text{g/l}$ ) og TN-grænser ( $\text{mg/l}$ ) ved høj-god og god-moderat grænse ved anvendelse af den økologiske afgrænsning på baggrund af makrofyter. Angivelsen af lav, middel og høj svarer til tre niveauer af sikkerhed, hvor med afgrænsningsværdien støtter høj-god eller god-moderat økologiske klasse (se også tekst).

Søtype	Høj-god grænse						God-moderat grænse					
	TP			TN			TP			TN		
	Høj	Middel	Lav	Høj	Middel	Lav	Høj	Middel	Lav	Høj	Middel	Lav
9	24	38	60	0,89	0,91	1,11	40	65	102	1,02	1,10	1,31
10	-	-	-	-	-	-	28	33	34	0,73	0,76	0,78

### 7.1.2 Klorofyl *a*

I tabel 7.1.2 er vist analyseresultater gennemført for klorofyl *a* med angivelse af værdier og TP og TN.

**Tabel 7.1.2.** Klorofylindhold, TP-grænser ( $\mu\text{g/l}$ ) og TN-grænser ( $\text{mg/l}$ ) ved høj-god og god-moderat grænse ved anvendelse af den økologiske afgrænsning på baggrund af klorofylindhold. Angivelsen af lav, middel og høj svarer til tre niveauer af sikkerhed, hvormed afgrænsningsværdien støtter den høje-gode eller gode-moderate økologiske klasse (se også tekst).

Søtype	Høj-god grænse						God-moderat grænse					
	TP			TN			TP			TN		
	Høj	Middel	Lav	Høj	Middel	Lav	Høj	Middel	Lav	Høj	Middel	Lav
9	30	45	67	0,90	0,92	1,05	36	55	82	1,09	1,13	1,42
10	15	20	29	0,58	0,58	0,59	17	24	34	0,71	0,75	0,79
11	-	-	-	0,69	0,85	1,19	-	-	-	0,76	0,95	1,32
13	44	63	114	1,12	1,12	1,30	52	73	133	1,22	1,40	1,69

### 7.1.3 Fytoplankton og fisk

Der kunne ikke etableres signifikante sammenhænge ved anvendelsen af tool-kit-analyserne for hverken fytoplankton eller fisk, så derfor er der ikke vist resultater for disse to kvalitetselementer (se også tabel 7.0.1).

## 8. Multivariate analyser

Alle biologiske forhold, herunder de biologiske kvalitetselementer, som anvendes til at vurdere den økologiske kvalitet i søer, afhænger af mange faktorer, og ofte vil en enkelt af disse kun kunne forklare en del af den variation, der ses. I dette afsnit anvendes multivariate analyser med henblik på at undersøge, i hvilket omfang forskellige forklarende og afhængige variable grupperer sig i forhold til de biologiske kvalitetselementer. Analyserne er kun gennemført for søtype 9 og søtype 10, idet der for de mere sjældne søtyper kun findes få data for de biologiske kvalitetselementer.

Figureerne, som disse analyser producerer, skal læses sådan, at:

- Længden af miljøparameteren (fra centrum (0,0) til spidsen af pilen (x,y) udtrykker styrken for hver parameter i forhold til at kunne forklare variationen i EQR-værdien. Jo længere pil, desto tættere koblet er denne parameter til EQR-værdierne.
- Retningen af pilenes spids indikerer retningen af sammenhængen (positiv eller negativ) imellem parametre eller imellem parametre og EQR-værdier.
- Den vinkelrette afstand fra EQR-værdien til pilen indikerer styrken af sammenhængen mellem en specifik EQR-værdi og en parameter – kortere afstand betyder stærkere relation.
- Vinklen mellem pilene (vektorerne) indikerer relationerne til akserne – jo mindre vinkel, des stærkere sammenhæng.

### 8.1 Resultater

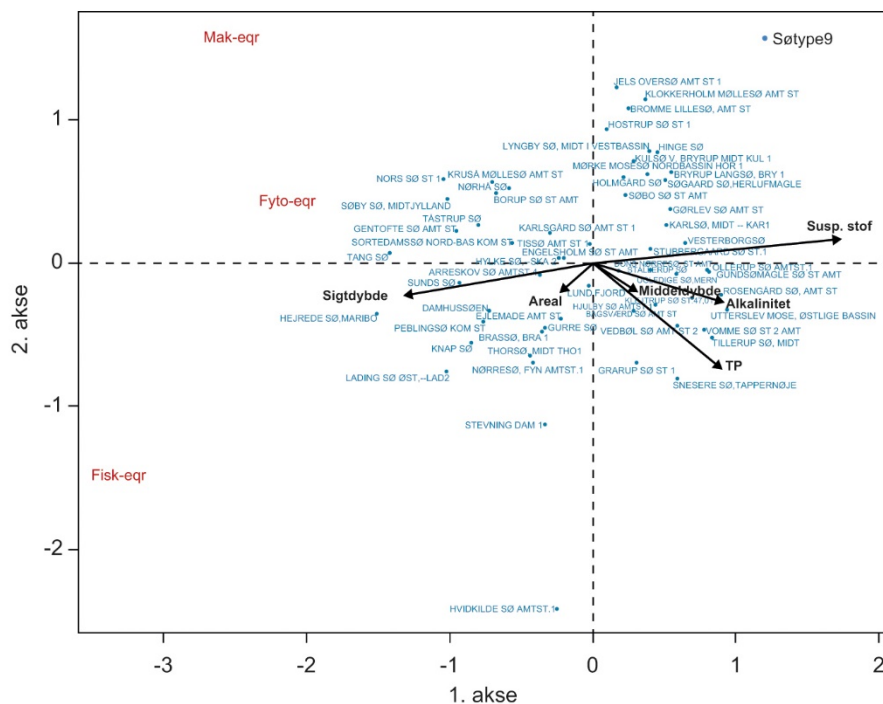
Resultaterne af db-RDA analyserne viste for både søtype 9 og søtype 10, at blandt de fysisk-kemiske parametre var areal, middeldybde, sigtdybde og alkalinitet de almindeligste signifikante parametre til forklaring af variationen i den økologiske kvalitet målt ved EQR (tabel 8.1.1). Derudover var også TP, TN, suspenderet stof og ledningsevne signifikante.

Analyserne, der omfattede alle søer (82), viste, at de signifikante fysisk-kemiske variable forklarede 58 % af den totale variation i EQR-værdierne (tabel 8.1.1, Fig. 8.1.1). De vigtigste forklarende variable var suspenderet stof, middeldybde, TP og alkalinitet. Især viste analyserne en stærk negativ sammenhæng mellem EQR-værdierne og suspenderet stof. Fiske-EQR var positivt relateret til fysiske variable som areal, middeldybde og sigtdybde, men negativt til alkalinitet og suspenderet stof. Makrofyt- og fyttoplankton-EQR relaterede særligt negativt til næringsstoffer (TP og TN).

For søtype 9 specifikt (61 søer) kunne 67 % af variationen forklares på baggrund af de fysisk-kemiske forhold, og analyserne viste det samme overordnede billede som for det totale datasæt, bortset fra at TN ikke var signifikant (tabel 8.1.1, Fig. 8.1.2). Tilsvarende var de mest forklarende parametre middeldybde, suspenderet stof, TP, alkalinitet tillige med sigtdybde. Fiske-EQR var relateret til de fysiske variable som areal og sigtdybde, mens makrofyt og fyttoplankton-EQR var negativt relateret til TP, alkalinitet og middeldybde. Fiske-EQR relaterede for denne type søer ikke til middeldybde.

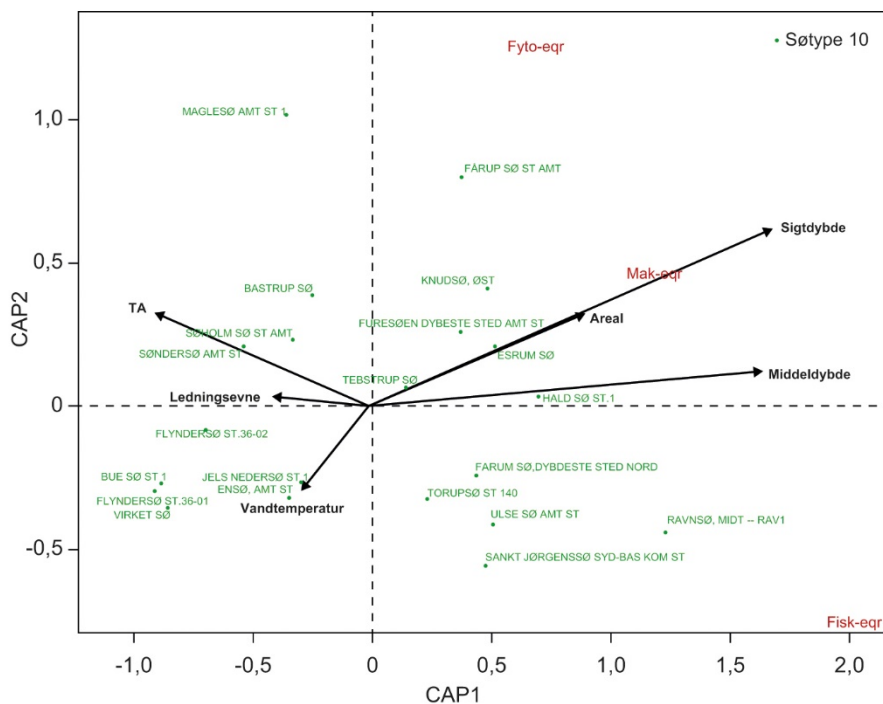


**Figur 8.1.2.** Resultater af db-RDA analyser for søtype 9 søer og for EQR-data (rød skrift) og fysisk-kemiske variable (sorte pile).



Søtype 10 specifikt (21 søer) viste lidt anderledes relationer, men de overordnede signifikante parametre var de samme (middeldybde, sigtdybde og alkalinitet, tabel 8.1.1 og Fig. 8.1.3). Derudover var ledningsevne og vandtemperatur også signifikante. Samlet forklarede alle de signifikante parametre 81 % af den totale variation. I denne søtype havde makrofyt- og fytoplankton-EQR en stærkere positiv relation til middeldybde, sigtdybde og areal. Desuden var fiske-EQR negativt relateret til alkalinitet og ledningsevne

**Figur 8.1.3.** Resultater af db-RDA analyser for søtype 10 søer og for EQR-data (rød skrift) og fysisk-kemiske variable (sorte pile).



