

## Erfaringer med anvendelse af dynamiske sømodeller



Notat til Naturstyrelsen

Denne rapport er udarbejdet under DHI's ledelsessystem, som er certificeret af DNV  
for overensstemmelse med ISO 9001 for kvalitetsledelse



DNV Business Assurance, Danmark A/S

## Erfaringer med anvendelse af dynamiske sømodeller

Udarbejdet for                      Notat til Naturstyrelsen  
Repræsenteret ved                Kjeld Sandby Hansen



Furesø, Storekalv

Projektleder	Jørgen Krogsgaard Jensen
Kvalitetsansvarlig	Ian Sehested Hansen
Projektnummer	11811187-2
Godkendelsesdato	27/06/2014
Revision	1.0
Klassifikation	Åben



## INDHOLDSFORTEGNELSE

<b>1</b>	<b>Generelt om dynamiske sømodeller .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Anvendelse .....</b>	<b>3</b>
<b>3</b>	<b>Danske erfaringer .....</b>	<b>5</b>
<b>4</b>	<b>Internationale erfaringer og relevans i en dansk sammenhæng .....</b>	<b>7</b>
4.1	Flerarts-almemodel .....	7
4.2	Konkurrence mellem makrovegetation og fytoplankton .....	7
4.3	Detaljeret zooplanktondynamik .....	8
4.4	Næringsstofcyklus .....	8
<b>5</b>	<b>Anvendelse af modeller i fremtiden .....</b>	<b>9</b>
5.1	Potentiale for anvendelse .....	9
5.2	Typer af analyser .....	9
5.3	Videnscentre .....	10
<b>6</b>	<b>Referencer .....</b>	<b>11</b>



## 1 Generelt om dynamiske sømodeller

Dynamiske procesorienterede sø-modeller er kendetegnet ved at være baseret på et velfunderet teoretisk grundlag. Modellerne beskriver den tidslige (og evt. rumlige) variation i modellens tilstandsvariable (f.eks. ilt, algebiomasse, zooplanktonbiomasse, næringsstoffer, temperatur m.m.) som funktion af de processer, der anses for betydende. Det er på den måde muligt at beskrive f.eks., hvordan algebiomassen i en sø ændrer sig over tid som funktion af f.eks. lys, næring, temperatur og græsning. Tilbagekoblingsmekanismer mellem den simulerede algevækst og de styrende processer er direkte beskrevet (f.eks. algebiomassens skygningseffekt og indhug i næringsstofpuljerne), ligesom både de direkte og indirekte effekter af algevækst og biomasse på de øvrige af modellens tilstandsvariable også indgår.

Dynamiske sømodeller kan etableres på mange forskellige kompleksitetsniveauer. Den valgte kompleksitet bør afspejle såvel strukturen i det pågældende økosystem som de til rådighed værende data og de problemstillinger, der ønskes belyst. Man kan således operere med dynamiske modeller, der giver en mere eller mindre holistisk beskrivelse af økosystemet, eller man kan anvende mere begrænsede dynamiske modeller, der fokuserer på en del af økosystemet, f.eks. sediment – vand-interaktion eller planktonisk interaktion.

Såvel empiriske/statistiske og statiske modeller som dynamiske sø-modeller kræver input i form af drivdata, der for eksempel typisk beskriver tilførslen af vand og næringsstoffer fra punktkilder og diffus afstrømning, samt meteorologiske forhold (f.eks. vind, lufttemperatur, lysindstråling og nedbør). Mængden af data, der kræves, afhænger ganske meget af den specifikke model. For at kunne beskrive dynamik over året kræver de dynamiske modeller typisk flere data og data, der netop beskriver variationen i drivdata over året. Derfor er dynamiske sø-modeller oftest mere datakrævende, hvilket så også giver mulighed for at vurdere betydningen af disse variationer.

Anvendelse af dynamiske sømodeller forudsætter desuden en kalibrering, hvor modelkonstanter og andre modelinput justeres, således at man opnår bedst mulig overensstemmelse mellem målte og simulerede koncentrationsniveauer. Det er her vigtigt at sikre sig, at anvendte modelkonstanter ligger indenfor et interval, der svarer til værdier publiceret i den videnskabelige litteratur.

For at vurdere, hvor god modellen er, foretages en validering, der i praksis betyder, at man f.eks. kører modellen for et andet år end det år, modellen er kalibreret for, dvs. med nye inputdata men med samme modelkonstanter. En sammenligning mellem målte og simulerede koncentrationer vil give en indikation af, i hvor høj grad den kalibrerede model beskriver de væsentligste processer i søen.

Generelt kan man sige, at jo flere tilstandsvariable og processer, der indgår i en model, jo mere komplicerede tilbagekoblingsmekanismer og indirekte effekter er det muligt at simulere, og jo større systemforståelse er det potentielt muligt at opnå. Kravene til måledata og ikke mindst arbejdstid stiger betydeligt med øget kompleksitet. Kompleksitet bør afhænge af formålet.

