

# Konsekvensanalyse vedrørende vurdering af økologisk tilstand ved anvendelse af kvalitetselementerne fyttoplankton og makrofyter i søer

---

Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 30. maj 2013

Martin Søndergaard, Søren E. Larsen & Rikke Bjerring

Institut for Bioscience

Rekvirent:  
Naturstyrelsen  
Antal sider: 21

Kvalitetssikring, centret:  
Poul Nordemann Jensen



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Tel.: +45 8715 0000  
E-mail: [dce@au.dk](mailto:dce@au.dk)  
<http://dce.au.dk>

# Indhold

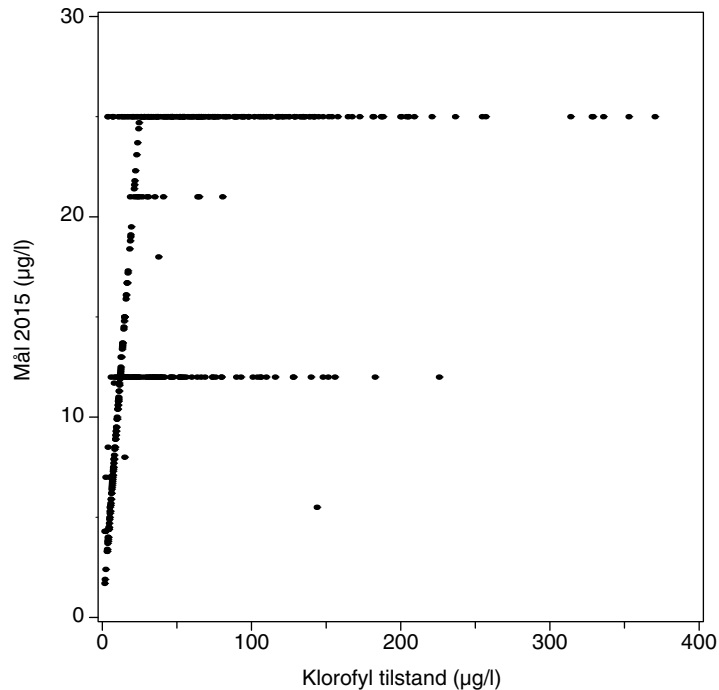
1	Baggrund	3
2	Formål	4
3	Data og metoder	4
4	Reduktionsbehov beregnet på grundlag af fosfortilførsel og P-krav beregnet ved makrofyte- og fytoplankton-indices	6
5	Reduktionsbehov beregnet på grundlag af fosfortilførsel og observationer af makrofyter og fytoplankton	11
6	Usikkerheder og sandsynlighed for målopfyldelse	13
7	Konklusioner	15
8	Referencer	16
9	Bilag	17

## 1 Baggrund

Vandplanerne, der blev fremlagt i december 2011, omfatter i alt 924 søer over 1 hektar. Alle søer større end 5 hektar er indeholdt, mens kun en lille andel af søerne mellem 1 og 5 hektar er med. I Bilag 1 er der en nærmere beskrivelse af søerne, deres tilstand og målsætninger som fremlagt i vandplanerne december 2011. Vandplanerne og den økologiske klassificering er udarbejdet på baggrund af søernes indhold af klorofyl *a*. Dette indhold er efterfølgende omregnet til krav om højeste fosforindhold, hvilket efterfølgende kan relateres til den eksterne fosfortilførsel og eventuelt krav til reduktion af fosfortilførsel.

Sammenhængen mellem målt og ønsket klorofylindhold i 2015, som angivet i vandplanerne, er vist i Figur 1. De to vandrette "linjer" ved 25 og 12  $\mu\text{g}$  klorofyl/l svarer til den grænse, der er anvendt mellem god-moderat tilstand i hhv. lavvandede og dybe søer. I et mindretal af de lavvandede søer er kravet sat til 21  $\mu\text{g}/\text{l}$ , og derfor er der en lille "ekstra linje" ved denne koncentration. "1:1-linjen" fremkommer, fordi tilstanden ikke må forværres i nogen søer i forhold til den nuværende tilstand. Som det ses, er der dog enkelte søer, hvor dette ikke er tilfældet.

**Figur 1.** Sammenhæng mellem målte klorofyl-koncentrationer (x-akse) og højst ønskede koncentrationer (y-akse). Få værdier med klorofylkoncentrationer højere end 400  $\mu\text{g}/\text{l}$  er udeladt.



I den næste generation af vandplaner forventes flere af de biologiske kvalitetselementer, som fastsættelsen af den økologiske kvalitet i søer skal bygge på, at blive indarbejdet. I forhold til dette foreligger der for danske søer interkalibrerede resultater for fytoplankton og makrofytter (undervandsplanter), som sammen med klorofyl *a* skal anvendes i de kommende vandplaner. For de øvrige kvalitetselementer: fisk, bunddyr og phytobenthos (del af makrofytelementet), foreligger der endnu ikke danske indices, der er interkalibrerede.

## 2 Formål

I de nuværende vandplaner er indsatsbehov over for den eksterne fosforbelastning for at kunne leve op til mindstekravet om en god økologisk tilstand beregnet alene på grundlag af indholdet af klorofyl *a*. Spørgsmålet er, i hvilket omfang anvendelse af flere indikatorer og kvalitetselementer vil påvirke kravet til belastningsreduktion.

For at kunne besvare dette ønsker NST: *"Til brug for vurdering af konsekvensen af IC-resultatet har vi derfor behov for at teste de respektive interkalibreringsresultater på de enkelte medier (vandløb, søer og kystvande).*

I dette notat analyseres data angivet i vandplanerne og de grænser, der er foreslået anvendt på baggrund af makrofyte- og fytoplanktondata (jf. Søndergaard et al., 2013). Makrofyter og fytoplankton er indtil videre de to eneste interkalibrerede kvalitetselementer for søerne. Analyserne er baseret på vandplandata modtaget af Naturstyrelsen (mail fra Claus Koch, 7.9.12, 15:32) og på de rammer for fosforindhold, der er beregnet for at opnå en eqr-værdi på 0,6 jf. Søndergaard et al. (2013). Se afsnit 6 og Bilag 2 vedrørende usikkerheder ved fastsættelsen af økologiske grænser. Dette notat omfatter ikke økonomiske analyser.

## 3 Data og metoder

Data fra NST omfatter en liste over alle danske målsatte søer med angivelse af deres specifikke krav til P (fosfor)-reduktion jf. de udmeldte vandplaner december 2011. Listen er udarbejdet per sø og angiver også en række andre variable til brug for analyserne (søtype, areal, vandtilførsel, fosfortilførsel, middeldybde m.m.). Der tages forbehold for eventuelle fejl og misfortolkninger i de fremsendte dataark.

Følgende generelle metoder og forudsætninger er anvendt ved analyserne:

- Analyser i forhold til krav baseret på forekomst af makrofyter (undervandsplanter) og fytoplankton er gennemført på baggrund af data indsamlet og anvendt i forbindelse med projektet "Biologiske indikatorer til vurdering af økologisk kvalitet i danske søer og vandløb" (Søndergaard et al. 2013). Denne rapport omfatter makrofyte- og fytoplanktondata fra 200-500 søår. Eventuelle P-reduktionsbehov beregnet på baggrund af makrofyte- og fytoplanktondata fastsættes med udgangspunkt i datasættet nævnt ovenover.
- Eventuelle P-reduktionsbehov beregnet på baggrund af makrofyte- og fytoplanktondata fastsættes med udgangspunkt i relationerne angivet i Søndergaard et al. (2013, se også Bilag 2). Det vil sige, at der beregnes en maksimal tilladelig P-koncentration for at opnå en eqr-værdi på 0,6 (god-moderat grænse). Forskel mellem målt og maksimal tilladelig P-koncentration beregnes og anvendes til at vurdere evt. P-reduktionsbehov.
- Der er kun taget stilling til god-moderat grænsen, ikke om der evt. er krav i forhold til høj-god eller andre grænser.
- Der er kun gennemført analyser for de to interkalibrerede søtyper, dybe og lavvandede, jf. opdelingen i Søndergaard et al. (2013). Det vil sige, at alle søer er inddelt i disse to søtyper.