## **8.2 Konklusioner for multivariate analyser**

Overordnet indikerer de multivariate analyser, at de fysisk-kemiske variable spiller en betydelig rolle i forhold til at kunne forklare variationer i de biologiske kvalitetselementers EQR-værdier. Især variable, som udtrykker en næringsstofpåvirkning, spiller en stor rolle. Variable som suspenderet stof og sigtddybde, der udtrykker både en næringsstofpåvirkning og fysiske forhold som sedimentophvirvling, kommer ud som de mest forklarende variable. Der er kun mindre forskelle mellem søtype 9 og søtype 10 i forhold til de fysisk-kemiske variables betydning for de biologiske kvalitetselementer.

## 9. Konklusioner, forslag og anbefalinger

I dette afsnit gives en kort opsamling af analyserne omkring anvendelsen af fysisk-kemiske kvalitetselementer og muligheden for at fastsætte søtype-specifikke referenceforhold. Endvidere gives anbefalinger og forslag til, hvilke og i hvilke søtyper de fysisk-kemiske kvalitetselementer kan anvendes under danske forhold. Der gives forslag til, hvordan en afgrænsning af de fysisk-kemiske kvalitetselementer for de forskellige økologiske klasser kan foretages. Konklusioner og anbefalinger er baseret på de parametre, som vurderes bedst at kunne udtrykke de fysisk-kemiske kvalitetselementer på baggrund af eksisterende danske data. For søtyper og analyser, som kun baserer sig på få data, vil fastsættelsen af værdier for de fysisk-kemiske støttelementer være usikre.

### 9.1 Relevans af fysisk-kemiske støttelementer

Søers økologiske tilstand målt ved de fire biologiske kvalitetselementer udtrykker først og fremmest en eutrofieringspåvirkning. Blandt de fysisk-kemiske støttelementer er det derfor især næringsstofindholdet (TP og TN) og søernes sigtddybde, som er relevante, og som har en betydelig påvirkning af alle de fire biologiske kvalitetselementer. Blandt de øvrige fysisk-kemiske støttelementer kan især iltindholdet i bundvandet af de lagdelte søtyper også forventes at respondere på en næringsstofpåvirkning. Påvirkning af de termiske forhold vurderes normalt ikke at være relevant for danske forhold, hvis der ses bort fra klimaskabte ændringer. Saliniteten har også en væsentlig strukturerende indflydelse på de biologiske kvalitetselementer, men saliniteten indgår også i den danske fastlæggelse af søtyper og er mindre relevant, især for de ferske søtyper. I de brakke søtyper kan saltholdigheden variere betydeligt, men der vil normalt være tale om søspecifikke forhold. Forsuringstilstanden anvendes ligeledes i fastlæggelsen af søtyper (via alkalinitet), og for de kalkrige søer, der udgør langt hovedparten af de danske søer, vil forsuringstilstanden derfor normalt ikke påvirkes via menneskelige aktiviteter. For de lavalkaline søer kan der være eksempler på påvirkninger (eksempelvis brunkulssøerne i Vestjylland). I tabel 9.1.1 er der givet en oversigt over, hvordan relevansen af de fysisk-kemiske kvalitetselementer vurderes at være for de enkelte biologiske kvalitetselementer.

**Tabel 9.1.1.** De seks fysisk-kemiske kvalitetselementer og graden, hvormed de overordnet set vurderes relevante for de biologiske kvalitetselementer, samt måden, hvorpå de anvendes til at vurdere den økologiske kvalitet. -: ingen relevans, +: ringe relevans, ++: nogen relevans, +++: stor relevans. Ikke alle vurderinger er baseret på analyser i denne rapport.

Fysisk-kemisk støttelement	Relevans for				
	Fytoplankton	Makrofyter	Fytobenthos	Invertebrater	Fisk
Sigtddybde	+++	+++	+++	+	++
Termiske forhold	+	-	-	-	+
Iltforhold	-	+	+	+++	++
Salinitet	++	++	++	++	++
Forsuringstilstand	++	++	+	++	+
Næringsstofforhold	+++	+++	+++	++	+++



## 9.2 Niveauer for næringsstofindhold og sigtddybde ved god-moderat grænse

Niveauet, der understøtter god økologisk tilstand er undersøgt ved at anvende relationerne til indholdet af klorofyl *a*. Klorofylindholdet er den parameter, som hyppigst anvendes i forbindelse med vurdering af den økologiske tilstand, og også i forbindelse med fastsættelse af referencetilstanden for de forskellige søtyper (jf. BEK om overvågning, bilag 3, del A, afsnit 3.2 søer, tabel 6).

Som omtalt i afsnittet ovenover er ikke alle de fysisk-kemiske elementer lige relevante for danske søer. Dette gælder også i forhold til at vurdere niveauet for fysisk-kemiske støtteelementer, der understøtter en god økologisk tilstand. Størst relevans har næringsstofforhold og sigtddybde, der begge kan påvirke alle de fire biologiske kvalitetselementer, der anvendes til fastsætte den økologiske tilstand. For disse tre elementer er niveauet, der understøtter god økologisk tilstand, derfor vurderet nærmere.

### 9.2.1 TP, TN og sigtddybde ved god-moderat grænse på baggrund af klorofyl *a*

Søers klorofylindhold anvendes i vid udstrækning til at vurdere deres økologiske klasse og indgår som én af indikatorerne i det biologiske kvalitetselement, fytoplankton. I tilfælde, hvor der ikke findes oplysninger om fytoplankton, makrofyter eller fisk, kan klorofylindholdet være den eneste parameter, der anvendes til at fastsætte den økologiske tilstand. Her analyseres, hvordan afgrænsningen mellem god og moderat økologisk tilstand baseret på indholdet af klorofyl *a*, kan relateres til de fysisk-kemiske støtteelementer på baggrund af de empiriske sammenhænge. Blandt de fysisk-kemiske elementer er det primært indholdet af næringsstoffer (TP og TN) samt søernes sigtddybde, der direkte vil være relateret til indholdet af klorofyl *a*. Det er disse to fysisk-kemiske elementer, som analyseres her med henblik på at vurdere det niveau, der understøtter den gode økologisk tilstand.

I tabel 9.2.1 er der for de søtyper, hvor der findes tilstrækkeligt med data, anvendt de empiriske sammenhænge vist i tabel 6.1.2 og tabel 6.6.1 til at beregne værdier af TP, TN og sigtddybde ved de to værdier af klorofyl *a*, der anvendes til at adskille god og moderat økologisk tilstand. De to klorofylværdier er henholdsvis 12 µg/l i de dybe og/eller kalkfattige søtyper (søtype 1, 2, 5, 6, 10, 12 og 14) og 25 µg/l i de lavvandede og/eller kalkrige søtyper (søtype 9, 11, 13 og 15).

Ved beregningen af sigtddybde på baggrund af relationerne til klorofyl *a* er der anvendt tre forskellige værdier af middelvanddybde, fordi vanddybden i flere søtyper er en vigtig forklarende variabel for sigtddybden, som vist i afsnit 6.1. Søarealet er ikke inkluderet, fordi det spiller en ringe rolle i de empiriske sammenhænge. Vanddybdens betydning illustreres tydeligt ved den forskel, der ses i den beregnede sigtddybde. Eksempelvis beregnes der ved et klorofylindhold på 25 µg/l i søtype 9 en sigtddybde på 0,72 m, hvis middeldybden er 0,5 m, men en sigtddybde på 1,55 m, hvis middeldybden er 2,5 m (tabel 9.2.1).

Farvetallet kan ligeledes have stor indflydelse på sigtddybden i de brunvandede søtyper, og i kraftigt brunvandede søer vil sigtddybden altid være lav (se fx Søndergaard m.fl., 2018). I analyserne her kommer dette især til udtryk i den brunvandede søtype 5, hvor farvetallet har en betydelig forklaringsværdi for den samlede  $r^2$ -værdi i den multiple regression (tabel 9.2.1). For denne søtype er der derfor i tabel 9.2.1 anvendt to værdier af farvetal (80 og 150 mg

Pt/l) til at beregne sigtddybden ved et klorofylindhold på 12 µg/l. Ved en middeldybde på 1,5 m bliver den beregnede sigtddybde ved et farvetal på 80 mg Pt/l 1,08 m, mens den ved et farvetal på 150 mg Pt/l beregnes til 0,91 m. For specifikke søer vil det give en mere præcis beregning af sigtddybde, hvis de specifikke data om en søs middeldybde og dets farvetal blev anvendt på baggrund af de empiriske sammenhænge vist i tabel 6.1.2.

For næringsstofindholdet ligger de beregnede værdier ved grænsen mellem god og moderat tilstand ved anvendelsen af klorofyl *a* for TPs vedkommende mellem 24 og 80 µg/l og for TNs vedkommende mellem 0,48 og 1,33 mg/l (tabel 9.2.1).

**Tabel 9.2.1.** Beregnet krav til TP (µg/l), TN (mg/l) og sigtddybde (m), hvis de empiriske relationer i afsnit 6.1 og 6.6 anvendes ved en klorofylværdi på henholdsvis 12 og 25 µg/l afhængig af søtype. For de tre dybder repræsenterer dybde 1, dybde 2 og dybde 3 søer med en middeldybde på henholdsvis 0-1 m (middeldybde = 0,5), 1-2 m (middeldybde = 1,5) og 2-3 m (middeldybde = 2,5 m) i de lavvandede søtyper og 3-5 m (middeldybde = 4 m), 5-10 m (middeldybde = 7,5 m) og >10 m (middeldybde = 12,5 m) i den dybe søtype 10. For søtype 12 er der kun angivet én værdi for sigtddybden, fordi middeldybden ikke er signifikant i den multiple regression. De to farvetal anvendt for søtype 5 på henholdsvis 80 mg Pt/l (f=80) og 150 mg Pt/l (f=150) er eksempler, der kan repræsentere søer med et farvetal på 60-100 og 100-200 mg Pt/l. I den multiple regression er farven ikke signifikant i søtype 15, og for søtype 13 er farvens forklaringsværdi lav.

