



Miljøministeriet
Naturstyrelsen

Anvendelse af modelværktøjer til vurdering af målbelastning for søer i vandområdeplaner 2015-2021

Valideringsnotat

Godkendt på mødet den 30. juni 2014 i
Styregruppen for projekt Implementering af
modelværktøjer til brug for vandplanlægningen.

Anvendelsen af sø modelværktøjer til vurderinger af målbelastning for søer i Vandplan II.

Valideringsnotat

Formålet med sømodelprojektet har været at opdatere beregningsgrundlaget for tilstandsvurdering og indsatsberegning til brug for Vandplan 2. Dette notat beskriver modellernes præcision og usikkerheder.

Sømodelprojektet indeholder følgende delelementer:

- 1) Sikkerhed på tilstandsvurderingen, år- til år- variationer
- 2) Sammenhæng mellem biologiske kvalitetselementer og indhold af P og N
- 3) Sammenhæng mellem P og N tilførsel og koncentration i søen
- 4) Indsvingningstid for intern belastning
- 5) Anvendelse af dynamiske modeller

På baggrund af disse 5 notater beskrives her modellernes præcision og usikkerheder i forhold til at vurdere eller beregne følgende:

- 1) Betydning af naturlige år- til år- variationer for vurdering af miljøtilstanden, jf. delelement 1
- 2) Beregning af målbelastning/indsatsbehov, jf. delelementerne 2, 3 og 5
- 3) Vurdering af behov for sørestaurering ud fra indsvingningstiden for intern belastning

1) **Betydning af naturlige år- til år- variationer for vurdering af miljøtilstanden**

De undersøgte indikatorer og indices for både fytoplankton, klorofyl alene samt makrofytter viser betydelige år-til-år variationer, også i søer, hvor næringsstofindholdet ikke ændres signifikant. De største variationer ses generelt ved middelhøjt næringsstofindhold, som er det næringsstofniveau, hvor lavvandede søer ofte skifter mellem en klarvandet tilstand domineret af undervandsplanter og en uklar tilstand, hvor primærproduktionen domineres af fytoplankton. Hvis søers tilstandsvurdering fastsættes på baggrund af et enkelt års målinger, er der større risiko for fejlklassificering, end hvis flere års målinger anvendes. Dette gælder især hvis den beregnede EQR-værdi ligger tæt på grænsen mellem to økologiske klasser, herunder grænsen mellem god og moderat tilstand.

De variationer, der ses i de forskellige søers indikatorer, synes ikke at følge et fælles mønster. Det tyder dermed på, at der ikke er nogen fælles overordnede faktorer, herunder klimaet, som kan forklare de registrerede år-til-år variationer. Med det nuværende datagrundlag er der derfor ikke nogen baggrund for at korrigerer et års målinger til et ”normalt år”.

2) Beregning af målbelastning/indsatsbehov, jf. delelementerne 2, 3 og 5

Indsatsbehovet beregnes ved en kombination af tre typer empiriske modeller:

Modeltype 1: Sammenhæng mellem kvalitetselementer (fytoplankton - herunder klorofyl og vegetation) og sommermiddel fosforindhold

Modeltype 2: Sammenhæng mellem sommermiddel fosforindhold og årsmiddel fosforindhold

Modeltype 3: Sammenhæng mellem indløbskoncentration og årsmiddel fosforindhold i søen

Hver af modellerne har en vis spredning og usikkerhed, og når man kombinerer dem akkumuleres denne spredning. Først omtales usikkerheden på de enkelte modeller, og dernæst den samlede usikkerhed.

Modeltype 1: Sammenhæng mellem kvalitetselementer (fytoplankton, klorofyl og vegetation) og sommermiddel fosforindhold

Klorofyl a

Der er en tæt korrelation mellem indholdet af klorofyl a og totalfosfor i syv analyserede søtyper (1, 2, 5, 9, 10, 11 og 13). Højeste forklaringsværdi opnås i de dybe, klare og ferske søer (søtype 2 og 10, R^2 hhv. 0,66 og 0,62), og for alle dybe søer samlet ($R^2=0,62$). For de lavvandede søer er spredningen større, og den bedste forklaringsværdi (og det største datagrundlag) opnås for de lavvandede søer samlet (type 1, 3, 5, 9 og 11) ($R^2=0,48$). Søtype 9 alene har en lidt lavere forklaringsværdi ($R^2=0,43$). Kun for søtype 11 (brakvandssøer) er relationen stærkere til TN end til TP, mens forklaringsværdien af TN i de øvrige søtyper generelt er beskednen.