- Sammenhæng mellem TP (totalfosfor)-koncentration i søen og indløbskoncentration er vurderet på baggrund af Vollenweider-modellen og med kendskab til vandets opholdstid. Der tages ikke højde for mulig indvirkning på fosforkoncentrationen af den interne fosforbelastning. Der er heller ikke taget højde for, at Vollenweider angiver årsmiddelværdier, mens de angivne grænser og værdier i Søndergaard et al. (2013) primært er baseret på sommergennemsnit. Dette kan især give en skæv fordeling i de næringsrige, lavvandede søer, hvor sommerkoncentrationer af TP er væsentligt højere end vinterkoncentrationer. Forskellen mellem sommer- og vinterværdier er mindre i de mere næringsfattige søer, herunder også forventeligt de fleste med høj eller god økologisk tilstand og til dels søer med moderat tilstand.
- Krav til målopfyldelse baseres på krav til målopfyldelse via sammenhæng med fosfor og fosforreduktion (dvs. omfatter ikke andre muligheder for kravopfyldelse via fx kvælstofreduktion eller sørestaurering).
- Der er ikke gennemført nogen økonomisk analyse i dette projekt, men behov til antal kg fosfor for at opnå målopfyldelse kan anvendes som udgangspunkt.

Fra data fra vandplansøerne stillet til rådighed af NST er for hver sø anvendt:

- Sønavn
- Sønnummer (STOQ)
- Søtype
- Søens vandvolumen (vol)
- Samlet årlig vandtilførsel ( $Q_{ind}$ )
- Samlet årlig totalfosfortilførsel ( $P_{tilførsel}$ ). Som TP-tilførsel er anvendt baseline, dvs. forventet tilførsel i 2015. Angivet som "*Baseline-belastning, fosfor i kg P/år*" i NST-datasæt. Der henvises til NST for, hvordan denne værdi fastsættes og med hvilken sikkerhed.
- Fosforreduktionsbehov, efter baseline og efter generel indsats og punktkilder ( $red\_behov$ ). Angivet som "*Reduktionsbehov efter generel indsats og punktkilder, fosfor i kg P/år*" i NST-datasæt. Der henvises til NST for, hvordan denne værdi fastsættes og med hvilken sikkerhed.
- Fosforreduktionsbehov, efter baseline ( $red\_behov\_base$ ). Angivet som "*Reduktionsbehov efter baseline, fosfor i kg P/år*" i NST-datasæt. Der henvises til NST for, hvordan denne værdi fastsættes og med hvilken sikkerhed.

Disse data er anvendt til at beregne:

- Vandets opholdstid ( $tw$ ).  $tw = vol/Q_{ind}$
- Gennemsnitlig indløbskoncentration af TP ( $P_{ind}$ ). Beregnet som  $P_{tilførsel}/Q_{ind}$ .
- TP-søkoncentration ( $P_{sø}$ ) ved ligevægt. Der er anvendt Vollenweider:  $P_{sø} = P_{ind}/(1 + \sqrt{tw})$ .
- Behov for belastningsreduktion jf. makrofytindeks og fytoplanktonindeks. Udregnet som behov for TP-indhold i søvandet ved makrofyt-eqr = 0,6 og fytoplankton-eqr = 0,6, som efterfølgende er omregnet via Vollenweider til krav til indløbskoncentration ( $krav\_indløb$ ). Disse beregninger er behæftet med en betydelig usikkerhed, som det fremgår af bilaget. At netop grænsen mellem god-moderat anvendes betyder, at fordelingen af observationer omkring denne værdi gennemsnitligt vil bestå af lige man-

ge beregnede værdier større end 0,6 (høj og god tilstand) og lige mange værdier under 0,6 (moderat, ringe og dårlig tilstand).

- Behov for belastningsreduktion er derefter udregnet som differens mellem  $P_{ind}$  og  $krav_{indløb}$  multipliceret med den årlige vandmængde.
- Eventuelle ekstra krav til P-reduktion er udregnet som kravet beregnet via makrofytt- eller fytoplanktonindekset fratrukket kravet angivet i vandplanerne.

#### **Vedr. makrofytter:**

Ved beregning af P-reduktionsbehov jf. makrofyttindekset er der anvendt de krav-værdier til indhold af TP ved god-moderat grænsen (makrofytt-eqr = 0,6), der er angivet i Tabel 2.2.5 i Søndergaard et al. (2013), se også Bilag 3. Det vil sige, at for de dybe søer er der anvendt hhv. en estimeret TP-værdi på 61  $\mu\text{g P/l}$  (makrofyttkrav\_1) og 48  $\mu\text{g/l}$  (makrofyttkrav\_2). Makrofyttkrav\_1 og makrofyttkrav\_2 henviser til, om de anvendte regressioner er baseret på alle søår (data indgår fra flere år fra samme sø) eller alle søer (hver sø er kun med én gang (som gennemsnitsværdi)), se også Søndergaard et al. (2013). For de lavvandede søer er de tilsvarende TP-værdier 76  $\mu\text{g P/l}$  og 64  $\mu\text{g P/l}$  ved hhv. makrofyttkrav\_1 og makrofyttkrav\_2. Værdierne i Tabel 2.2.5 er behæftede med store usikkerheder, som også illustreret ved de meget store 95 % sikkerhedsgrænser angivet i Søndergaard et al. (2013). Usikkerheder og deres betydning er vurderet i afsnit 6.

#### **Vedr. fytoplankton:**

Ved beregning af P-reduktionsbehov jf. fytoplanktonindekset er der anvendt de krav-værdier til indhold af TP ved god-moderat grænsen (fytt-eqr= 0,6), der er angivet i Tabel 2.1.5 i Søndergaard et al. (2013), se også Bilag 3. Det vil sige, at for de dybe søer er der anvendt en estimeret TP-værdi på 36  $\mu\text{g P/l}$  og for de lavvandede søer en estimeret TP-værdi på 41  $\mu\text{g P/l}$ . Værdierne i Tabel 2.1.5 er behæftede med store usikkerheder, som også angivet i rapporten. Usikkerhed og deres betydning er vurderet i afsnit 6.

#### **Fremgangsmåde**

Der er anvendt to fremgangsmåder til at vurdere, hvordan inddragelsen af makrofytt- og fytoplanktonindekset evt. påvirker behovet for fosforreduktion angivet i vandplanerne:

1. Reduktionsbehovet beregnet på grundlag af fosfortilførsel og P-krav beregnet ved makrofytt- og fytoplanktonindices (afsnit 4). Bortset fra beregninger af makrofytt- og fytoplanktonindices, så baserer denne analyse sig alene på data angivet i vandplanerne.
2. Reduktionsbehovet beregnet på grundlag af fosfortilførsel og observationer af makrofytter og fytoplankton (afsnit 5). Her anvendes indsamlede makrofytt- og fytoplanktondata sammen med fosforkoncentration i søvandet til at estimere evt. behov for reduktion i fosfortilførsel.

#### **4 Reduktionsbehov beregnet på grundlag af fosfortilførsel og P-krav beregnet ved makrofytt- og fytoplanktonindices**

I dette afsnit beregnes et eventuelt fosforreduktionsbehov på baggrund af fosfortilførsel, som angivet i vandplanerne, og de krav til fosforindhold i søerne, som kan estimeres ud fra sammenhænge mellem makrofytt- og fytoplanktonindekset og indhold af fosfor. Sammenhængen mellem de to indices og vandplanerne og beregningerne af ekstra fosforreduktionsbehov skal

opfattes som den mængde, der i gennemsnit vil være nødvendig for at opfylde økologisk tilstand ved god-moderat grænsen. Se også afsnit 6.2 om sandsynligheder.

#### 4.1 Fremgangsmåde

Der er anvendt følgende fremgangsmåde:

1. Anvendelige data i NST-datasæt identificeres.
2. Krav til TP-søkoncentration ved makrofyte eller fytoplankton eqr-værdi på 0,6 beregnes.
3. Beregnet TP-krav til søkoncentration omregnes til TP-krav til indløbskoncentration.
4. Krav til indløbs-TP-koncentration sammenlignes med forventet TP-indløbskoncentration i 2015 jf. vandplaner. Difference beregnes.
5. Krav til evt. yderligere P-reduktion beregnes som difference multipliceret med den årligt tilførte vandmængde til søen.
6. Vandplankrav og makrofyte-/fytoplanktonkrav sammenlignes.