Søtype	Krav klorofyl <i>a</i> (µg/l)	TP µg/l	TN mg/l	Sigtddybde, m		
				Dybde 1	Dybde 2	Dybde 3
1	12	42	0,84	0,64	1,67	2,60
2	12	-	-	-	-	-
5	12	24	0,48	0,78 (f=80)	1,08 (f=80)	1,26 (f=80)
				0,65 (f=150)	0,91 (f=150)	1,06 (f=150)
6	12	-	-	-	-	-
9	25	55	0,77	0,72	1,21	1,55
10	12	28	0,58	2,64	3,05	3,43
11	25	57	0,88	0,56	1,03	1,37
12	12	-	-	-	2,04	-
13	25	80	1,23	0,63	1,03	1,29
14	12	-	-	-	-	-
15	25	61	1,33	0,56	1,08	1,46

### 9.3 Typespecifikke referenceforhold

Referencetilstanden for danske søer er vanskelig at fastsætte. Der findes få eller ingen søer, som er helt upåvirkede af menneskelige aktiviteter, og der findes også kun få analyser og data, som beskriver tidligere upåvirkede tilstande (se også Søndergaard m.fl., 2003). Samtidigt er alle søer indbyrdes mere eller mindre forskellige og har en forskellig historik, og der bør derfor ideelt set fastsættes specifikke referencetilstande for hver enkelt sø. Dette er dog sjældent muligt, og i dette afsnit vurderes niveauer af referencetilstande for de forskellige søtyper.

Niveauet for de typespecifikke referenceforhold vurderes ved at anvende relationerne til indholdet af klorofyl *a*. Klorofylindholdet danner baggrund for fastsættelse af referencetilstanden for de forskellige søtyper (jf. BEK om overvågning, bilag 3, del A, afsnit 3.2 søer, tabel 6). Analyserne gennemføres for de to mest relevante fysisk-kemiske støtteelementer, næringsstofforhold (TP og TN) og sigtddybde.

### 9.3.1 Typespecifikke referencerelationer for TP, TN og sigtddybde

På samme måde som klorofylgrænserne for god-moderat tilstand kan anvendes til at beregne de tilsvarende næringsstofforhold (TP og TN) og sigtddybde på baggrund af de empiriske analyser, som beskrevet i det foregående afsnit, kan også værdierne beregnes for den høje økologiske klasse. Her er der angivet to niveauer for klorofyl *a*, henholdsvis 3,85 µg/l for de kalkfattige og/eller dybe søtyper, dvs. søtype 1-8, 10, 12 og 14, og 7,5 µg/l for de kalkrige og/eller lavvandede søtyper, dvs. søtype 9, 11, 13 og 15 (jf. BEK om overvågning, bilag 3, del A, afsnit 3.2 søer, tabel 6). Beregninger af sigtddybde og koncentrationer af TP og TN ved anvendelsen af disse værdier er angivet i tabel 9.3.1. Det bemærkes, at disse lave værdier af klorofyl *a* ligger i yderkanten af de værdier, som de empiriske sammenhænge bygger på, og de må derfor tages med forbehold.

**Tabel 9.3.1.** Beregnede værdier af TP (µg/l), TN (mg/l) og sigtddybde (m), hvis de empiriske relationer i afsnit 6.1 og 6.6 anvendes ved en klorofylværdi på henholdsvis 3,85 og 7,5 µg/l. For de tre dybder repræsenterer dybde 1, dybde 2 og dybde 3 søer med en middeldybde på henholdsvis 0-1 m (middeldybde = 0,5), 1-2 m (middeldybde = 1,5) og 2-3 m (middeldybde = 2,5 m) i de lavvandede søtyper og 3-5 m (middeldybde = 4 m), 5-10 m (middeldybde = 7,5 m) og >10 m (middeldybde = 12,5 m) i den dybe søtype 10. For søtype 12 er der kun angivet én værdi for sigtddybden, fordi middeldybden ikke er signifikant i den multiple regression. De to farvetal anvendt for søtype 5 på henholdsvis 80 mg Pt/l (f=80) og 150 mg Pt/l (f=150) kan repræsentere søer med et farvetal på 60-100 og 100-200 mg Pt/l. I den multiple regression er farven ikke signifikant i søtype 15, og for søtype 13 er farvens forklaringsværdi lav.

Søtype	Reference klorofyl (µg/l)	TP (µg/l)	TN (mg/l)	Sigtddybde, (m)		
				Dybde 1	Dybde 2	Dybde 3
1	3,85	16	0,42	0,87	2,26	3,53
2	3,85	-	-	-	-	-
5	3,85	7	0,20	0,95 (f=80) 0,83 (f=150)	1,37 (f=80) 1,15 (f=150)	1,59 (f=80) 1,35 (f=150)
6	3,85	-	-			
9	7,5	9	0,19	1,13	1,91	2,44
10	3,85	7	0,18	5,58	6,45	7,26
11	7,5	7	0,29	0,94	1,71	2,27
12	3,85	-	-		3,68	
13	7,5	13	0,53	1,00	1,64	2,06
14	3,85	-	-			
15	7,5	6	0,48	0,79	1,51	2,04

### 9.4 Sammenligning danske og udenlandske beregninger

Tabel 9.4.1 sammenfatter litteraturværdier, toolkit-værdier og beregnede DK-værdier mht. TP, TN og sigtddybde for de fire danske søtyper (eller sammenlignede søtyper), hvorfra der er flest data. Sammenligningen illustrerer den variation, der er i de beregnede næringsstoffkoncentrationer og sigtddybde ved forskellige metoder. Værdierne i tabellen viser dog en vis grad af overensstemmelse, selvom der er værdier, der stikker i hver sin retning, men dette kan skyldes, at forskellige lande heller ikke nødvendigvis kan forventes at have de samme værdier.

**Tabel 9.4.1.** Eksempler fra forskellige lande og analyser på beregninger af værdier for fysisk-kemiske elementer ved god-moderat grænsen for de fire danske søtyper med flest data. De udenlandske erfaringer og anbefalinger er ikke fastsat for søtyper, som er helt sammenlignelige med de danske, men her er anvendt dem, der vurderes at passe bedst. For de estiske søtyper er der anvendt type II som svarende til den danske søtype 9, søtype III som søtype 10 og type IV som søtype 13. For skotske søer se tabel 5.3.5. For de hollandske søtyper er der anvendt type M14 for søtype 9, M20 for søtype 10 og M31 for søtype 11. For tool-kit analyser på danske data er der anvendt beregninger for makrofyter og klorofyl *a*; i begge tilfælde er "middel"-sikkerhedsværdien angivet (se tabel 7.1.1 og 7.1.2). "Tool-kit Poikane" henviser til Poikane m.fl. (2019), hvor der er angivet TP- og TN-værdier for fire analysetyper for LCB1-søer (svarende ca. til dansk søtype 10) og LCB2-søer (svarende ca. til dansk søtype 9). De angivne værdier er aflæste værdier af mindste og højeste medianværdier for de fire analysetyper. For de danske empiriske analyser (DK empiri) er tallene beregnet i 6.1.1 og tabel 9.2.1 anvendt (for sigtddybe er der anvendt data for en sø med en middeldybde på 1,5 m for søtype 9, 11 og 13 og en middeldybde på 4 m for søtype 10). DK-2003 henviser til analyser og anbefalinger givet i Søndergaard m.fl. (2003).

Land/ metode	TP (µg/l)				TN (mg/l)				Sigtddybe (m)			
	Type 9	Type 10	Type 11	Type 13	Type 9	Type 10	Type 11	Type 13	Type 9	Type 10	Type 11	Type 13
Estland,	60	60	-	60	1,0	1,0	-	0,9	2,0	2,0	-	-
Skotland	23	12										
Holland	100	30	110	-	2,0	0,9	1,8	-	0,9	1,7	0,9	-
Tool-kit, DK- makro	65	33	-	-	1,1	0,8	-	-	-	-	-	-
Tool-kit, DK-kloro	55	24	-	63	1,1	0,8	1,0	1,4	-	-	-	-
Tool-kit Poikane	58-78	48-52	-	-	0,9-1,4	1,1-1,2	-	-	-	-	-	-
DK-empiri (tab 6.1.1)									1,2-1,3	2,5-3,3	1,1	-
DK-empiri (tab 9.2.1)	55	28	57	80	0,77	0,58	0,88	1,23	1,2	3,1	1,0	1,0
DK-2003	50	25	50	50	1,0	1,0	-	-	1,7	3,9	-	-
Gennemsnit, alle	60	33	72	63	1,2	0,9	1,2	1,2	1,4	2,7	1,0	1,0

## 9.5 Forslag og anbefalinger

Blandt de fysisk-kemiske kvalitetselementer er det først og fremmest indholdet af næringsstoffer, der er styrende for de biologiske kvalitetselementer og derfor relevant at anvende som støttelementer til de biologiske kvalitetselementer. Sigtddybden er ligeledes meget relevant at anvende som et udtryk for både en næringsstofpåvirkning og for de fysisk-kemiske forhold (sedimentophvirvling og indhold af humusstoffer). De øvrige fire fysisk-kemiske elementer kan i mindre grad være relevante at anvende, men kun for nogle søtyper.

Her gives en oversigt over resultater samt forslag og anbefalinger vedr. anvendelsen af de seks fysisk-kemiske kvalitetselementer i danske søer. De foreslåede næringsstofværdier skal ses som et udtryk for den værdi, der gennemsnitligt skal til for at understøtte den gode økologiske tilstand givet de udmeldte grænser for indhold af klorofyl *a*.

Det bemærkes, at hvis de fysisk-kemiske støttelementer anvendes i kombination med og ligeværdigt med de biologiske kvalitetselementer ("one out – all out"), bør det overvejes at anvende mindre strikse krav desto flere kvalitetselementer (herunder også de fysisk-kemiske støttelementer), der samlet anvendes til at angive den samlede økologiske tilstand. Baggrunden er, at hvis "one out – all out"-princippet anvendes, vil det alt andet lige være lettere

at opnå mindst god økologisk tilstand, hvis der anvendes et eller få kvalitets-elementer (herunder også klorofyl- og næringsstofindhold), end hvis mange kvalitetselementer anvendes. Det er tidligere foreslået, at den økologiske tilstand bedst beregnes, hvis eksempelvis kun 80 % af et større antal indikatorer for en given økologisk klasse skal være opfyldt (Søndergaard m.fl., 2003). Det kan også overvejes at anvende regressionsanalyser af kvartiler eller percentiler (quantile regression) af eksempelvis sammenhænge mellem indhold af klorofyl *a* og næringsstoffer for at kunne beskrive og i højere grad tage højde for den store variation, som de anvendte data dækker over.