De enkelte regressioner mellem klorofyl a og fosfor er anført i bilag 1 sammen med deres forklaringsværdier (R^2).

Fytoplankton

Kun for tre søtyper (søtype 1, 9 og 10) er der tilstrækkelige data til, at der med rimelighed kan etableres empiriske sammenhænge mellem fosforindhold og fytoplanktonindekset DSFI (Dansk Sø Fytoplankton Indeks). Forklaringsværdien er størst for type 10 søer ($R^2=0,57$), for alle dybe søer samlet ($R^2=0,56$) og for alle lavvandede søer samlet ($R^2=0,57$). For de lavvandede type 9 søer alene, er forklaringsværdien ringe ($R^2=0,21$).

Sammenhængen er mindre stærk relateret til TN. Det giver ikke megen ekstra forklaringsværdi at inddrage TN i en multipel analyse.

Relationerne mellem de biologiske kvalitetselementer og indholdet af næringsstoffer kan aldrig forventes at blive speciel stærke uanset kvaliteten og mængde af data, fordi de biologiske forhold vil spille sammen på en række områder og derved omfatte hele økosystemets struktur.

De enkelte regressioner mellem DSFI og fosfor er anført i bilag 1 sammen med deres forklaringsværdi (R^2).

Makrofytter

Kun for tre søtyper (type 1, 9 og 10) er der tilstrækkelige data til, at der med rimelighed etableres empiriske sammenhænge mellem fosforindhold og makrofytindekset DSMI (Dansk Sø Makrofyti Indeks). Forklaringsværdierne er dårligere end for klorofyl og fytoplankton. Den bedste forklaringsværdi opnås for de dybe søer ($R^2=0,39$ for type 10 og 0,38 for alle dybe søer samlet). For lavvandede søer samlet opnås en forklaringsværdi på 0,34 mens den for type 9 alene er på 0,26.

Sammenhængen er mindre stærkt relateret til TN, og det giver ikke megen ekstra forklaringsværdi at inddrage TN i en multipel analyse.

Som for fytoplankton kan relationerne mellem de biologiske kvalitetselementer og indholdet af næringsstoffer ikke forventes at blive speciel stærke uanset kvaliteten og mængden af data, fordi de biologiske forhold vil spille sammen på en række områder og derved omfatte hele økosystemets struktur.

De enkelte regressioner mellem DSMI og fosfor er anført i bilag 1 sammen med deres forklaringsværdi (R^2).

Modeltype 2: Sammenhæng mellem sommermiddel fosforindhold og årsmiddel fosforindhold
Ved omregning mellem årsgennemsnit og sommergennemsnit kan der etableres stærke empiriske sammenhænge i både lavvandede og dybe søtyper (med R^2 -værdier på 0,93 i begge tilfælde). Dvs. omregninger baseret på generelle sammenhænge kan foretages med lille usikkerhed.

Modeltype 3: Sammenhæng mellem indløbskoncentration af fosfor og kvælstof og årsmiddel koncentration i søen

Fosfortilførsel og søkoncentration

Sammenhænge mellem indløbs- og søkoncentrationer af fosfor er analyseret for en række empiriske modeller, herunder modellerne fra NPo-undersøgelsen fra 1990 (Vollenweider, Prairie, Canfield) samt Foy (1992) og en nyudviklet modificeret OECD-model.

Generelt er der ikke store forskelle i forklaringsværdierne (R^2) for de forskellige modeller, som sammenholder indløbs- og søkoncentrationer af fosfor, og forklaringsværdien er heller ikke væsentligt højere end den Vollenweider-model, der blev anvendt i de første vandplaner.