Udgangspunktet har været at gennemføre beregninger for alle 924 søer i vandplanerne, men antallet af søer, hvor det kan gøres, må reduceres noget. Således omfatter datasæt fra NST i alt 812 søer, som kan sammenflettes med DMU-nr (lonr). Ud af disse er der kun data for vandtilførsel fra 603 søer og data med fosfortilførsel fra 549 søer. Disse 549 søer har dannet baggrund for den følgende analyse.

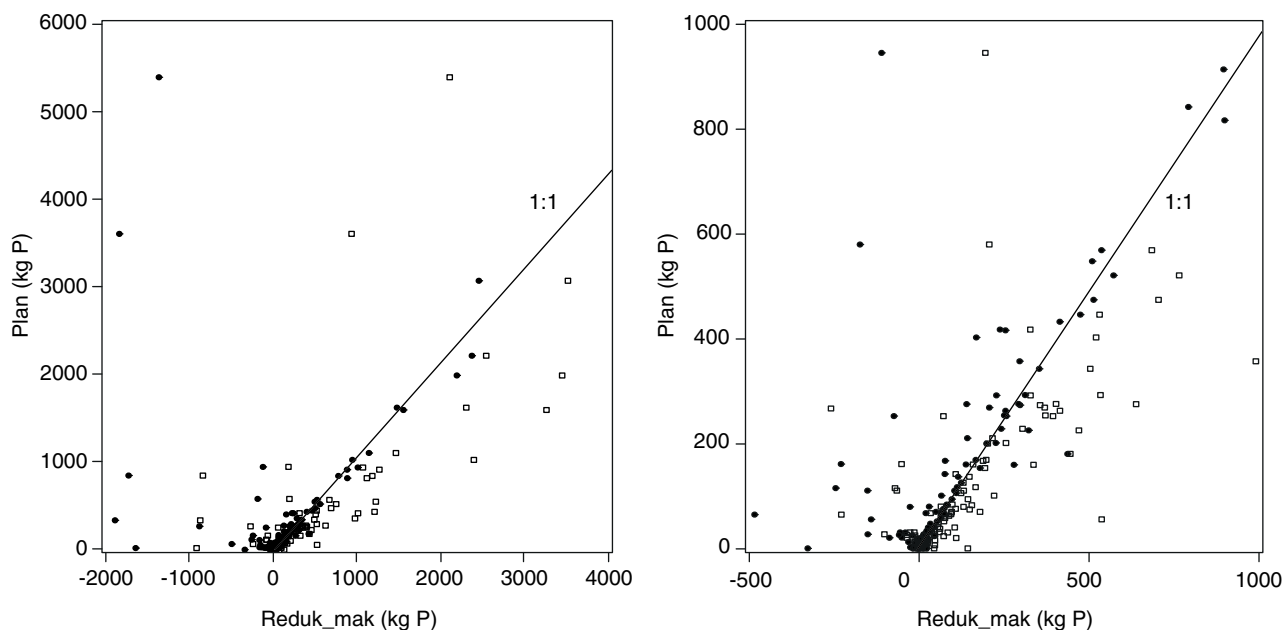
Ud af de 549 søer er der angivet at være et P-reduktionsbehov efter baseline og efter generel indsats og punktkilder i 147 søer. For en nærmere baggrund for, hvordan P-reduktionsbehovet er fastlagt, henvises til NST. Der er stor spredning i, hvor stort P-reduktionsbehovet er, men det samlede P-reduktionsbehov for alle de 147 søer udgør i alt 41.172 kg P (Tabel 1).

Ud af de 147 søer med P-reduktionsbehov jf. vandplanerne, så er der kun 9 søer med P-reduktionsbehov større end 1000 kg P/år. Disse 9 søer udgør 54 % af det samlede P-reduktionsbehov for alle 147 søer, dvs. der er nogle få søer, som bidrager med en stor del af det samlede krav til P-reduktion jf. vandplanerne. Alene til de to søer Tystrup Sø og Bavelse Sø angives det samlede reduktionsbehov til over 9 tons fosfor.

#### 4.2 Reduktionskrav baseret på makrofyteindekset

I Figur 2 er det vist, hvordan fosforreduktionskravet jf. vandplanerne er i forhold til de krav, der kan beregnes via makrofyteindekset. Figuren viser kun de 147 søer, hvor vandplanerne angiver, at der er et fosforreduktionskrav. Der er anvendt to typer af makrofytekrav, som svarer til de to typer af regressioner vist i Bilag 3. Som det ses, så ligger forholdet mellem kravene i vandplanerne og de beregnede krav via makrofyteindekset omkring 1:1 linjen. Der er dog også en betydelig variation, hvor det makrofyteberegne krav både kan være større eller mindre end kravene angivet i vandplanerne.

I langt de fleste tilfælde ligger det mindst "krævende" makrofytekrav (makrofytekrav\_1 med den højeste TP-værdi) under det angivne krav i vandplanerne (de sorte cirkler ligger over 1:1 linjen i Figur 2), mens andelen af søer med krav i forhold til det mere krævende makrofyteindeks (makrofytekrav\_2) øges betydeligt (de fleste firkanter i Figur 2 ligger under 1:1-linjen).



**Figur 2.** Angivet fosforreduktionsbehov jf. vandplanerne (y-akse) i forhold til det beregnede reduktionsbehov jf. makrofytindeks (x-akse). Kun de 147 søer med angivet reduktionsbehov er medtaget. Sorte cirkler angiver makrofytkravet, hvis alle søer anvendes (makrofytkrav\_1), og åbne firkanter kravet, hvis alle søer anvendes (makrofytkrav\_2) jf. Tabel 2.2.5 i Bilag 2 (Søndergaard et al., 2013). Til højre er vist et udsnit med P-reduktionsbehov <1000 kg P/år.

I Tabel 1 er vist, hvor stort det summerede krav til P-reduktionsbehov ved anvendelse af makrofytindekset er under forskellige forudsætninger for de analyserede søer. Her fremgår det blandt andet, at ved makrofytkrav\_1 er der et større P-reduktionsbehov jf. makrofytindekset i 35 ud af de 147 søer end P-reduktionsbehovet angivet i vandplanerne. Det samlede ekstra reduktionskrav er på 1.378 kg, svarende til en ekstra reduktion i forhold til vandplanerne på 3 %. Ved makrofytkrav\_2 er der et større P-reduktionsbehov i 102 ud af de 147 søer. Det summerede krav løber op i 15.397 kg, svarende til en ekstra reduktion i forhold til vandplanerne på 37 %.



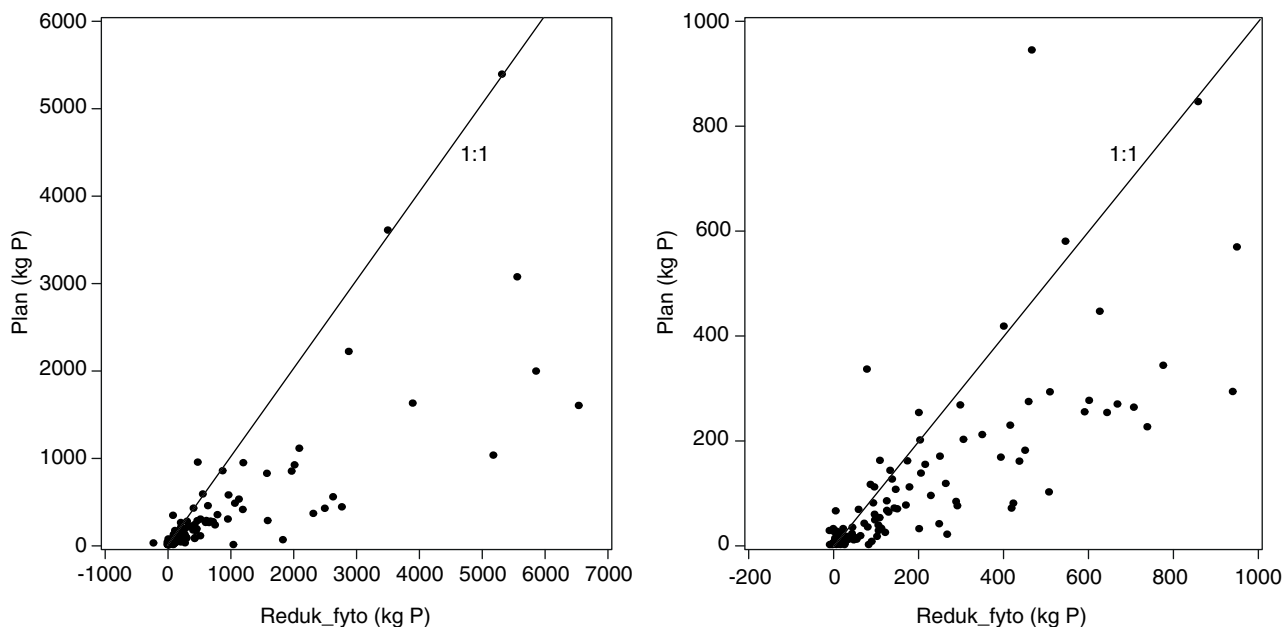
**Tabel 1.** P-reduktionsbehov i de 549 søer, som er analyseret. De fire øverste rækker angiver søer, hvor makrofytkrav\_1 og makrofytkrav\_2 angiver et P-reduktionsbehov, mens de sidste 6 rækker kun angiver søer, hvor der er angivet et behov jf. vandplanerne. Makrofytkrav\_1 er jf. Tabel 2.2.5 i Søndergaard et al. (2013) og bilag 3, hvis alle søår anvendes, og makrofytkrav\_2 er, hvis alle søer anvendes (kun et datasæt per sø). + angiver det ekstra årlige P-reduktionsbehov, som makrofytkrav\_2 beregner ud over det, der er angivet i vandplanerne.