### 9.5.1 Sigtdybde

Sigtdybde er en relevant fysisk-kemisk støtteparameter at anvende i danske søtyper. Anvendelsen er dog begrænset til søer, hvor maksimumsdybden er tilstrækkelig stor i forhold til sigtdybden, så sigtdybden ikke når søens bund på noget tidspunkt i løbet af sommerens målinger. Dette må vurderes specifikt for hver sø, men som en guide bør den sommergennemsnitlige sigtdybde højst være 75 % af søens maksimumsdybden for at kunne anvendes. I de brunvandede søtyper må der tages søspecifikke hensyn i forhold til, hvor stærkt sigtdybden er påvirket af opløste humusstoffer.

Sigtdybden påvirkes ud over næringsstof- og humusindhold også af vanddybde pga. den dybdeafhængige resuspension af sediment. Derfor må anvendelsen af sigtdybde som støtteelement også fastsættes i forhold til en given søs gennemsnitsdybde, dvs. der fastsættes søspecifikke krav (tabel 9.5.1). Hvis der foretages en direkte oversættelse i forhold til indholdet af klorofyl *a* ved god-moderat grænsen, kan formlerne angivet i tabel 6.1.2 eller eksemplerne i tabel 9.2.1 anvendes.

**Tabel 9.5.1.** Forslag vedr. anvendelse af sigtdybde til understøttelse af god økologisk tilstand, hvis der anvendes en direkte oversættelse i forhold til klorofylkrav. De tre eksempler på vanddybder og farvetal angivet i tabel 9.2.1 er anvendt som afgrænsning, men som nævnt bør der anvendes søspecifikke data omfattende gennemsnitlig vanddybde og indhold af humusstoffer (farvetal) for den enkelte sø til beregning af sigtdybde. Anvendeligheden af sigtdybde er endvidere begrænset til søer, hvor sigtdybden ikke begrænses af søens maksimale vanddybde (se også tekst).

Søtype	Anvendelig	Afgrænsning, (eksempler)	Bemærkninger
1	Ja	Søspecifik (0,6-2,6 m)	
2	-	-	Mangler data, anvend evt. grænser for søtype 10
5	Ja	Søspecifik (0,7-1,3 m)	
6	-	-	Mangler data, anvend evt. grænser for søtype 5
9	Ja	Søspecifik (0,7-1,6 m)	
10	Ja	Søspecifik (2,6-3,4 m)	
11	Ja	Søspecifik (0,6-1,4 m)	
12	Ja	2,0 m	
13	Ja	Søspecifik (0,6-1,3 m)	
14	-	-	Mangler data, anvend evt. grænser for søtype 13
15	Ja	Søspecifik (0,6-1,5 m)	

### 9.5.2 Termiske forhold

Hvis der ses bort fra menneskabte klimaforandringer, vurderes der ikke at være tilfælde i Danmark, hvor de termiske forhold i søer er signifikant påvirkede af mennesker. Det anbefales derfor ikke at anvende termiske forhold som fysisk-kemisk støtteelement i danske søer.

### 9.5.3 Iltforhold

Normalt vil iltindholdet i de danske søers overfladevand ikke blive kritisk lav i forhold til fiskebestanden. Der kan dog være specielle forhold, som gør sig gældende, og af hensyn til fiskenes levemuligheder anbefales det, at overfladevandets iltmætning altid er mindst 60 %. Det svarer til god-moderat grænsen anvendt for alle de hollandske søtyper.

Iltmætningsprocenter væsentligt over 100 % vil normalt være et udtryk for høj primærproduktion og dermed udtrykke eutrofiering, men det vurderes at være en usikker parameter at anvende i forhold til flere af de andre støtteparametre, som også udtrykker en næringsstofpåvirkning. Det anbefales derfor ikke at anvende en øvre grænse for iltmætningen i overfladevandet.

Iltindholdet i lagdelte søers bundvand under lagdeling er ligeledes en potentiel parameter, som udtrykker graden af næringsstofftilgængelighed. På baggrund af de nuværende analyser og målefrekvens vurderes det at være et mindre relevant og mere upræcist udtryk for eutrofiering end flere af de andre støtteparametre. Det anbefales derfor indtil videre ikke at anvende iltindholdet i bundvandet som et fysisk-kemisk støttelement i danske søer.

### 9.5.4 Salinitet

Saliniteten anvendes i typeinddelingen af danske søer. Inddelingen mellem saltholdige (brakke) og ikke-saltholdige (ferske) søer er sat så lav (ved 0,5 ‰), at de ferske søtyper kun er meget lidt påvirkede af salt. I de ikke-saltholdige søtyper vurderes saltholdigheden derfor ikke at have væsentlig betydning for de biologiske kvalitetselementer. I de saltholdige søtyper er saltholdigheden meget varierende og afhænger af klimatiske og lokale afstrømningsmæssige forhold, og det vil være nødvendigt at etablere søspecifikke referenceforhold, hvad angår saliniteten. Referenceforholdene og variation i salinitet kan eksempelvis vurderes på baggrund af salinitetsmålinger gennem de seneste to planperioder og under hensyntagen til eventuelle menneskelige påvirkninger. Anbefalinger til afgrænsning af god-moderat økologisk tilstand betinget af saltholdighed er vist i tabel 9.5.2. De procentuelle afvigelser i forhold til en referencetilstand for at understøtte en god økologisk tilstand er baseret på svenske vurderinger i forhold til hydromorfologiske kvalitetselementer, og det er usikkert, hvorvidt de er dækkende for danske forhold.

**Tabel 9.5.2.** Forslag vedr. anvendelse af salinitet til understøttelse af god økologisk tilstand. Afvigelsen på 15 % fra en referencetilstand er anvendt med baggrund i den afvigelse, der anvendt for de hydromorfologiske kvalitetselementer i Sverige (se også Søndergaard m.fl., 2019).

Søtype	Anvendelig/ relevant	Afgrænsning	Bemærkninger
1	Nej	-	Ledningsevne <100 ms/m
2	Nej	-	Ledningsevne <100 ms/m
5	Nej	-	Ledningsevne <100 ms/m
6	Nej	-	Ledningsevne <100 ms/m
9	Nej	-	Ledningsevne <100 ms/m
10	Nej	-	Ledningsevne <100 ms/m
11	Ja	Højst 15 % afvigelse fra referencetilstand	Referencetilstand fastsættes søspecifikt
12	Ja	Højst 15 % afvigelse fra referencetilstand	Referencetilstand fastsættes søspecifikt
13	Nej	-	Ledningsevne <100 ms/m
14	Nej	-	Ledningsevne <100 ms/m
15	Ja	Højst 15 % afvigelse fra referencetilstand	Referencetilstand fastsættes søspecifikt

### 9.5.5 Forsuringstilstand

Alkaliniteten anvendes allerede i dag i forbindelse med fastlæggelsen af søtyper. Grænsen mellem kalkfattige og kalkrige er sat ved 0,2 meq/l. Denne alkalinitet er høj nok til, at søer, der tilhører de kalkrige søtyper, under normale forhold ikke er forsuringstruede. For denne del af søerne er det ikke relevant at fastsætte grænser for alkaliniteten. For de kalkfattige søtyper kan der potentielt være en menneskelig påvirkning af alkalinitet og pH, som også har en effekt på de biologiske forhold. Forsuringstilstanden vil dog afhænge af lokale forhold, og det vil være nødvendigt at fastsætte søspecifikke referenceforhold, hvad angår forsuringstilstand. Referenceforholdene kan eksempelvis vurderes på baggrund af alkalinitetsmålinger gennem de seneste to planperioder og under hensyntagen til eventuelle menneskelige påvirkninger. Anbefalinger til afgrænsning af god-moderat økologisk tilstand betinget af alkalinitet er vist i tabel 9.5.3. De procentuelle afvigelser i forhold til en referencetilstand for at understøtte en god økologisk tilstand er baseret på svenske vurderinger i forhold til hydromorfologiske kvalitetselementer, og det er usikkert, hvorvidt de er dækkende for danske forhold.

I meget næringsrige og produktive søer kan pH-værdien øges til høje værdier, og her kunne det være relevant at anvende pH-værdien som et udtryk for eutrofiering. Det er en tilgang, der anvendes i Holland til at fastsætte maksimumsværdier for pH. God-moderat grænsen for den hollandske søtype M14, der umiddelbart er den mest sammenlignelige med den danske søtype 9, er angivet til en pH på 8,5. Jf. Fig. 6.5.1 ville en betydelig del (ca. 20 %) af målingerne med et klorofylindhold på 25 µg/l være over denne grænse. Det er desuden et spørgsmål om, hvorvidt pH-værdier i den basiske ende skal betragtes som en relevant tilgang for dette fysiske-kemiske element, som jo lægger op til en forsøringsproblematik. Med dette in mente og med baggrund i den betydelige variation i pH ved et givent indhold af klorofyl *a* anbefales det ikke at anvende pH-værdien som fysisk-kemisk støttelement for de kalkrige søer.

**Tabel 9.5.3.** Forslag vedr. anvendelse af forsuringstilstand (udtrykt ved alkalinitet) til understøttelse af god økologisk tilstand. Afvigelsen på 15 % fra en referencetilstand er sammenlignelig med den afvigelse, der anvendt for de hydromorfologiske kvalitetselementer i Sverige (se også Søndergaard m.fl., 2019).

Søtype	Anvendelig/ relevant	Afgrænsning	Bemærkninger
1	Ja	Højst 15 % afvigelse fra referencetilstand	Referencetilstand fastsættes søspecifikt
2	Ja	Højst 15 % afvigelse fra referencetilstand	Referencetilstand fastsættes søspecifikt
5	Ja	Højst 15 % afvigelse fra referencetilstand	Referencetilstand fastsættes søspecifikt
6	Ja	Højst 15 % afvigelse fra referencetilstand	Referencetilstand fastsættes søspecifikt
9	Nej	-	Alkalinitet >0,2 meq/l
10	Nej	-	Alkalinitet >0,2 meq/l
11	Nej	-	Alkalinitet >0,2 meq/l
12	Nej	-	Alkalinitet >0,2 meq/l
13	Nej	-	Alkalinitet >0,2 meq/l
14	Nej	-	Alkalinitet >0,2 meq/l
15	Nej	-	Alkalinitet >0,2 meq/l

### 9.5.6 Næringsstofforhold

Anbefalinger i forhold til anvendelsen af næringsstofforhold (tidsvægtet sommergennemsnit) er angivet i tabel 9.5.4. For søtype 9, 10, 11 (kun TN) og 13 er værdierne fundet ved anvendelsen af resultaterne fra tool-kit analyserne (se tabel 7.1.1 og 7.1.2). Hvis der er beregnet værdier på baggrund af både makrofyter og klorofyl *a*, er der angivet gennemsnitlige værdier. Der er anvendt det

angivne middelsikkerhedsniveau. Disse værdier ligger tæt på de gennemsnitlige værdier, hvis der sammenlignes på tværs af forskellige lande og metoder (tabel 9.4.1). For de øvrige søtyper er anvendt værdier fra tabel 9.2.1, der er beregnet på baggrund af de fastsatte klorofylgrænser mellem god og moderat økologisk tilstand. Disse værdier er de tilbageregne værdier ved god-moderat grænsen og for de klorofylværdier, der er fastlagt for de enkelte søtyper jf. BEK om overvågning, bilag 3, del A, afsnit 3.2 søer, tabel 6.