Dog er der forskel på modellernes MSE (Mean Squared Error), og her giver analyserne en lav værdi for den modificerede OECD-model (ikke opdelt på typer), hvilket taler til fordel for at anvende denne model, idet MSE næsten halveres, fra 0,00392 til 0,00205, set i forhold til den traditionelle Vollenweider-model. Hvis man ønsker at målrette anvendelsen af denne model mod de mindst næringsrige af søerne, herunder søer nær målopfyldelse, kan man anvende modeludtrykket, som kun anvender sødata med totalfosforkoncentrationer under 0,2 mg/l.

Konsekvensberegninger af de tre hovedmodeller (Vollenweider, modificeret OECD og Foy) analyseret for de 23 søer viser overordnet en god overensstemmelse for de fleste søer i forhold til beregnet fosforreduktionskrav. For størsteparten af søerne angiver den modificerede OECD model et højere fosforreduktionskrav end de to andre modeller. Der er endvidere enkelte søer, hvor modellerne falder væsentligt forskelligt ud, og det synes især at være tilfældet ved større søer og søer med lang opholdstid. I sådanne søer vil det være relevant med en nærmere vurdering af modelanvendelsen, hvis der er datagrundlag hertil.

Fosforretention

Empiriske analyser af de 23 søers fosformassebalancer giver bedre modeller for fosforretentionen i søerne, end den hidtil anvendte Vollenweidermodel. Forklaringsværdien, R^2 , er bedre (0,23), og det sammen gælder MSE (Mean Squared Error), som er et udtryk for spredningen mellem modelværdier og observationer. Modellerne er opdelt på dybe og lavvandede søer.

Kvælstoftilførsel og søkoncentration

De empiriske sammenhænge, der kan etableres mellem kvælstoftilførsel og søkoncentration har en noget højere forklaringsværdi ($R^2 = 0,76-0,77$) end for fosfor. Forklaringsværdien (R^2) og bias (MSE) er stort set den samme om der anvendes en generel modificeret OECD-model eller der typeinddeles efter dybde eller opholdstid.

Ved omregning mellem årsgennemsnit og sommergennemsnit kan der etableres relativt stærke empiriske sammenhænge, men ikke helt så stærke som for fosfor. I de lavvandede søer opnås kun

en R²-værdi på 0,53, men den er 0,92 i dybe søer. Dvs. omregninger baseret på generelle sammenhænge kan foretages med lille usikkerhed især i de dybe søer.

Ligningerne for de empiriske sammenhænge i modeltype 2 og 3 er vist i nedenstående tabel 1.