Udvalg af søer	Antal søer	Samlet P-reduktionsbehov (kg P/år)	% ekstra P-reduktionsbehov i forhold til vandplaner
Søer med P-reduktionsbehov jf. makrofytkrav_1	109	43.670	-
Søer med P-reduktionsbehov <1000 kg P/år jf. makrofytkrav_1	94	16.607	-
Søer med P-reduktionsbehov jf. makrofytkrav_2	149	74.707	-
Søer med P-reduktionsbehov <1000 kg P/år jf. makrofytkrav_2	127	22.528	-
Søer angivet med P-reduktionsbehov i vandplaner	147	41.172	-
Andel af de 147 søer (P-reduk. jf. vandplaner) med ekstra behov jf. makrofytkrav_1	35	+1.378	3,3
Andel af de 147 søer (P-reduk. jf. vandplaner) med ekstra behov jf. makrofytkrav_2	102	+15.397	37,4
Søer angivet med P-reduktionsbehov <1000 kg P/år i vandplaner	138	19.517	-
Andel af de 138 søer (P-reduk.<1000 kg jf. vandplaner) med ekstra behov jf. makrofytkrav_1	32	+954	4,9
Andel af de 138 søer (P-reduk.<1000 kg jf. vandplaner) med ekstra behov jf. makrofytkrav_2	95	+9.026	46,2

#### 4.3 Reduktionsbehov baseret på fytoplanktonindekset

Figur 3 viser, hvordan fosforreduktionsbehovet jf. vandplanerne er i forhold til de behov, der kan beregnes via fytoplanktonindekset (se Bilag 3). Figuren viser kun de 147 søer, hvor vandplanerne angiver, at der er et fosforreduktionskrav. Som det ses, så ligger forholdet mellem kravene i vandplanerne og de beregnede krav via fytoplanktonindekset i de fleste tilfælde under 1:1 linjen. Det vil sige, at fytoplanktonindekset for de fleste søers vedkommende stiller større krav til fosforreduktion end angivet i vandplanerne fremlagt december 2011.

I Tabel 2 er vist, hvor stort det summerede P-reduktionsbehov er ved anvendelsen af fytoplanktonindekset under forskellige forudsætninger for de analyserede søer. For de 147 søer med angivet reduktionsbehov i vandplanerne mere end fordobler fytoplanktonindekset kravet til fosforreduktion (+ 116 %).



**Figur 3.** Angivet fosforreduktionsbehov jf. vandplanerne (y-akse) i forhold til det beregnede reduktionsbehov jf. fytoplanktonindekset (x-akse) angivet i Søndergaard et al. (2013). Kun de 147 søer med angivet reduktionsbehov er medtaget. Til højre er vist et udsnit med P-reduktionsbehov <1000 kg P/år.

**Tabel 2.** P-reduktionsbehov i de 549 søer, som er analyseret. De to øverste rækker angiver søer, hvor fytoplanktonindekset angiver P-reduktionsbehov, mens de sidste 4 rækker kun angiver søer, hvor der er angivet et behov jf. vandplanerne. + angiver det ekstra P-reduktionsbehov, som fytoplanktonindekset beregner ud over det, der er angivet i vandplanerne.

Udvalg af søer	Antal søer	Samlet P-reduktionsbehov (kg P/år)	% ekstra P-reduktionsbehov i forhold til vandplaner
Søer med P-reduktionsbehov jf. fytoplanktonindekset	382	199.888	-
Søer med P-reduktionsbehov <1000 kg P/år jf. fytoplanktonindekset	334	49.056	-
Søer angivet med P-reduktionsbehov i vandplaner	147	41.172	-
Andel af de 147 søer (P-reduk. jf. vandplaner) med ekstra behov jf. fytoplanktonindeks	109	+47.781	116
Angivet med P-reduktionsbehov <1000 kg P/år i vandplaner	138	19.517	-
Andel af de 138 søer (P-reduk. <1000 kg jf. vandplaner) med ekstra behov jf. fytoplanktonindekset	102	+28.381	145

#### 4.4 Reduktionskrav baseret på makrofyt- og fytoplankton-indekset

Eftersom den estimerede søkoncentration af TP ved god-moderat grænsen er lavere for fytoplanktonindekset (36 og 41 µg TP/l i hhv. dybe og lavvandede søer) end for makrofytindekset (48-61 og 64-76 µg TP/l i hhv. dybe og lavvandede søer), vil det samlede reduktionskrav baseret på både makrofyt- og fytoplanktonindekset svare til kravene beregnet for fytoplankton. Det vil sige, at tallene i Tabel 2 vil være gældende, hvis både makrofyt- og fytoplanktonkravene skal være opfyldte.

## 5 Reduktionsbehov beregnet på grundlag af fosfortilførsel og observationer af makrofytter og fytoplankton

I dette afsnit sammenlignes den økologiske klasse angivet i vandplanerne og den økologiske klasse beregnet på grundlag af hhv. observerede makrofytt- og fytoplanktonværdier og de dertilhørende makrofytt- og fytoplanktonindices. Det vil sige, at udgangspunktet for den økologiske klassificering her er den aktuelle forekomst af makrofytter og fytoplankton i de enkelte søer.

Ud over de usikkerheder, som i forvejen knytter sig til beregningerne i dette notat (se afsnit 6.1), så medfører metoden anvendt her yderligere komplikationer i forhold til, at der ikke tidsmæssigt anvendes samvarende værdier, samt at der anvendes de gennemsnitlige målte fosforkoncentrationer i søerne, hvilke bl.a. kan være påvirket i forskellig grad af intern fosforbelastning om sommeren og år-til-år variationer. Den interne belastning vil især være markant i næringsrige lavvandede søer og betyder, at der her estimeres et for stort krav til øget P-reduktion. Samtidigt er antallet af søer med makrofytt og fytoplanktondata, som kan sammenlignes med vandplandata, beskedent – især hvad angår fytoplanktondata. Disse usikkerheder taget i betragtning er de kumulerede behov for fosforreduktioner ikke beregnet som i afsnit 4.