**Tabel 9.5.4.** Forslag vedr. anvendelse af næringsstofforhold (TP og TN) til understøttelse af god økologisk tilstand. Hvis der indgår mindre end 10 søer/observationer i beregningen, er der ikke angivet nogen værdi.

Søtype	Anvendelig/ relevant	Afgrensning		Bemærkninger
		TP (µg/)	TN (mg/l)	
1	ja	42	0,9	
2	-	-	-	Anvend evt. grænser for søtype 10
5	ja	24	0,5	
6	-	-	-	Anvend evt. grænser for søtype 6
9	ja	60	1,1	
10	ja	29	0,8	
11	ja	57	1,0	
12	-	-	-	Anvend evt. grænser for søtype 11
13	ja	73	1,4	
14	-	-	-	Anvend evt. grænser for søtype 13
15	ja	61	1,3	



## 10. Referencer

- Alam, M. G. M., Jahan, N., Thalib, L., Wei, B., & Maekawa, T. (2001). Effects of environmental factors on the seasonal change of phytoplankton populations in a closed freshwater pond. *Environment International*, 27(5), 363–371. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(01\)00087-3](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(01)00087-3)
- Arts, G. H. P. (2002). Deterioration of Atlantic soft water macrophyte communities by acidification, eutrophication and alkalisation. *Aquatic Botany*, 73(4), 373–393. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(02\)00031-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(02)00031-1)
- Bartels, P., Hirsch, P. E., Svanbäck, R., & Eklöv, P. (2012). Water transparency drives intra-population divergence in Eurasian perch (*Perca fluviatilis*). *PLoS ONE*, 7(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043641>
- Bennion, H., Sayer, C. D., Tibby, J., & Carrick, H. J. (2010). Diatoms as indicators of environmental change in shallow lakes. *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences, Second Edition*, (November 2015), 152–173. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511763175.009>
- Blindow, I., & Schütte, M. (2007). Elongation and mat formation of *Chara aspera* under different light and salinity conditions. *Hydrobiologia*, 584(1), 69–76. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0578-9>
- Bornette, G., & Puijalon, S. (2011). Response of aquatic plants to abiotic factors: A review. *Aquatic Sciences*, 73(1), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s00027-010-0162-7>
- Brevé, N. W. P., Buijse, A. D., Kroes, M. J., Wannings, H., & Vriese, F. T. (2014). Supporting decision-making for improving longitudinal connectivity for diadromous and potamodromous fishes in complex catchments. *Science of the Total Environment*, 496, 206–218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.043>
- Brodersen, K. P., Dall, P. C., & Lindegaard, C. (1998). The fauna in the upper stony littoral of Danish lakes: Macroinvertebrates as trophic indicators. *Freshwater Biology*, 39(3), 577–592. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00298.x>
- Brucet, S., Boix, D., Nathansen, L. W., Quintana, X. D., Jensen, E., Balayla, D., Meerhoff, M., Jeppesen, E. (2012). Effects of temperature, salinity and fish in structuring the macroinvertebrate community in shallow lakes: Implications for effects of climate change. *PLoS ONE*, 7(2). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0030877>
- Brucet, S., Pédrón, S., Mehner, T., Lauridsen, T. L., Argillier, C., Winfield, I. J., Volta, P., Emmrich, M., Hesthagen, T., Holgren, K., Benejam, L., Kelly, F., Krause, T., Palm, A., Rask, M., Jeppesen, E. (2013). Fish diversity in European lakes: Geographical factors dominate over anthropogenic pressures. *Freshwater Biology*, 58(9), 1779–1793. <https://doi.org/10.1111/fwb.12167>
- Craig, J. F. (2008). A short review of pike ecology. *Hydrobiologia*, 601(1), 5–16. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9262-3>

Davidson T.A. og Søndergaard M., 2018. Test of an EU tool-kit to develop nutrient standards in lakes. Research note from DCE - Danish Centre for Environment and Energy, 27th August 2018.

Denys, L. (2007). Water-chemistry transfer functions for epiphytic diatoms in standing freshwaters and a comparison with models based on littoral sediment assemblages (Flanders, Belgium). *Journal of Paleolimnology*, 38(1), 97–116. <https://doi.org/10.1007/s10933-006-9064-z>

Dixit, S. S., & Smol, J. P. (1994). Diatoms as indicators in the Environmental Monitoring and Assessment Program-Surface Waters (EMAP-SW). *Environmental Monitoring and Assessment*, 31(3), 275–307. <https://doi.org/10.1007/BF00577258>

DTU AQUA. (2019). Fiskepleje.dk. Hentet 8. februar 2019, fra <https://www.fiskepleje.dk/fiskebiologi>

Edberg, F., Andersson, P., Borg, H., Ekström, C., & Hörnström, E. (2001). Reacidification effects on water chemistry and plankton in a limed lake in Sweden. *Water, A*, 130, 1763–1768.

Elliott, J. A., Jones, I. D., & Thackeray, S. J. (2006). Testing the sensitivity of phytoplankton communities to changes in water temperature and nutrient load, in a temperate lake. *Hydrobiologia*, 559(1), 401–411. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1233-y>

Feuchtmayr, H., McKee, D., Harvey, I. F., Atkinson, D., & Moss, B. (2007). Response of macroinvertebrates to warming, nutrient addition and predation in large-scale mesocosm tanks. *Hydrobiologia*, 584(1), 425–432. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0588-7>

Fidlerová, D., & Hlúbiková, D. (2016). Relationships between benthic diatom assemblages' structure and selected environmental parameters in Slovak water reservoirs (Slovakia, Europe). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (417), 27. <https://doi.org/10.1051/kmae/2016014>

Findlay, D. L. (2003). Response of phytoplankton communities to acidification and recovery in Killarney Park and the Experimental Lakes Area, Ontario. *Ambio*, 32(3), 190–195. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-32.3.190>

Flöder, S., & Burns, C. W. (2004). Phytoplankton diversity of shallow tidal lakes: Influence of periodic salinity changes on diversity and species number of a natural assemblage. *Journal of Phycology*, 40(1), 54–61. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2004.03050.x>

Fritz, S. C., Juggins, S., & Battarbee, R. W. (1993). Diatom Assemblages and Ionic Characterization of Lakes of the Northern Great Plains, North America: A Tool for Reconstructing Past Salinity and Climate Fluctuations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50(9), 1844–1856. <https://doi.org/10.1139/f93-207>

Geelen, J. F. M., & Leuven, R. S. E. W. (1986). Impact of acidification on phytoplankton and zooplankton communities. *Experientia*, 42, 486–494. <https://doi.org/10.1360/zd-2013-43-6-1064>

Hall, R. I., & Smol, J. P. (2010). Diatoms as indicators of lake eutrophication. I J. P. Smol & E. F. Stoermer (Red.), *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences, Second Edition* (s. 122–151). Cambridge University Press.

Haller, W. T., Sutton, D. L., & Barlowe, W. C. (1974). Effects of Salinity on Growth of Several Aquatic Macrophytes. *Ecology*, 55(4), 891–894. <https://doi.org/10.2307/1934427>

Havas, M., & Rosseland, B. O. (1995). Response of zooplankton, benthos, and fish to acidification: An overview I. *Water, Air and Soil Pollution*, (85), 51–62.

HVMFS. (2013). Havs- og vattenmyndighetens författningssamling (HVMFS). Senest revideret 2019-01-01. Hentet fra <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/foreskrifter.html>

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Amsinck, S., Jensen, J.P., Lauridsen, T.L., Pedersen, L.K., Landkildehus, F., Nielsen, K., Ryves, D., Bennike, O., Krog, G., Schriver, P. & Christensen, I. (2002). Søerne i De Østlige Vejle. Danmarks Miljøundersøgelser. 92 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 394. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Pedersen, A. R., Jürgens, K., Strzelczak, A., Lauridsen, T. L., & Johansson, L. S. (2007). Salinity induced regime shift in shallow brackish lagoons. *Ecosystems*, 10(1), 48–58. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9007-6>.

Jeppesen, E., Brucet, S., Naselli-Flores, L., Papastergiadou, E., Stefanidis, K., Nöges, T., Nöges, P., Attayde, J. L., Zohary, T., Coppens, J., Bucak, T., Menezes, R. F., Freitas, F. R. S., Kernan, M., Søndergaard, M., Beklioglu, M. (2015). Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia*, 750(1), 201–227. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2169-x>

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J. P., Havens, K. E., Anneville, O., Carvalho, L., Coveney, M. F., Deneke, R., Dokulil, M. T., Foy, B., Gerdeaux, D., Hampton, S. E., Hilt, S., Kangur, K., Köhler, J., Lammens, E. H. H. R., Lauridsen, T. L., Manca, M., Miracle, M. R., Moss, B., Nöges, P., Persson, G., Phillips, G., Portielje, R., Romo, S., Schelske, C. L., Straile, D., Tatrai, I., Willén, E., Winder, M. (2005). Lake responses to reduced nutrient loading - An analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology*, 50(10), 1747–1771. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01415.x>

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Kanstrup, E., Petersen, B., Henriksen, R. B., Hammershøj, M., Mortensen, E., Jensen, J. P., Have, A. (1994). Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? *Hydrobiologia*, 275/276, 15–30.

Johansson, L.S., Søndergaard, M., Larsen, S.E. & Bjerring, R. 2019. Udvikling af biologisk indeks for fytobenthos 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>

Keskkonnaminister. (2010). Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord. Hentet 8. februar 2019, fra <https://www.riigiteataja.ee/akt/13210253?leiaKehtiv>

Keskkonnaministeri. (2010). Maismaa seisuveekogude pinnaveekogumite ökooloogiliste seisundiklasside piirid bioloogiliste, füüsikalise-keemiliste ja hüdro-morfoloogiliste kvaliteedielementide ja kvaliteedinäitajate järgi.