Men dynamiske modeller behøver ikke nødvendigvis at være komplicerede. Selv simple dynamiske sømodeller kan have deres berettigelse. Som eksempel kan nævnes modeller, som dynamisk beskriver opbygning hhv. udtømmning af P- puljer i sediment. Der kan i sådanne modeller være tale om dynamisk udvikling og tidskridt fra dag til uger, måneder og til år. Et andet eksempel kunne være dynamiske modeller til analyse af interaktion mellem fytoplanktongrupper og zooplankton. Sidstnævnte vil typisk operere med dynamik og tidskridt over timer, dage, uger. Sådanne begrænsede modeller kan have berettigelse såvel i relation til vidensopbygning vedr. reaktionsmønster som til egentlig miljøplanlægning og forvaltning. Simple modeller kan desuden bl.a. anvendes som værktøj til "intelligent" interpolation mellem målte koncentrationsniveauer med det formål at få et mere præcist bud på en given fluks,

transport eller omsætning uden nødvendigvis at være anvendelige som et egentligt scenarieværktøj (se næste afsnit). Derved gives forøgede muligheder for at analysere årsagssammenhænge.

Udover at beskrive de biologiske processer er det vigtigt, at modellerne har mulighed for at beskrive en fysisk påvirkning, hvis den er afgørende, som eksempelvis opblanding af vandsøjlen i dybere søer. Hvis der er tale om søer, der er lagdelte i perioder, er det af afgørende betydning, at den fysiske lagdeling og udvekslingen mellem top og bund af vand og stof beskrives korrekt. Specielt i sommerhalvåret, hvor primærproduktionen til stadighed er N- eller P-begrænset, kan en korrekt beskrivelse af tilførslen af næringsstoffer fra bunden til de øvre vandlag, hvor primærproduktionen foregår, være helt afgørende for, om den algebiomasse (eller klorofyl), der måles, kan simuleres. Er lagdelingen velbeskrevet ud fra målinger, kan disse anvendes direkte som input til modellen. Alternativt opstilles og kalibreres en 1D (~vertikal) eller 3D hydrodynamisk model, der beskriver lagdelingen ud fra bl.a. lufttemperatur, solindstråling og vind. Anvendelse af hydrodynamiske modeller til beskrivelse af lagdelingen er en forudsætning for, at modellen kan anvendes til en analyse af effekten af ændringer i de meteorologiske forhold, f.eks. klimaændringer.

For en mere detaljeret beskrivelse af krav til input-data m.m. se f.eks.: Trolle og Søndergaard (2010), Jensen og Closter (2011).



## 2 Anvendelse

Hvis man ser bort fra anvendelse af dynamiske sø-modeller i forskningsmæssig sammenhæng, så anvendes kalibrerede sømodeller typisk med det formål at opstille scenarier til brug i forbindelse med forvaltningen af søen. Som et typisk eksempel på anvendelse kan nævnes vurderinger af effekten af planlagte eller mulige ændringer i den eksterne næringsstofftilførsel.

De dynamiske sømodeller har speciel relevans i søer, hvor der forekommer varierende betydning af N og P begrænsning gennem året, samt i søer, hvor det kan forventes, at betydningen af de begrænsende næringsstoffer ændres over et tidsforløb på flere år. I dybe søer som f.eks. Furesø forekommer der typisk en forårstop af fytoplankton, som begrænses af en kombination af silicium og fosfor. Senere på sommeren har der i Furesøen for eksempel forekommet kvælstofbegrænsning af algevæksten. Hvis tilstrækkeligt fosfor er tilstede, er der mulighed for opblomstring af blågrønaler. Denne dynamik kan være særdeles vigtig i søer specielt under indsvingning mod en endelig ligevægtstilstand. Også i lavvande søer kan der forekomme varierende næringsstoffbegrænsning (fra N hhv. P) på grund af varierende betydning af internbelastning fra sedimentet over året, næringsstofftilførsler fra omgivelserne og varierende hydraulisk opholdstid. Såfremt sådanne dynamikker ønskes belyst, vil dynamisk sø-modellering kunne bidrage med betydende informationer og bidrage til en kvantificering af tilstanden i søen, som ikke opnås med de eksisterende empiriske sømodeller.

Med de dynamiske modeller kan effekter opgøres som ændring i f.eks. sigtdybden, klorofylkoncentrationen, iltforholdene eller andre parametre/indikatorer med fastsatte miljømål.

Andre eksempler på anvendelse omfatter effekten af klimarelaterede påvirkninger i form af ændring i afstrømning og temperatur, betydningen af den interne P-belastning og effekten af bundvandsiltning (Jensen J K, Closter R M, 2011).