### 5.1 Fremgangsmåde

Der er anvendt følgende fremgangsmåde:

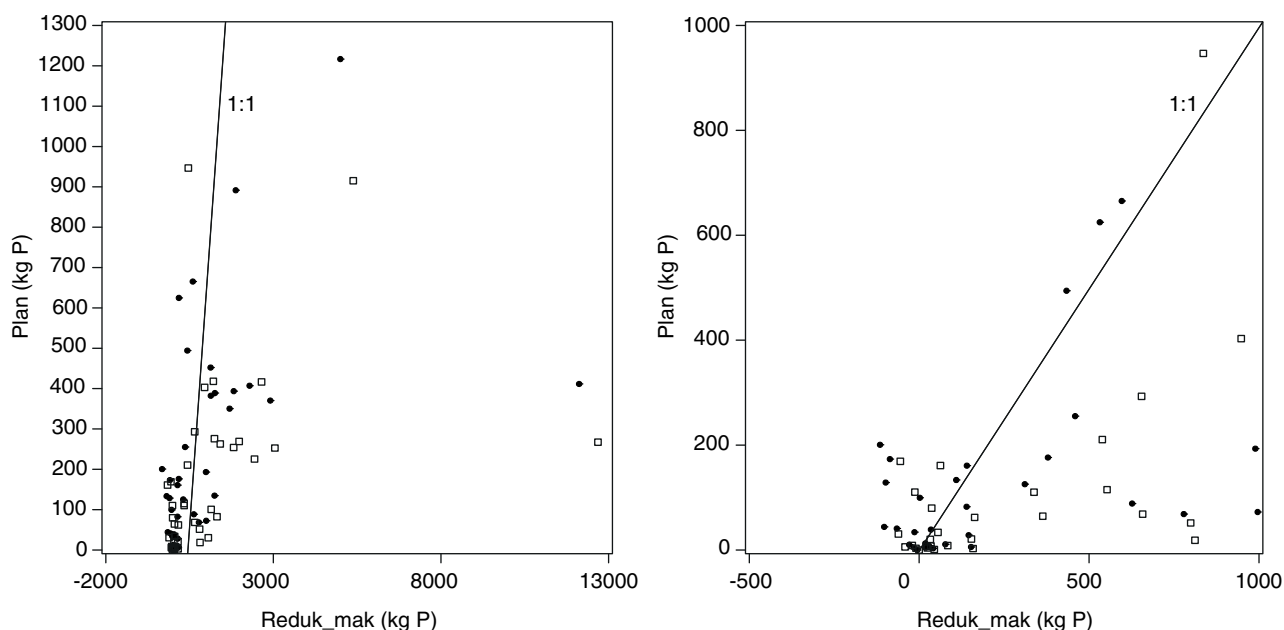
1. Det fremsendte NST-datasæt med data fra vandplansøerne flettes sammen med de datasæt, der blev anvendt til beregning af fytoplankton- og makrofyttindekset (se Bilag 3). Kun data fra 2004-2008 tages med.
2. Søer med manglende opfyldelse vedr. forekomst af makrofytter og fytoplankton (dvs. søer med moderat, ringe eller dårlig tilstand) identificeres (se fx Figur 2.1.6 og Figur 2.2.6 i Søndergaard et al., 2013). Hvis der er data fra flere år fra samme søer, er der beregnet og anvendt et gennemsnit.
3. Behov for fosforreduktion for mindst god økologisk tilstand jf. de to indices beregnes. Sammenhæng til TP beregnes ved at sammenligne med målte TP-koncentrationer i søen ved makrofytt- og fytoplanktonundersøgelsestidspunktet.
4. Dette krav omsættes til yderligere reduktion i indløb ved anvendelse af Vollenweider. Derved introduceres en fejl, eftersom makrofytt- og fytoplanktondata er fra 2004-2008 og altså ikke nødvendigvis sammenlignelige med, hvordan det ser ud ved baseline (2015).
5. Reduktionsbehovet estimeret på baggrund af de to indices sammenlignes med angivet reduktionsbehov ved baseline jf. vandplaner (introducerer en fejl, eftersom der kan være sket en udvikling fra 2004-2008 til 2015, hvor baseline er; der anvendes dog baseline uden indregning af allerede vedtagne tiltag og ikke som i afsnit 4 baseline ved indregning af generel indsats og punktkilder). Hvis der ønskes en direkte sammenligning ved baseline, må fremgangsmåden i afsnit 4 benyttes.

### 5.2 Resultater ved anvendelse af makrofyttindeks

I alt 267 søer indgår i datasættet til fastlæggelse af den økologiske klasse via makrofytter. Dette svarer til datasættet anvendt i Søndergaard et al. (2013). Heraf opfylder 151 søer ikke kravet til god økologisk tilstand jf. makrofyttindekset, dvs. makrofytt-eqr beregnes til at være  $<0,6$ .

Ud af de 151 søer har 110 søer et fosforindhold større end makrofytkrav\_1 (76 µg P/l) og 119 søer et fosforindhold større end makrofytkrav\_2 (64 µg P/l). Det vil sige, at selv om fosforindholdet for nogle søer (41 søer ved makrofytkrav\_1 og 32 søer ved makrofytkrav\_2) er lavere end de to beregnede krav til fosforindhold, så bliver de alligevel ikke henført til god økologisk tilstand jf. makrofytindekset.

Ud af de 151 søer er der anvendelige vandplandata fra 121 søer, og ud af disse er der stillet krav om fosforreduktion jf. vandplanerne i 42 søer. Kravene angivet i vandplanerne i forhold til de makrofytberegnete krav er vist i Figur 4. Som det fremgår, så fordeler de makrofytberegnete krav til fosforreduktion jf. makrofytkrav\_1 (de sorte punkter på Figur 4) sig i de fleste tilfælde omkring kravet angivet i vandplanerne (1:1 linjen), hvorimod der ved makrofytkrav\_2 (firkanter på Figur 4) i de fleste tilfælde stilles større krav.



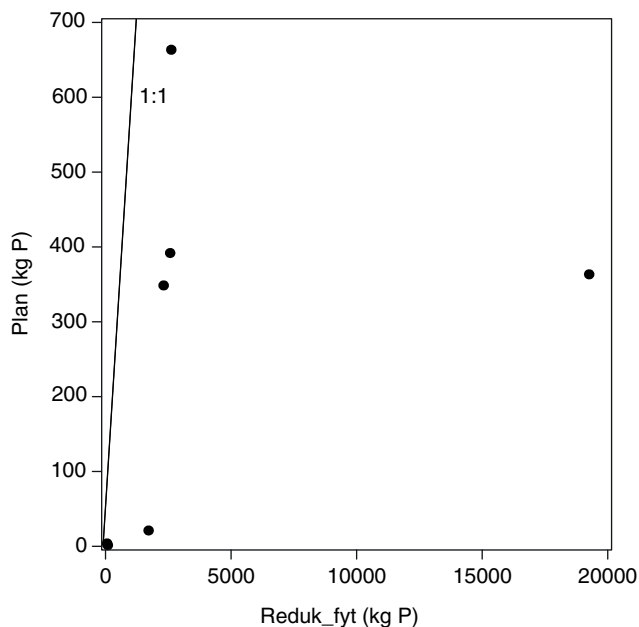
**Figur 4.** Angivet fosforreduktionsbehov jf. vandplanerne (y-akse) i forhold til det beregnede reduktionsbehov jf. makrofytindeks (x-akse). Kun de 42 søer med angivet reduktionsbehov, og hvor der også er makrofytdata, er medtaget. Sorte cirkler angiver makrofytkravet, hvis alle søer anvendes (makrofytkrav\_1), og åbne firkanter kravet, hvis alle søer anvendes (makrofytkrav\_2) jf. Tabel 2.2.5 i Bilag 3 (Søndergaard et al., 2013). Til højre er vist et udsnit af figuren. Søen med et beregnet reduktionskrav jf. makrofytindekset på omkring 13.000 kg er Flyndersø, sydlige del, hvor der blev målt gennemsnitlige TP-koncentrationer på 334 µg/l samtidig med, at søen tilføres store vandmængder (150 hektar stor sø med en opholdstid på 0,29 år).

### 5.3 Resultater ved anvendelse af fytoplanktonindeks

Det anvendte fytoplanktondatasæt omfatter kun i alt 71 søer med data nyere end 2003. Mange søer er dog gengangere, så der findes kun fytoplanktondata fra 24 søer med data, som er nyere end 2003. Det er dermed en meget lille stikprøve at basere beregninger på indsatskrav på. Ud af de 24 søer har 17 søer et gennemsnitligt fyt-eqr <0,6 og er dermed bedømt til at være i moderat, ringe eller dårlig tilstand ud fra fytoplanktonindekset.