Köhler, J., Hilt, S., Adrian, R., Nicklisch, A., Kozerski, H. P., & Walz, N. (2005). Long-term response of a shallow, moderately flushed lake to reduced external phosphorus and nitrogen loading. *Freshwater Biology*, 50(10), 1639–1650. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01430.x>

Lien, L., Raddum, G. G., Fjellheim, A., & Henriksen, A. (1996). A critical limit for acid neutralizing capacity in Norwegian surface waters, based on new analyses of fish and invertebrate responses. *Science of the Total Environment*, 177(1–3), 173–193. <https://doi.org/10.1016/j.ifacol.2015.06.031>

Lowe, R. L. (1996). Periphyton patterns in lakes. I R. J. Stevenson, R. L. Lowe, & M. Bothwell (Red.), *Algal Ecology* (s. 57–76). Academic press.

Middelboe, A. L., & Markager, S. (1997). Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*, 37(3), 553–568. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00183.x>

Nielsen, D. L., Brock, M. A., Rees, G. N., & Baldwin, D. S. (2003). Effects of increasing salinity on freshwater ecosystems in Australia. *Australian Journal of Botany*, 51(6), 655–665. <https://doi.org/10.1071/BT02115>

Nürnberg G.K. (2002) Quantification of Oxygen Depletion in Lakes and Reservoirs with the Hypoxic Factor, *Lake and Reservoir Management*, 18:4, 299-306, DOI: 10.1080/07438140209353936.

Osakanen J. 2018. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>

Olsen, S. K. M., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Zhao, S., & Li, W. (2016). Spiller kvælstof en rolle for tilstanden i søerne? *Vand & Jord*, (2).

O'Toole, C., Donohue, I., Moe, S. J., & Irvine, K. (2008). Nutrient optima and tolerances of benthic invertebrates, the effects of taxonomic resolution and testing of selected metrics in lakes using an extensive European database. *Aquatic Ecology*, 42, 277–291.

Poikane S. Phillips G., Birk S., Freed G., Kellye M.G & Willby N.J. 2019. Deriving nutrient criteria to support 'good' ecological status in European lakes: An empirically based approach to linking ecology and management. *Science of Total Environment* 650: 2074-2084.

Riis, T., & Sand-Jensen, K. (1998). Development of vegetation and environmental conditions in an oligotrophic Danish lake over 40 years. *Freshwater Biology*, 40(1), 123–134. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00338.x>

Rooney, N., & Kalff, J. (2000). Inter-annual variation in submerged macrophyte community biomass and distribution: The influence of temperature and lake morphometry. *Aquatic Botany*, 68(4), 321–335. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(00\)00126-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(00)00126-1)

Roubeix, V., Daufresne, M., Argillier, C., Dublon, J., Maire, A., Nicolas, D., Raymond, J.-C., Danis, P.-A. (2017). Physico-chemical thresholds in the distribution of fish species among French lakes. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, (418), 41. <https://doi.org/10.1051/kmae/2017032>

Rychla, A., Benndorf, J., & Buczyński, P. (2011). Impact of pH and conductivity on species richness and community structure of dragonflies (Odonata) in small mining lakes. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*, 179(1), 41–50. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2011/0179-0041>

Sand-Jensen, K., & Lindegaard, C. (2004). *Ferskvandsøkologi*. Gyldendal.

Schartau, A. K., Moe, S. J., Sandin, L., McFarland, B., & Raddum, G. G. (2008). Macroinvertebrate indicators of lake acidification: Analysis of monitoring data from UK, Norway and Sweden. *Aquatic Ecology*, 42(2), 293–305. <https://doi.org/10.1007/s10452-008-9186-7>

Schönfelder, I., Gelbrecht, J., & Steinberg, C. E. W. (2002). Relationships between littoral diatoms and their chemical environment in northeastern German lakes and rivers. *Ecology*, 82(November 2001), 66–82.

Skotsk regering. (2014a). *Environmental Protection - The Scotland River Basin District (Standards) Directions 2014*. Hentet fra <http://www.scotland.gov.uk/Publications/2014/08/6532/downloads>

Skotsk regering. (2014b). *The Scotland River Basin District (Status) Directions 2014*.

Ringkøbing amt (2005). NOVANA-rapportering, Indikatorrapport. Miljøtilstand i Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord 2004. <https://mst.dk/media/123157/indikatorrapport-2004-rf-og-nf.pdf>

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

Søndergaard, M., Larsen, S. E., Jørgensen, T. B., & Jeppesen, E. (2011). Using chlorophyll a and cyanobacteria in the ecological classification of lakes. *Ecological Indicators*, 11(5), 1403–1412. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.03.002>

Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Kristensen, E. A., Baattrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., Bjerring, R. & Friberg, N. (2013). *Biologiske indikatorer i danske søer og vandløb*. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

Søndergaard, M. & Lauridsen, T.L. 2014. Fugle og karpers påvirkning af søer. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 50 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 84. [dce2.au.dk/pub/SR84.pdf](https://dce2.au.dk/pub/SR84.pdf)

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. [dce2.au.dk/pub/SR139.pdf](http://dce2.au.dk/pub/SR139.pdf).

Søndergaard, M., Johansson, L.S. & Levi, E. 2018. Danske søtyper. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 162 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 282 <http://dce2.au.dk/pub/SR282.pdf>.

Søndergaard, M., Johansson, L.S., Olesen, A. & Levi E. 2019. Anvendelsen af hydromorfologiske kvalitetselementer til understøttelse af økologisk tilstandsvurdering i søer. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 317.

STOWA. (2007). Getalswaarden bij de goede ecologische toestand voor oppervlaktewater voor de algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen temperatuur, zuurgraad, doorzicht, zoutgehalte en zuurstof.

STOWA. (2012). Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2021.

UKTAG. (2008). UK environmental standards and conditions (Phase 1). Final report.

van den Brink, F. W. B., & van der Velde, G. (1993). Growth and morphology of four freshwater macrophytes under the impact of the raised salinity level of the Lower Rhine. *Aquatic Botany*, 45(4), 285–297. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(93\)90029-V](https://doi.org/10.1016/0304-3770(93)90029-V)

Vestergaard, O., & Sand-Jensen, K. (2000). Aquatic macrophyte richness in Danish lakes in relation to alkalinity, transparency, and lake area. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(10), 2022–2031. <https://doi.org/10.1139/f00-156>

Wiberg-Larsen, P., & Rasmussen, J. J. (2016). A new Danish macroinvertebrate index for lakes - a method to assess ecological quality. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 38 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 223. <http://dce2.au.dk/pub/SR223.pdf>.

Wilhm, J., & McClintock, N. (1978). Dissolved oxygen concentration and diversity of benthic macroinvertebrates in an artificially destratified lake. *Hydrobiologia*, 57(2), 163–166. <https://doi.org/10.1007/BF00016460>

Wollheim, W. M., & Lovvorn, J. R. (1995). Salinity effects on macroinvertebrate assemblages and waterbird food webs in shallow lakes of the Wyoming High Plains. *Hydrobiologia*, 310(3), 207–233. <https://doi.org/10.1007/BF00006832>

Yagci, A., Apaydin Yagci, M., Bilgin, F., & Erbatur, I. (2016). The effects of physicochemical parameters on fish distribution in Egirdir Lake, Turkey. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 15(2), 846–857. <https://doi.org/10.1053/j.gastro.2010.04.047>

Yi, Y., Sun, J., Yang, Y., Zhou, Y., Tang, C., Wang, X., & Yang, Z. (2018). Habitat suitability evaluation of a benthic macroinvertebrate community in a shallow lake. *Ecological Indicators*, *90*(October 2017), 451–459. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.039>

Zhang, P., Blonk, B. A., van den Berg, R. F., & Bakker, E. S. (2018). The effect of temperature on herbivory by the omnivorous ectotherm snail *Lymnaea stagnalis*. *Hydrobiologia*, *812*(1), 147–155. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2891-7>

# 11. Bilag

## 11.1 Eksempler på procedure for beregninger af TP og TN ved anvendelse af tool-kit

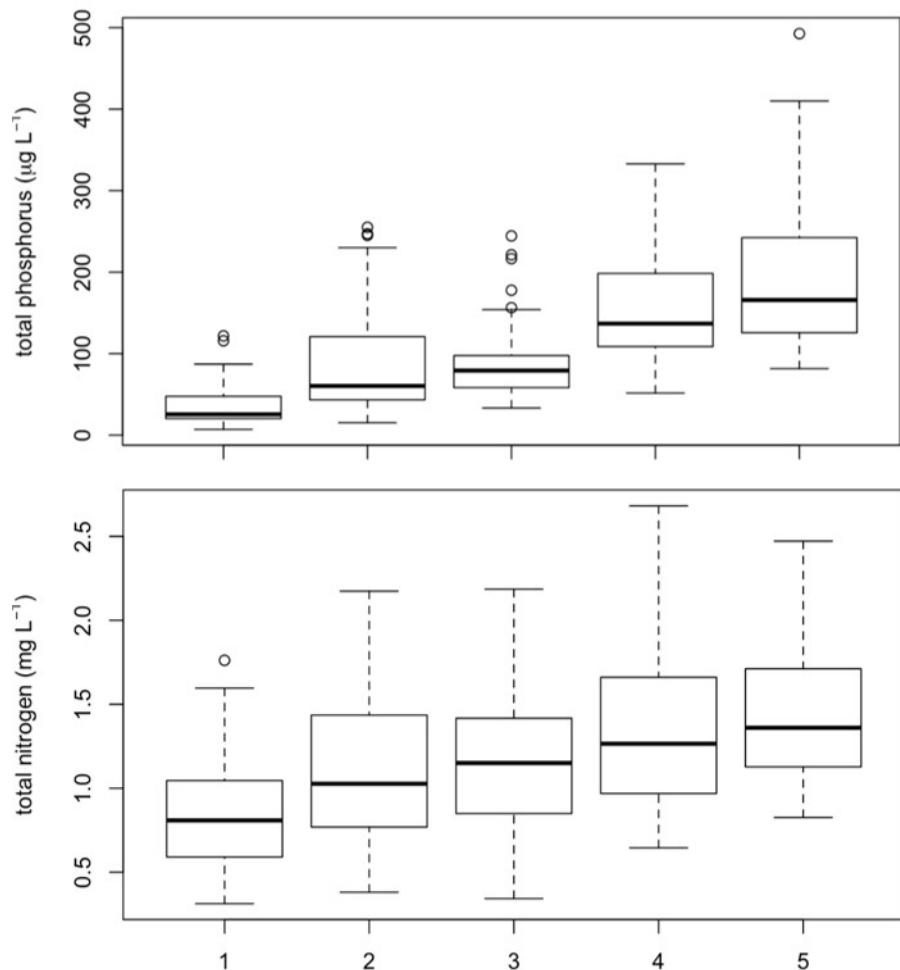
I dette bilag gives der et eksempel på den procedure og de beregninger, der foretages ved anvendelsen af EU's analyseværktøj, tool-kit til fastsættelse af næringsstofkoncentrationer (TP og TN) på baggrund af de biologiske kvalitetselementer. Som eksempel er vist sammenhænge mellem indhold af klorofyl *a* og næringsstoffer for søtype 9.