Sammenhænge, der beskrives	Søtyper	Ligning
1. Årsgennemsnitlig totalfosforkoncentration i søen (TP _{sø}) på baggrund af gennemsnitlige indløbskoncentration (TP _{indløb}) og hydraulisk opholdstid (t _w , år). Her er angivet den modificerede OECD-model (ingen typeinddeling).	Alle	$TP_{sø} = 1,568 * TP_{indløb}^{1,147} / (1 + \sqrt{t_w})^{0,276}$ R ² = 0,45, N = 165 MSE = 0,00205
2. Samme ligningsudtryk som ovenfor, men nu årsgennemsnitlig indløbskoncentration af totalfosfor set i forhold til at opnå en given årsgennemsnitlig søkoncentrationen ved en given hydrauliske opholdstid.	Alle	$TP_{indløb} = (TP_{sø} * (1 + \sqrt{t_w})^{0,276} / 1,568)^{1/1,147}$
3. Som 1), men hvor kun sødata med TP-koncentrationer under 0,2 mg/l er anvendt til modeludtrykket.	Alle (TP < 0,2 mg/l)	$TP_{sø} = 1,095 * TP_{indløb}^{1,043} / (1 + \sqrt{t_w})^{0,229}$ R ² = 0,40, N = 147 MSE = 0,00101
4. Som 2), men hvor kun sødata med TP-koncentrationer under 0,2 mg/l er anvendt til modeludtrykket.	Alle (TP < 0,2 mg/l)	$TP_{indløb} = (TP_{sø} * (1 + \sqrt{t_w})^{0,229} / 1,095)^{1/1,043}$
5. Sammenhænge mellem års- og sommermiddelkoncentrationer af TP (TP _{år} , TP _{sommer}) i henholdsvis dybe og lavvandede søer. Her årsmiddel set som funktion af sommermiddel.	Lavvandede	$TP_{år} = 0,585 * (TP_{sommer})^{0,851}$ R ² = 0,95,
	Dybe	$TP_{år} = 0,552 * (TP_{sommer})^{0,720}$ R ² = 0,87,
6. Årsgennemsnitlig totalkvælstofkoncentration i søen (TN _{sø}) på baggrund af gennemsnitlige indløbskoncentration (TN _{indløb}) og hydraulisk opholdstid (t _w , år). Her er angivet den modificerede OECD-model (ingen typeinddeling).	Alle	$TN_{sø} = 1,340 * TN_{indløb}^{0,612} / (1 + \sqrt{t_w})^{0,632}$ R ² = 0,76, N = 165 MSE = 0,33
7. Sammenhænge mellem års- og sommermiddelkoncentrationer af TN (TN _{år} , TN _{sommer}) i henholdsvis dybe og lavvandede søer. Her årsmiddel set som funktion af sommermiddel.	Lavvandede	$TN_{år} = 1,781 * (TN_{sommer})^{0,768}$ R ² = 0,53,
	Dybe	$TN_{år} = 1,212 * (TN_{sommer})^{0,995}$ R ² = 0,92,

Tabel 1. Nøglesammenhænge med de tilhørende ligninger, forklaringsgrad (R²), antal data (N) og MSE.

Samlet usikkerhed på vurdering af indsatsbehov (kombination af modelkompleksets modeltype 1, 2 og 3).

Som følge af usikkerheden ved f.eks. belastningsopgørelsen, naturlige variationer imellem søerne og imellem de enkelte prøvetagningsår, er der en betydelig spredning på hver af de indgående modeller, og i princippet adderes denne usikkerhed når modellerne kombineres.

For at beskrive præcisionen på den samlede modelanvendelse, har NST sammenlignet målte værdier af klorofyl, planteplankton EQR og makrofyte EQR med de værdier, der beregnes ud fra fosforbelastningen ved anvendelse af de empiriske modeller.

Afvigelsen er vurderet for søer hvor tilstanden er god, moderat eller høj, dvs. søer som er nær eller har opnået målopfyldelse. Dette skyldes, at modellernes præcision især er vigtig i dette område, da de bruges til at fastlægge målbelastningen. Ved høje fosforindhold bliver afvigelsen større. Det fremgår af beregningerne, at der er en gennemsnitlig procentvis afvigelse på klorofyl på omkring 42%, og for enkelt søer kan den være større. For fytoplankton- og vegetations-EQR er afvigelsen mindre, omkring 10-20 % i gennemsnit. Der indgår dog kun 7-10 søer i sammenstillingen, så datamaterialet er spinkelt.

Der er endvidere regnet tilbage til, hvilken variation på belastningen, der svarer til de anførte afvigelser. På det anvendte grundlag forekommer den mindste variation på gennemsnitlig 23% for fytoplankton EQR. Variationen for både makrofytter og klorofyl er større, omkring 60%. Variationen for disse elementer er dog knap så betydningsfuld, da det er fytoplankton, der typisk stiller de stærkeste krav til fosforindholdet, hvorved god tilstand oftest vil være opfyldt for disse, hvis det er for fytoplankton.

3) Vurdering af behov for sørestaurering ud fra indsvingningstiden for intern belastning

Empiriske analyser er gennemført på 30 søer og viser en stærk sammenhæng ($R^2=0,95$) mellem sedimentets mobile fosforpulje og total fosfor, som er en af de parametre, der indgår i NOVANA monitoringen af sediment. Ligeledes er der etableret empiriske modeller til beskrivelse af sedimentets fosforfrigivelsesrate ud fra Fe:P-forholdet, TP og glødetab. Disse modeller viser en forklaringskraft (R^2) på 55-60%. Dette stærke empiriske datagrundlag er efterfølgende brugt til parameterisering af en dynamisk massebalancemodel. En følsomhedsanalyse på parametervalget i modellen viste, at de indgående ratekonstanter er robuste.