Ud af de 17 søer med beregnet krav jf. fytoplanktonindekset har kun 7 søer et angivet fosforreduktionsbehov jf. vandplanerne (red\_behov\_base). I Figur 5 er vist sammenhængen mellem de 7 søers beregnede reduktionsbehov og den angivet i vandplanerne. Grundet det lille antal søer og de store usikkerheder giver det ikke mening at tolke på disse data.

**Figur 5.** Angivet fosforreduktionsbehov jf. vandplanerne (y-akse) i forhold til det beregnede reduktionsbehov jf. fytoplanktonindekset (x-akse) angivet i Søndergaard et al. (2013). Kun de 7 søer med angivet reduktionsbehov, og hvor der også er fytoplanktondata, er medtaget. Søen med et reduktionskrav på næsten 20.000 kg jf. fytoplanktonindekset er Arresø, hvor det gennemsnitlige TP-indhold i undersøgelsesperioden var 191 µg P/l.



## 6 Usikkerheder og sandsynlighed for målopfyldelse

### 6.1 Usikkerheder

Beregningerne gennemført i afsnit 4 og 5 er forbundet med en række usikkerheder. Disse omfatter:

- Beregning af gennemsnitlig indløbskoncentration ved baseline. Beregnes på baggrund af vandtilførsel og samlet TP-tilførsel. Det fremgår ikke af datasættet fra NST, hvor usikre disse data er.
- Beregning af P-søkoncentration på baggrund af Vollenweider.
- Anvendelsen af beregnede årsgennemsnit af TP, som sammenlignes med indices, som er baseret på gennemsnitlige sommerobservationer.
- De anvendte relationer mellem makrofyteq, fytoplankton-eq og TP.
- Omregningen mellem søers klorofylindhold (som den økologiske klassificering indtil videre er bestemt på baggrund af) og søers indhold af TP. Det fremgår ikke af datasættet fra NST, hvordan denne beregning er foretaget, og hvor stor usikkerheden er.
- I datasættet fra NST er der kun data på fosfortilførsel fra 549 søer. Det er usikkert i hvilket omfang, der kan være krav til de resterende søer omfattet af vandplanerne.
- Anvendelse af data fra én sø én gang eller af data fra alle søer.

### 6.2 Sandsynligheder for målopfyldelse

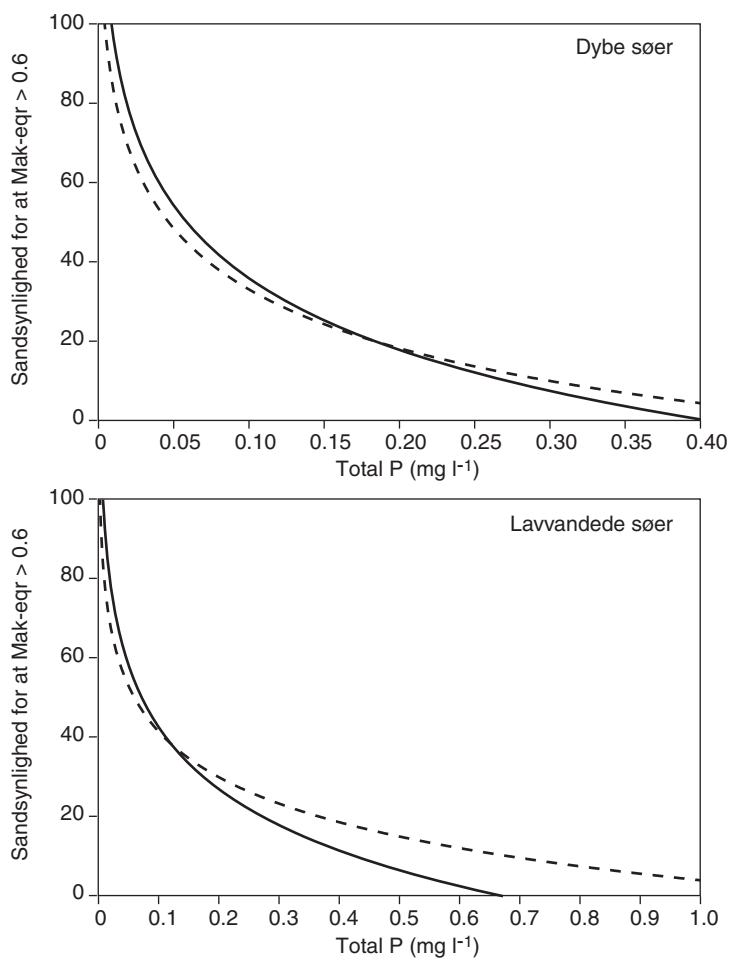
De beregnede reduktionsbehov, som fx vist i Tabel 1 og 2, er kun "gennemsnitlige" krav, der er baseret på de mere eller mindre stærke sammenhænge mellem de to indices og indhold af fosfor, som vist i Bilag 3. Det betyder, at der både vil være søer, hvor en mindre indsats over for fosforbelastningen ville være tilstrækkelig, og søer, hvor en større indsats vil være nødvendig for at opnå god økologisk tilstand jf. de foreslåede indices baseret på makrofyter og fytoplankton. Det vil ikke være muligt alene på baggrund af de empiriske sammenhænge at afgøre, om der i en given sø skal kræves en større eller mindre indsats, men man kan udtale sig om sandsynligheden.

I Figur 6 og 7 er det illustreret, med hvilken sandsynlighed den gode økologiske tilstand kan opnås ved anvendelsen af hhv. makrofytt- og fytoplanktonindekset. Beregningerne er baseret på sammenhængene mellem TP og makrofyttindekset (mak-eqr) og fytoplanktonindekset (fyto-eqr) som angivet i Bilag 3. De statistiske analyser bygger på usikkerheden ved regressionsligningerne angivet i Bilag 3, beregnet for hele intervallet af TP-indhold og ved anvendelse af 95 %-konfidensintervallet, og hvor stor en andel af dette interval, der er større end 0,6 (god-moderat grænsen).

### Sandsynligheden for målopfyldelse ved anvendelse af makrofyttindekset

Sandsynligheden for målopfyldelse ved anvendelse af makrofyttindekset ved forskelligt indhold af TP i hhv. dybe og lavvandede søer er vist i Fig. 6. Der er vist to kurveforløb, et, hvis makrofyttkrav\_1 anvendes (fuld optrukken), og et, hvis makrofyttkrav\_2 anvendes (stiplet). Som det fremgår, strækker kurverne sig over et bredt spektrum af TP-indhold, og det vil være nødvendigt med ret lave TP-koncentrationer, hvis der skal være stor sandsynlighed for mindst god økologisk tilstand. Hvis man i dybe søer vil opnå mindst god økologisk tilstand med eksempelvis 80 % sandsynlighed, skal TP-værdien ned under 23  $\mu\text{g P/l}$  ved makrofyttkrav\_1 og under 13  $\mu\text{g P/l}$  ved makrofyttkrav\_2. Hvis man på den anden side kunne nøjes med 30 % sandsynlighed, kunne TP-værdier helt op til 120  $\mu\text{g P/l}$  accepteres.

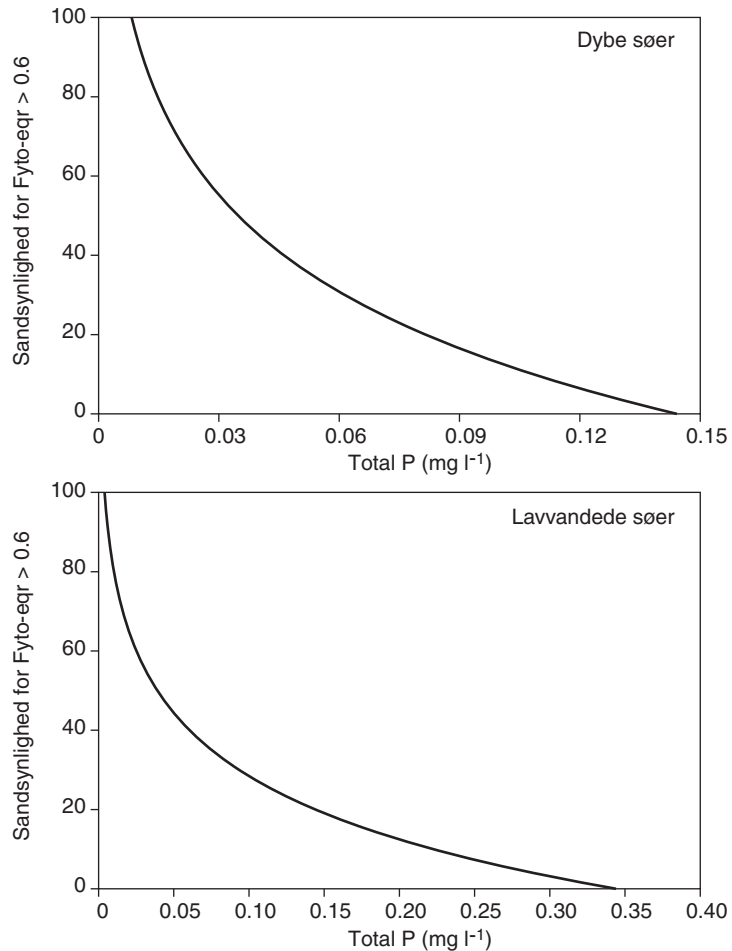
**Figur 6.** Sandsynligheden for målopfyldelse (mak-eqr >0,6) ved anvendelse af makrofyttindekset ved forskelligt indhold af TP i søvandet. Den fuldt optrukne kurve er beregningen, hvis makrofyttkrav\_1 anvendes, og den stipulede kurve er beregningen, hvis makrofyttkrav\_2 anvendes (alle søår, se også Bilag 3).