Tool-kit anvender forskellige metoder til at fastsætte næringsstofværdier, der understøtter høj og god økologisk tilstand. I første omgang anvendes tre typer af regressionsanalyser, som primært kan anvendes på data med lineære sammenhænge. Dernæst kan anvendes kategoriske og logistiske regressionsmetoder. Der henvises til Davidson & Søndergaard (2018) og Poikane m.fl. (2019) for en nærmere beskrivelse af baggrund, metoder og tolkning af resultater ved anvendelsen af dette analyseværktøj.

### 11.1.1 Regressionsanalyser

I Fig. 11.1.1 vises boxplots for de anvendte TP- og TN-værdier, der repræsenterer de fem klasser af klorofylkoncentrationer anvendt til fastsættelse af økologisk tilstand (se BEK om overvågning, bilag 3, del A, afsnit 3.2 søer, tabel 6).

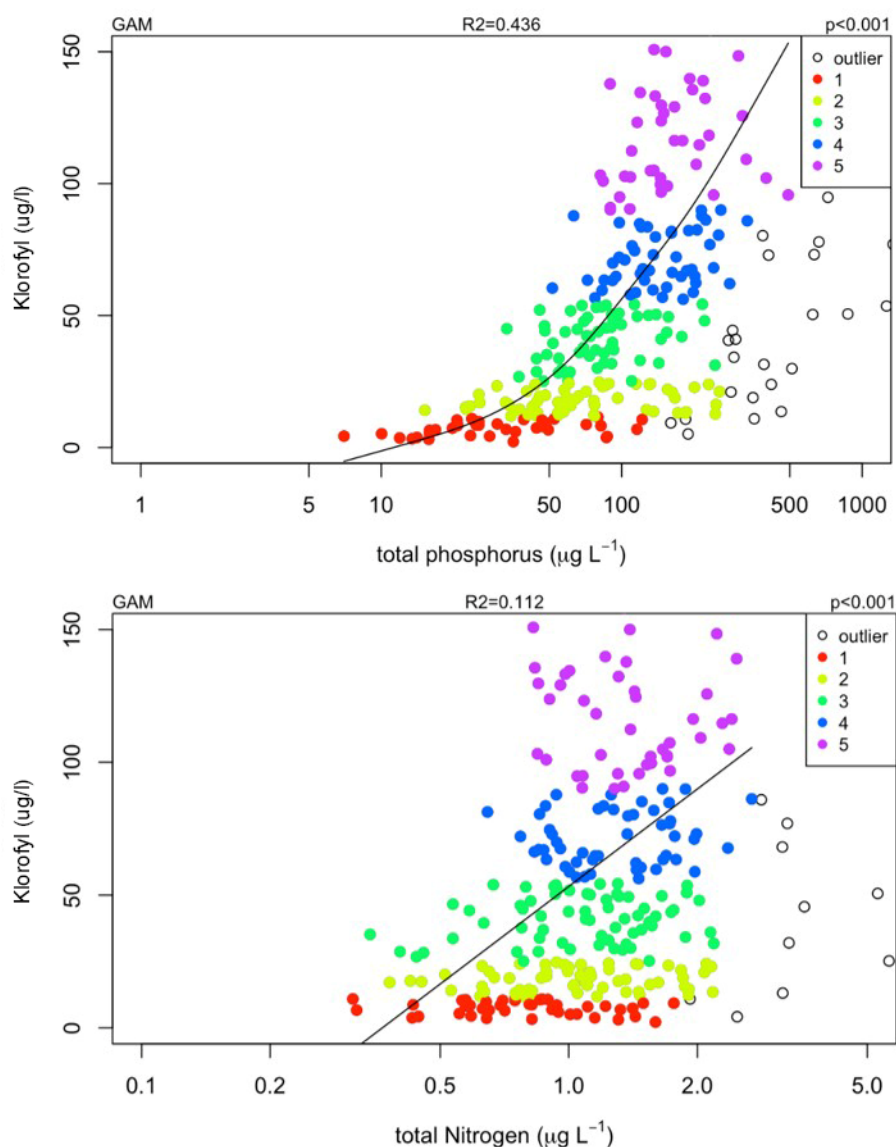
**Figur 11.1.1.** Boxplots af klorofyl-EQR-grupper i forhold til TP og TN. Klasse 1 er bedst og klasse 5 dårligst.





I den følgende figur tjekkes for linearitet mellem indhold af næringsstoffer og klorofyl a (outliers fjernes fra model, men ikke fra graf, Fig. 11.1.2).

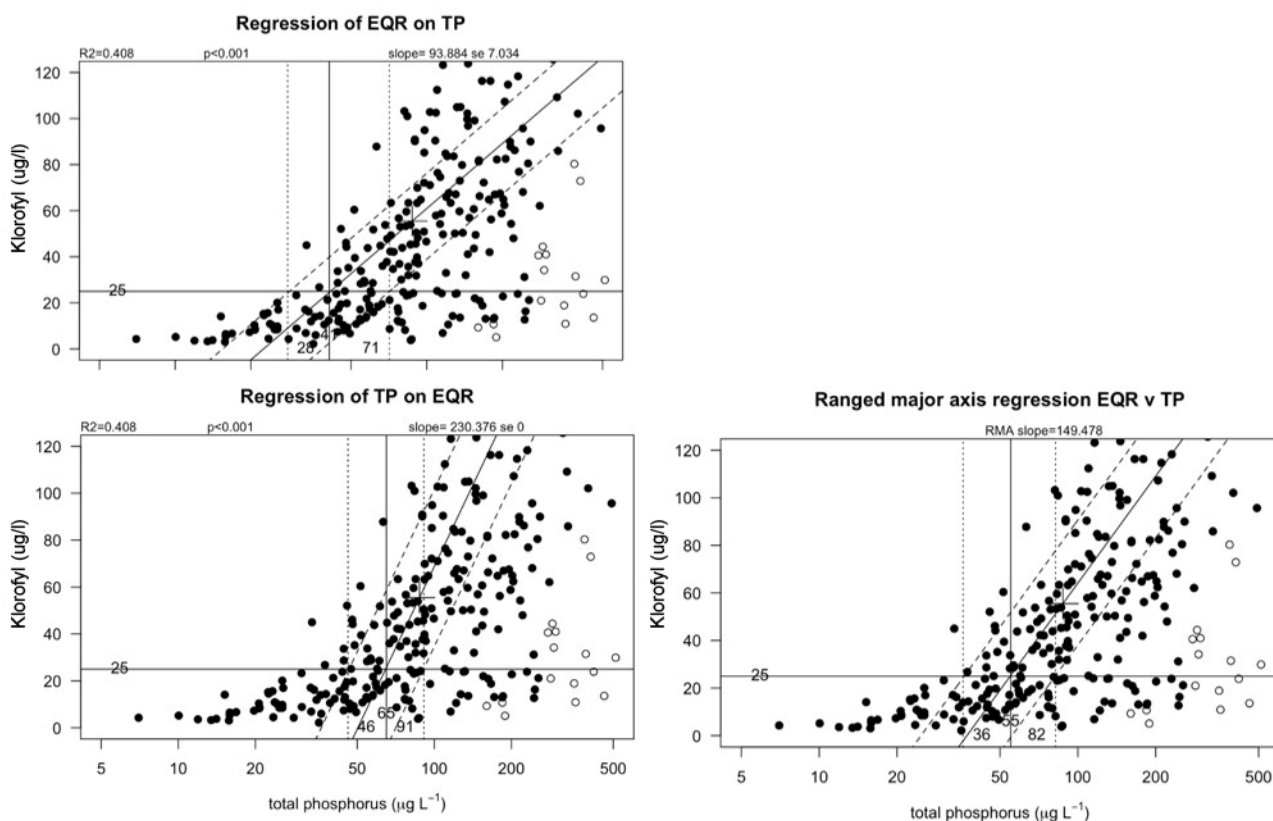
**Figur 11.1.2.** Sammenhæng mellem indhold af næringsstoffer (TP og TN) og indhold af klorofyl a i søtype 9. De forskellige farver angiver de fem økologiske klasser baseret på indhold af klorofyl a (jf. BEK om overvågning, bilag 3, del A, afsnit 3.2 søer, tabel 6).



I Fig. 11.1.3 er anvendt forskellige regressionsanalyser til at illustrere sammenhænge mellem klorofyl a og næringsstofindhold (TP og TN). Resultatet af de tre typer af regressioner er vist i tabel 11.1.1:

1. OLS-model 1 – EQR beregner TP (antager ingen usikkerhed i predictor).
2. RMA model 4 – (en balanceret regression, som tillader usikkerhed på både predictor og response variabel).
3. OLS model 2 – TP beregner EQR (antager ingen usikkerhed i predictor).

Hver model angiver en middel, en lav og en høj kvartil for god-moderat og høj-god grænsen, benævnt henholdsvis GM (god-moderate, middel), GML (god-moderat, lav), GMH (god-moderat, høj), HG (høj-god, middel), HGL (høj-god, lav), HGH (høj-god, høj) i tabel 11.1.1. Tool-kit-guiden foreslår at anvende middelværdien for de tre regressionstyper som det mest sandsynlige ('most likely range') udfald. I dette eksempel ligger det sandsynlige udfald for TP dermed mellem 41-65 µg/l. Guiden foreslår det mulige udfaldsrum ('possible range') som værende den øvre og nedre kvartil for RMA-modellen, i dette eksempel 36-82 µg/l.



**Figur 11.1.3.** Plots for de 3 typer af regression - 1. EQR for P, 2. P for EQR og 3. balanceret regression. EQR-værdien angiver i dette tilfælde de værdier for klorofylindholdet, der anvendes til at afgrænse de økologiske klasser.