Forud var det dokumenteret, at modellen rummede simuleringsakkuratessen, hvor modellen blev kalibreret og valideret på individuelle søer. I dette projekt var det imidlertid intentionen at benytte modellen til simuleringer af tabelværdier for indsvingningsforløb, således at den skulle kunne simulere repræsentative forløb for søtyper der varierede mht. dybde, opholdstid og TP-indhold i sedimentet. Der blev derfor oparbejdet datasæt for Søholm Sø, Bryrup Langsø og Gundsømagle Sø, som omfattede vandkemiske data og sedimentdata fra en årrække. Disse søer repræsenterede yderpunkter mht. opholdstid og varierede også mht. TP-indhold i sedimentet. Disse søer blev anvendt til en validering af modellernes evne til at beregne indsvingningstiden. Her blev bl.a. sedimenternes P-indhold (målt med 5-10 års mellemrum) brugt som valideringsparameter.

	Sø	1990	1995	Aflastning
		Tot P (g m ²)		%
Målt	Bryrup Langsø	33,9	25,7	24,3
Simuleret	Bryrup Langsø	33,9	25,9	23,8
	Søholm Sø	16,2	18,3	-13,3
Simuleret	Søholm Sø	16,2	15,1	6,6
		199	2002	
Målt	Gundsømagle Sø	48,9	40,3	17,5
Simuleret	Gundsømagle Sø	48,9	37,6	23,1

Tabel 2. Simulerings-akkuratessen, hvor modellerne er startet med de målte sedimentpuljer, viser herefter simuleringen af puljestørrelserne næste gang disse er målt. Da den interne belastning er meget styrende for indsvingningsforløbene i søerne, bliver modellens evne til at "ramme" de målte puljestørrelser en god indikator for modellens akkuratessen.

På baggrund af simulerings-akkuratessen i de simulerede sedimentpuljer (tabel 2) og i søvandets TP koncentration vurderes det, at den modelmæssige usikkerhed på indsvingningsforløbet indenfor

én vandplanperiode er ca. 25%, mens den øges til ca. 50% ved prædiktion over to vandplanperioder. Usikkerhederne gælder for søtyper, der dybdemæssigt ligger mellem 1-6 meter i middeldybde, hvilket herved bliver værktøjets gyldighedsområde.

BILAG 1

Regressionsanalyser mellem klorofyl a og fosfor, fytoplanktonindeks og fosfor, samt makrofytindeks og fosfor.

Klorofyl a

Regressionsanalyser mellem klorofyl a og fosfor

Ved alle regressioner er 95% sikkerhedsintervaller (=2*standard error) på parameterestimerne (skæring og hældning) angivet i parentes. N er antallet af søår. Desuden er vist forklaringsgraden, R².

variabel	Log chla=	N	R ²
Dybe søer			
TP	$2,51 + 0,92 \cdot \log TP, (\pm 0,066; \pm 0,054)$	708	0,62
Lavvandede søer			
TP	$2,49 + 0,94 \cdot \log TP, (\pm 0,045; \pm 0,022)$	1917	0,48
variabel Log Chla =			
1 Lavvandede, kalkfattige, klare, ferske søer, TA<0,2			
TP	$2,55 + 1,06 \cdot \log TP, (\pm 0,109; \pm 0,108)$	401	0,49
2 Dybe, kalkfattige, klare, ferske søer			
TP	$2,52 + 0,90 \cdot \log TP, (\pm 0,132; \pm 0,103)$	159	0,66
5 Lavvandede, kalkfattige, brune, ferske søer			
TP	$2,73 + 1,07 \cdot \log TP, (\pm 0,263; \pm 0,230)$	94	0,48
9 Lavvandede, kalkrige, klare, ferske søer			
TP	$2,45 + 0,87 \cdot \log TP, (\pm 0,057; \pm 0,062)$	1051	0,43
10 Dybe, kalkrige, klare, ferske søer			
TP	$2,51 + 0,92 \cdot \log TP, (\pm 0,077; \pm 0,062)$	528	0,62
11 Lave, kalkrige, klare, brakke søer			
TP	$2,35 + 0,85 \cdot \log TP, (\pm 0,190; \pm 0,223)$	138	0,30
13 Lave, kalkrige, brune, brakke søer			
TP	$2,26 + 0,88 \cdot \log TP, (\pm 0,212; \pm 0,220)$	83	0,44