### Sandsynligheden for målopfyldelse ved anvendelse af fytoplanktonindekset

Sandsynligheden for målopfyldelse ved anvendelse af fytoplanktonindekset ved forskelligt indhold af TP i hhv. dybe og lavvandede søer er vist i Fig. 7. Også her strækker kurverne sig over et bredt spektrum af TP-indhold, men ikke helt så meget som ved anvendelsen af makrofytindekset. Det skyldes, at relationerne mellem TP og fytoplanktonindekset især for de dybe søer er stærkere end relationen mellem TP og makrofytindekset.

**Figur 7.** Sandsynligheden for målopfyldelse (fyto-eqr>0,6) ved anvendelse af fytoplanktonindekset ved forskelligt indhold af TP i søvandet.



## 7 Konklusioner

Med forbehold for de mange usikkerheder, som disse beregninger bygger på, tyder resultaterne på, at makrofyt- og fytoplanktonindekset i nogle søer vil sætte yderlige krav til fosforreduktion. Gennemsnitligt ser makrofytindekset ud til at ramme nogenlunde det samme ambitionsniveau, som er angivet i vandplanerne, hvorimod anvendelsen af fytoplanktonindekset vil skærpe kravene for en del søer.

Sandsynlighedsberegningerne illustrerer, at lave TP-koncentrationer er nødvendige ved begge indices, hvis der skal være en høj grad af sikkerhed for mindst god økologisk tilstand.

## 8 Referencer

*Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Kristensen, E.A, Baattrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., Bjerring, R. & Friberg, N.* 2013. Biologiske indikatorer til vurdering af økologisk kvalitet i danske søer og vandløb Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 76 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 59.

*Søndergaard, M., Johansson, L.S., Lauridsen, T.L. & Jeppesen E.* (2012). Planer for de danske søer. Vand og Jord 3: 90-93.



## 9 Bilag

### Bilag 1. Oversigt over søerne i de danske vandplaner (fra Søndergaard et al., 2012)

I alt 924 søer er med i de danske vandplaner. Dette omfatter alle Danmarks 625 søer, som er større end 5 ha, men også 299 søer mellem 1 og 5 ha, som dermed udgør 32 % af alle de målsatte søer (Figur 1A). De 924 søer domineres af lavvandede, kalkrige, ikke brunvandede ferskvandssøer (søtype 9), der udgør 47 % af alle søerne (Figur 1B). Næst hyppigst er kalkrige, dybe søer (type 10, 15 %) efterfulgt af lavvandede brakvandssøer (type 11, 12 %) og brunvandede søer (type 13, 8 %). De kalkfattige søer udgør samlet 11 % og omfatter især brunvandede, lavvandede søer. For 6 % af søerne har der ikke været tilstrækkelige data til vurdering af typologien.

Indholdet af klorofyl *a*, der altså har været anvendt til at klassificere søerne, spænder meget bredt (Figur 1C), 15 % har et indhold under 10 µg/l, mens 13 % har et indhold over 100 µg/l. I 16 % af søerne er indholdet ukendt og har derfor ikke kunnet danne grundlag for nogen økologisk klassificering endsi-ge udarbejdelse af vandplaner. Klassificeringen i de fem økologiske klasser er primært foretaget på baggrund af data fra 2005-2010, men hvor der ikke findes data fra denne periode, er perioden 2002-2007 i stedet anvendt (svarende til den periode, der anvendtes i vandplanudkastene), ligesom ældre data kan være inddraget, hvis det findes relevant. Anvendelsen af ældre data betyder, at tilstanden i søerne i dag godt kan være anderledes end de data, vandplanen bygger på. Klassificeringen (den forventede i 2015) viser en næsten ligelig fordeling mellem de 5 klasser, men med flest søer i moderat tilstand (Figur 1E).

Søer med høj og god økologisk klasse, som er kravet i senest 2015, udgør kun 31 %, dvs. at omkring 2/3 af de danske søer ikke forventes at leve op til Vandrammedirektivets krav i 2015. For 19 % af søerne er der ikke fastlagt nogen klasse på grund af manglende data. Den forventede økologiske klasse i 2015 står i skarp kontrast til målet for 2015. Her er planen, at alle søer enten skal være i god (87 %) eller høj (11 %) økologisk klasse (Figur 1D).

**Figur 1.** Vandplanerne for de 924 omfattede danske søer (fra: <http://www.naturstyrelsen.dk/Vand/Vandplaner/>).

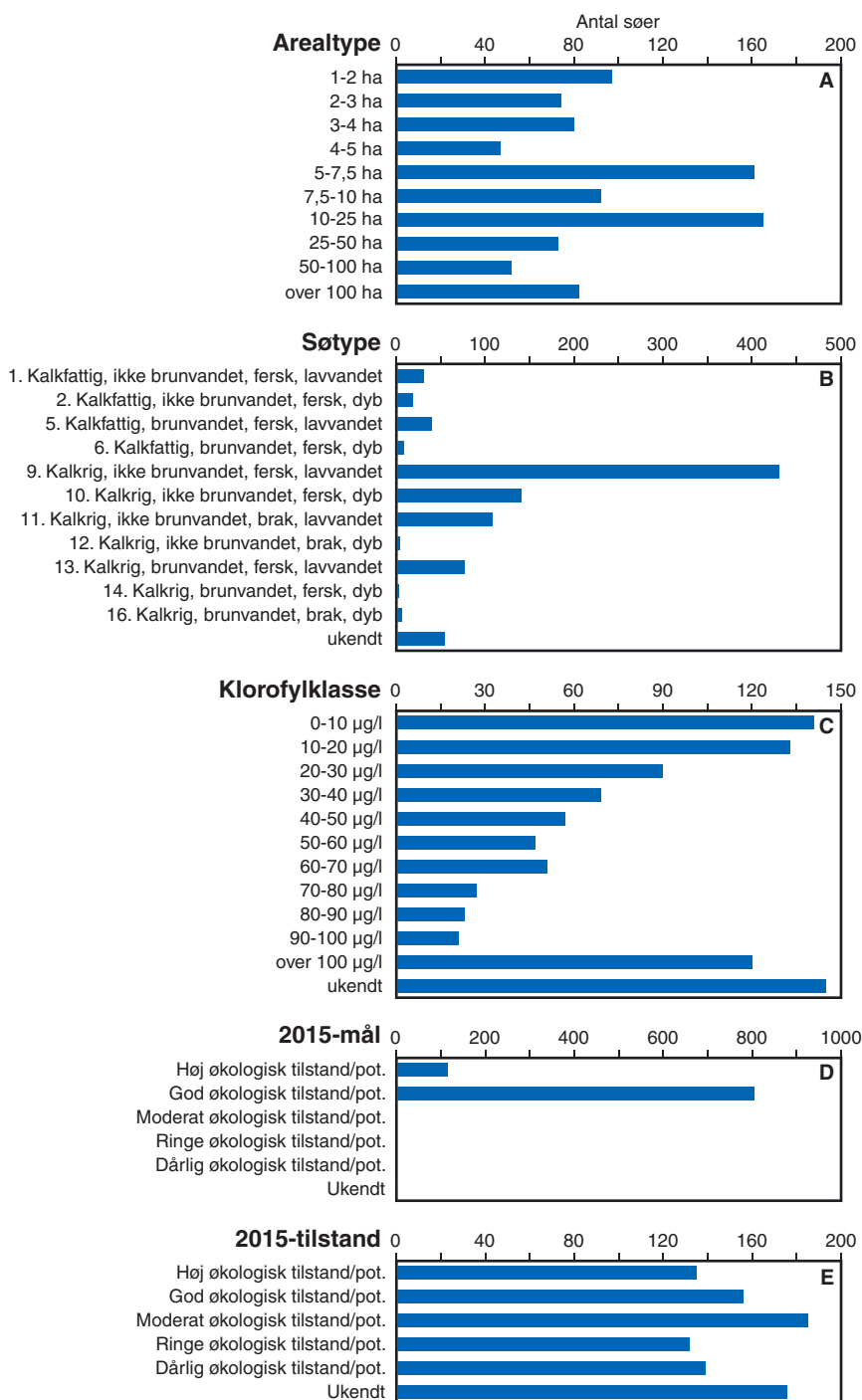
A: Fordeling af søstørrelser;