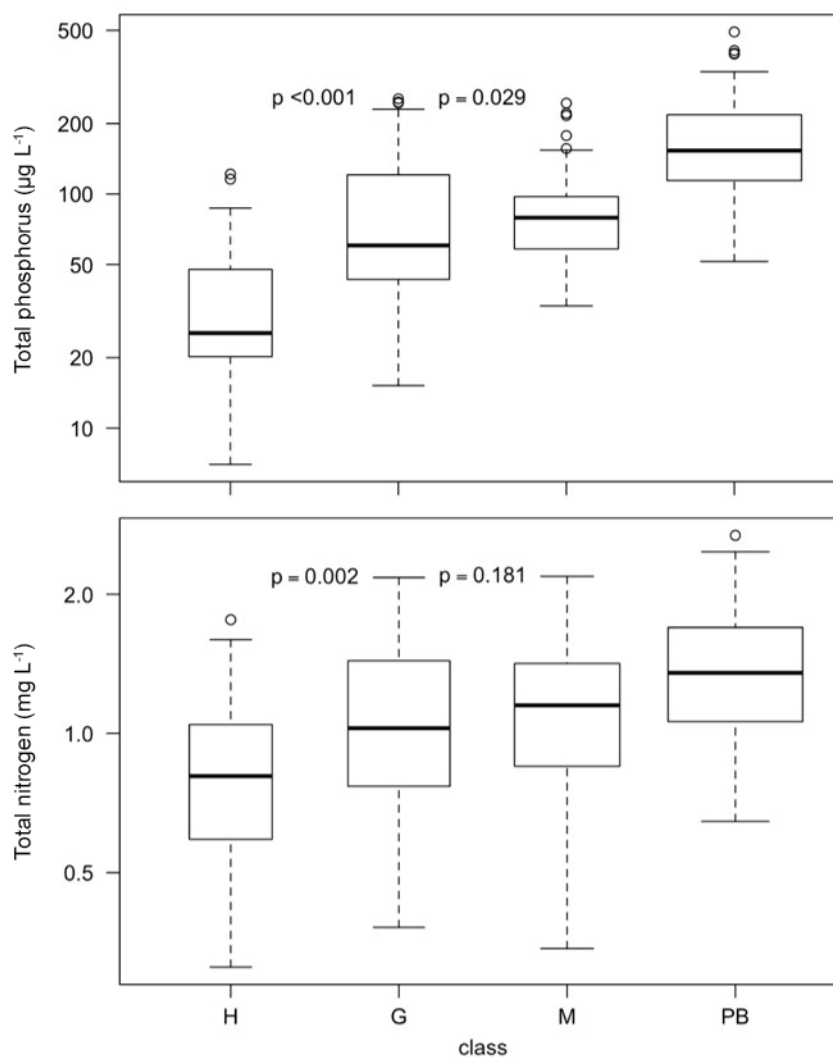
**Tabel 11.1.1.** Resultater af regressionsanalyser vist i Fig. 11.1.3.  $R^2$  er kun vist, hvis den er høj nok.

Model	$R^2$	N	slope	intercept	GM	GML	GMH	HG	HGL	HGH
OLS mod 1	0.405	261	93.88	-126.8	41	71	28	30	51	21
RMA mod 4			149.4	-234.8	55	82	36	45	67	30
OLS mod 2			230.4	-391.9	65	91	46	57	79	41

### 11.1.2 Kategoriske metoder

I det følgende vises resultater ved anvendelsen af kategoriske analysemetoder. Disse metoder er mere robuste, når det drejer sig om ikke-lineære sammenhænge. I Fig. 11.1.4 samt tabel 11.1.2 vises resultaterne af disse analyser.

**Figur 11.1.4.** Grafisk præsentation af resultater fra de kategori-ske analysemetoder for TP og TN ved inddeling i fire klasser (høj, god, moderat, ringe/dårlig).

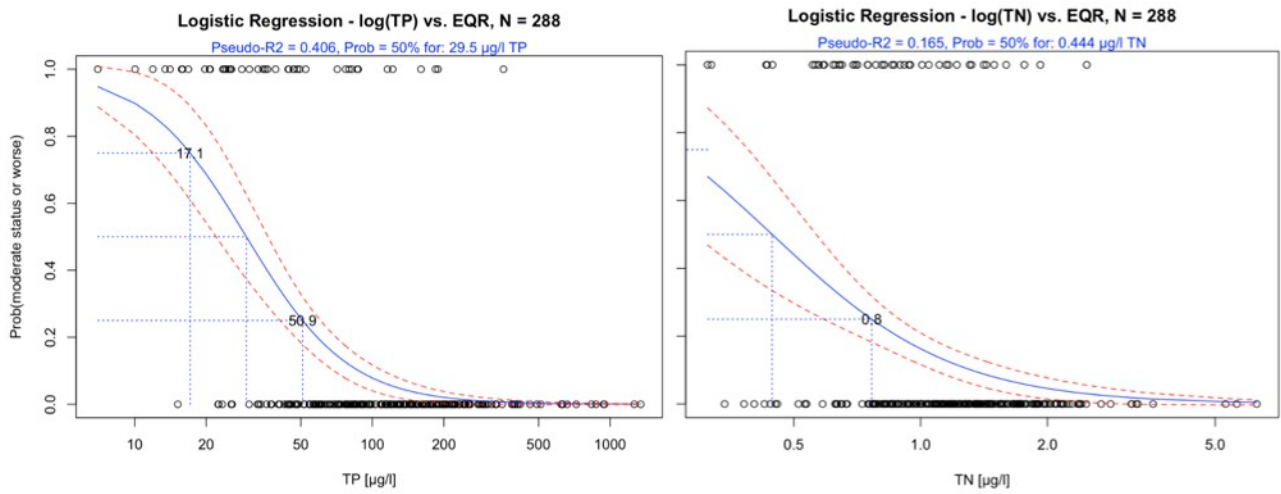


**Tabel 11.1.2.** Resultater fra den kategori-ske metode og fastlæggelse af percentiler for TP (venstre, µg/l) og TN (højre, mg/l) for de fem økologiske klasser.

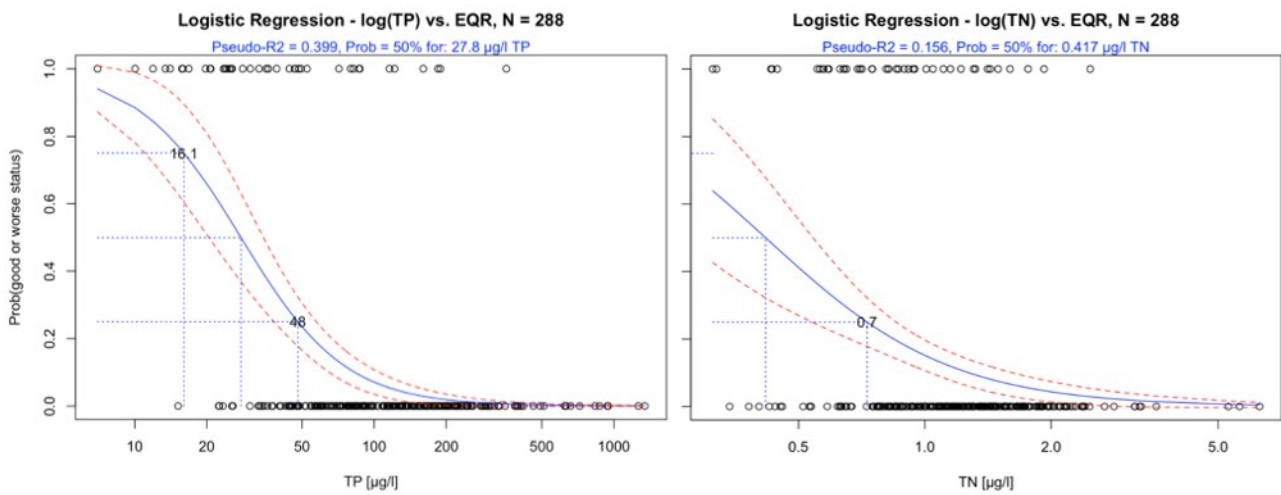
Percentil	TP				TN			
	Høj	God	Moderat	Ringede/dårlig	Høj	God	Moderat	Ringede/dårlig
95	90,0	231,6	177,7	329,6	1,49	2,07	1,89	2,33
75	47,6	120,8	97,5	217,3	1,04	1,42	1,41	1,69
50	25,5	60,3	79,2	153,3	0,81	1,03	1,15	1,35
25	20,2	43,2	58,3	114,2	0,59	0,77	0,85	1,07
5	11,7	23,3	44,3	83,0	0,43	0,51	0,48	0,85

### 11.1.3 Logistiske metoder

Den sidste analysemetode, som foreslået i tool-kit'et, er anvendelsen af logistiske regressionsmetoder. I Fig. 11.1.5 og 11.1.6 vises resultaterne for de to næringsstoffer for henholdsvis god-moderat grænsen (sandsynlighed for moderat tilstand eller værre) og høj-god grænsen (sandsynlighed for god tilstand eller værre). Median- og kvartilværdier er indsat i figurerne.



**Figur 11.1.5.** Plot over sandsynligheden for moderat status eller værre med fastsættelse af N- grænseværdier og graden af sandsynlighed.



**Figur 11.1.6.** Plot over sandsynligheden for god status eller værre med fastsættelse af TP- og TN-grænseværdier og graden af sandsynlighed.

[Tom side]

## ANVENDELSEN AF FYSISK-KEMISKE KVALITETS- ELEMENTER TIL UNDERSTØTTELSE AF ØKOLOGISK TILSTANDSVURDERING I SØER

Fysisk-kemiske kvalitetselementer skal anvendes som støtte til de biologiske kvalitetselementer ved vurdering af den økologiske tilstand i søer. Seks fysisk-kemiske kvalitetselementer (sigtdybde, termiske forhold, iltforhold, salinitet, forsuretilstand og næringsstofforhold) er her undersøgt med henblik på at vurdere deres relevans i danske søer og på at fastsætte værdier, der kan understøtte den økologiske klassificering. Især indholdet af næringsstoffer (totalfosfor og totalkvælstof) og, i nogle søtyper, sigtdybden er oplagte at anvende som støtteelementer. Salinitet og forsuretilstand indgår i fastlæggelsen af danske søtyper og er derfor kun relevante som støtteelementer i nogle søtyper, mens termiske forhold og iltindhold vurderes at være mindre relevante/anvendelige. På baggrund af empiriske analyser er der foreslået værdier for indhold af totalfosfor, totalkvælstof og sigtdybde, der understøtter fastlæggelsen af den gode økologiske tilstand for de fleste danske søtyper.