Fytoplanktonindeks, Dansk Sø Fytoplankton Indeks (DSFI)

Regressionsanalyser mellem DSFI og fosfor

Ved alle regressioner er 95% sikkerhedsintervaller (=2*standard error) på parameterestimerterne (skæring og hældning) angivet i parentes. N er antallet af søår. Desuden er vist forklaringsgraden, R².

variabel	DSFI=		
Dybe søer			
		N	R ²
TP	-0,13 - 0,47*logTP, (±0,066;±0,053)	253	0,55
Lavvandede søer			
TP	0,10 - 0,39*logTP, (±0,031;±0,031)	496	0,56
variabel DSFI=			
Type 10, Dybe, kalkrige, klare, ferske søer			
		N	R ²
TP	-0,14 - 0,48*logTP, (±0,068;±0,055)	233	0,57
Type 9, Lavvandede, kalkrige, klare, ferske søer			
TP	0,20 - 0,23*logTP, (±0,040;±0,050)	321	0,21
Type 1, Lavvandede, kalkfattige, klare, ferske søer, TA<0,2			
TP	0,06 - 0,44*logTP, (±0,124;±0,091)	70	0,58

Makrofytindeks, Dansk Sø Makrofyt Indeks (DSMI)

Regressionsanalyser mellem DSMI og fosfor

Ved alle regressioner er 95% sikkerhedsintervaller (=2*standard error) på parameterestimerterne (skæring og hældning) angivet i parentes. N er antallet af søår. Desuden er vist forklaringsgraden, R².

variabel	DSMI=		
Dybe søer, alle søår			
		N	R ²
TP	0,07 - 0,40*logTP, (±0,092;±0,068)	223	0,38
Dybe søer, alle søer én gang			
TP	0,13 - 0,33*logTP, (±0,141;±0,110)	79	0,32
Lavvandede søer, alle søår			
TP	0,13 - 0,42*logTP, (±0,062;±0,054)	470	0,34
Lavvandede søer, alle søer én gang			
TP	0,19 - 0,35*logTP, (±0,085;±0,073)	254	0,26
variabel DSMI=			
Type 10, Dybe, kalkrige, klare, ferske søer, alle søår			
		N	R ²
TP	0,07 - 0,40*logTP, (±0,096;±0,071)	194	0,39
Type 9, Lavvandede, kalkrige, klare, ferske søer, alle søår			
TP	0,10 - 0,39*logTP, (±0,084;±0,040)	270	0,26
Type 1 EU (TA < 1 meq/l), Lavvandede, kalkfattige, klare, ferske søer, alle søår			
TP	0,56 - 0,19*logTP, (±0,129;±0,091)	102	0,15
Type 10, Dybe, kalkrige, klare, ferske søer, alle søer én gang			
TP	0,13 - 0,32*logTP, (±0,148;±0,117)	61	0,34

Type 9, Lavvandede, kalkrige, klare, ferske søer, alle søer én gang			
TP	$0,16 - 0,35 \cdot \log TP, (\pm 0,111; \pm 0,105)$	150	0,23
Type 1, EU (TA < 0,1 meq/l), Lavvandede, kalkfattige, klare, ferske søer, alle søer én gang			
TP	$0,38 - 0,27 \cdot \log TP, (\pm 0,255; \pm 0,179)$	37	0,21



Miljøministeriet
Naturstyrelsen

Haraldsgade 53
2100 København Ø
Tlf.: 72 54 30 00

www.naturstyrelsen.dk