B: inddelingen i søtyper efter kalkrigdom, indhold af humusstoffer, saltholdighed og vanddybde (nummereret som i vandplanerne fra 1-16);

C: fordeling af søer i forhold til indhold af klorofyl *a*;

D: målsætning for søernes økologiske tilstand eller potentiale i 2015 og

E: den forventede økologiske tilstand eller potentiale i 2015 vurderet på baggrund af indhold af klorofyl *a*.

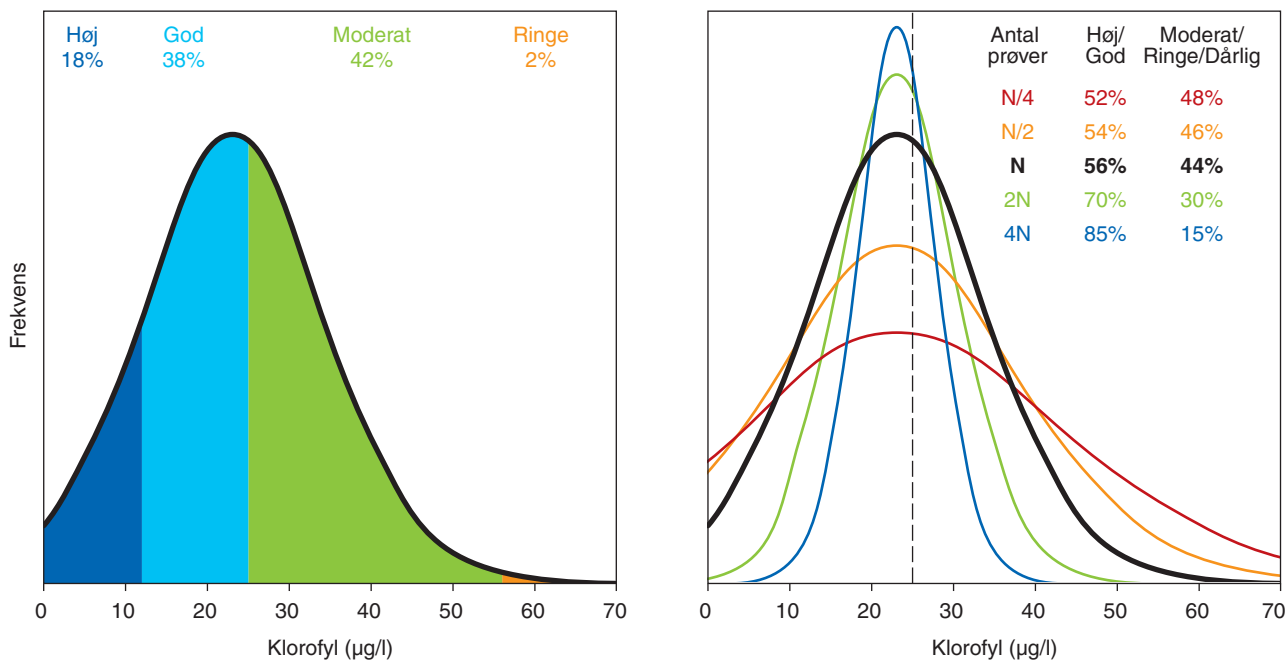


## Bilag 2. Sandsynligheden for god økologisk klasse (fra Søndergaard et al., 2012)

Der er en række usikkerheder forbundet med fastlæggelsen af økologiske klasser i søer. Inddelingen i de 5 økologiske klasser kan give indtryk af, at der er skarpe grænser mellem de forskellige klasser, men det er ikke tilfældet. Klassificeringen af søer bør derfor ses i et statistisk og sandsynlighedsmæssigt perspektiv. I Figur 2 er der vist et tænkt eksempel på, hvordan en variation i indholdet af klorofyl *a* afgør, med hvilken sandsynlighed en sø vil blive henført til de forskellige økologiske klasser i forhold til en "sand" værdi af klorofyl *a*. Som det ses, er der stor risiko for at ramme "ved siden af". Risikoen for fejlklassificering kan reduceres ved at mindske variationen i den målte klorofyl-værdi, hvilket blandt andet kan opnås ved hyppigere prøvetagninger, men den kan aldrig fjernes helt.

Bestemmelsen af et klorofylindhold (og et hvilket som helst anden biologisk element) vil altid være behæftet med en vis usikkerhed betinget af analyseusikkerhed, prøvetagningsusikkerhed og den naturlige sæsonmæssige eller år-til-år variation - samt af en lang række faktorer, som ikke er målt såsom dyreplanktongræsning. Risikoen for "forkert" klassificering øges, jo tættere den målte værdi ligger på grænsen mellem to økologiske klasser.

Det ville derfor være mere relevant at arbejde med sandsynligheder for at opnå en given økologisk klasse, når effekten af en indsats over for eksempelvis fosfortilførslen vurderes. Det ville give et bedre og mere klart beslutningsgrundlag og give mulighed for at beslutte med hvilken sikkerhed, man ønsker at opnå mindst "god økologisk tilstand".



**Figur 2.** Illustration af, hvordan inddelingen i økologiske klasser kan udtrykkes som sandsynligheden for en given økologisk klasse. Venstre: Et tænkt eksempel på, hvordan udfaldsrummet for observationerne af en indikator, her klorofyl *a*, kan falde ud ved en given variation. Højre: Her er vist, hvordan udfaldsrummet indsnævres eller øges, hvis klorofylværdien kan fastsættes mere eller mindre præcist, fx ved ændret antal prøvetagninger (*N*). I eksemplet er den "sande værdi" af klorofyl *a* på 23 µg/l. De angivne procenttal viser sandsynligheden for de enkelte økologiske klasser, hvis de generelle grænser for lavvandede søer anvendes. Illustrationen er baseret på WISERBUGS (<http://www.wiser.eu/results/software>).

## Bilag 3 Udvalgte tabeller og tekst fra Søndergaard et al. (2013)

### Bilag 3.1 Fytoplankton

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

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

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

### Bilag 3.2 Undervandsplanter

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

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

**Tabel 2.2.5.** Estimeret god-moderat grænse for klorofyl *a* og TP på baggrund af makrofytter (Mak-eqr=0,6) og på baggrund af Tabel 2.2.3 med angivelse af nedre og øvre 95 % sikkerhedsintervaller (95 % CL). Beregningerne er gennemført i dybe og lavvandede søer, både hvor alle søer inkluderes, og hvor alle søer kun er med én gang. Øvre og nedre sikkerhedsintervaller på mak-eqr er approximeret som  $\pm 2 \cdot \text{kvadratroden af den gennemsnitlige kvadratafvigelse (root mean square error, RMSE)}$  og derefter tilbageregnet til TP og klorofyl *a*. Ved tilbageregning på log-transformerede data er der korrigeret for Ferguson-faktoren ( $10^{(\frac{1}{2} \cdot \text{mean square error})}$ ), hvilket betyder en korrektionsfaktor på TP og klorofyl *a* på 1,03-1,07.

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