Efterspørgsel hos myndigheder og andre interessenter omkring effekten af alternative virkemidler som f.eks. opfiskning af fredfisk, udplantning af makrovegetation og aluminiumbehandling af sediment kan i forskellig grad belyses af denne type modeller under forudsætning af, at de underliggende processer er beskrevet i modellen, og at disse i tilstrækkelig grad er kalibreret og verificeret. Særligt er de højere trofiske niveauer i søer typisk ikke særlig godt beskrevet i den eksisterende overvågning, herunder udbredelsen og biomassen af undervandsvegetation og fisk. I mangel af data vil det ofte være nødvendigt at foretage scenarieberegninger ud fra en række antagelser og på den baggrund foretage en vurdering af effekten af virkemidlet og en nærmere analyse af betydningen af de antagelser man har gjort. Da den kvantitative viden om sammenhænge mellem de højere trofiske niveauer (zooplankton, fisk mv.) er mere sparsom end for de lavere trofiske niveauer, indebærer det, at en modellering af disse led vil være behæftet med større usikkerhed. Ikke alene i forskningsmæssig sammenhæng, men også i relation til konkrete og praktiske beslutninger i forbindelse med vandplanlægning, kan det være af stor værdi at belyse den mulige betydning af disse elementer for en søs udvikling. Her kan følsomhedsanalyser med dynamiske modeller give værdifulde oplysninger. Samtidig kan inddragelse af disse led i modellering i mange tilfælde være den eneste realistiske mulighed for at få en vurdering af den kvalitative betydning af disse elementer.

Udover at belyse effekten af virkemidler på udvalgte indikatorer, så giver en velkalibreret model det bedst mulige grundlag for at beskrive størrelsen og variationen (i tid og rum) af de enkelte biologiske parametre; - en øvelse der i sig selv kan være vanskelig eller umulig, hvis man alene tager udgangspunkt i et begrænset datasæt eller begrænset årsagssammenhæng.

Den dynamiske models validitet vil afhænge af såvel modelstruktur som det datagrundlag, der er for kalibrering af modellen. Dette er ikke principielt forskelligt fra, hvad der også gælder for empiriske / statistiske modeller. De empiriske modeller kan siges at blive kalibreret i forbindelse med deres etablering, og deres struktur fastlægges med valg af variabel, der indgår i den statiske analyse. Den dynamiske model opstilles sø for sø (struktureltilpasses) og kalibreres sø

for sø. Det gør, at der for hver sø selvfølgelig kræves en større ressourceindsats end ved anvendelse af en prækaliberet empirisk model. Til gengæld kan der også derved opnås en højere grad af hensyntagen til individuelle forhold og faktorer.

Et ofte overset men særdeles vigtig element i anvendelsen af dynamiske sø-modeller er selve processen, hvor man gennem modelopsætning og kalibrering/validering opnår en indgående systemforståelse om, hvilke processer og faktorer der er de mest styrende på forskellige tidspunkter af året og under forskellige forhold. Dette kan systematisk undersøges vha. en såkaldt følsomhedsanalyse, hvor man i princippet ændrer modellens inputdata (f.eks. belastning, meteorologi og modelkonstanter) ét af gangen og derefter kører modellen, og derved kan man evaluere, hvor lidt eller meget den foretagne ændring slår igennem på de vigtigste indikatorer.

Arbejdet med kalibrering af modellen giver også mulighed for at identificere mangelfulde eller fejlagtige belastningsdata, fejl i måledata, og give kvalificerede estimater på puljer, som måske ikke er målt.

Generelt må vi som allerede nævnt sige, at dynamiske sø-modeller, i modsætning til f.eks. empiriske modeller, kræver en langt større indsats i inddata, arbejdstid og faglig indsigt. Dynamiske sø-modeller har derfor deres berettigelse i en sammenhæng, hvor den arbejdsmæssige (og økonomiske!) indsats i modelanvendelse står mål med de potentielle investeringer i de virkemidler, som overvejes. F.eks. i tilfælde, hvor større søer modtager regnvandsbaseret overløb, og hvor opfyldelse af miljømål vil kræve store investeringer i udbygning af det eksisterende kloaknet og etablering af overløbsbassiner. Et andet eksempel kan være fastsættelse af virkemidler i forbindelse med landbrugsproduktionen i oplandet til større søer, som kan have store omkostninger for både erhverv og samfund. Anvendelse af dynamiske modeller vil kunne give det bedst mulige grundlag for at sikre det rette valg af virkemidler, så man med størst mulig sandsynlighed opnår den ønskede effekt og samtidig minimerer omkostningerne. Trolle og Søndergård (2010) har tidligere netop anbefalet, at dynamiske sø-modeller bl.a. anvendes på udvalgte intensivt overvågede danske søer som grundlag for vidensbaserede handleplaner.

Dynamiske modeller, herunder sø-modeller, er per definition, som en hver anden form for model, en forsimpning af virkeligheden. Derfor bør forsimpningen ikke ses som en begrænsning i sig selv, da det at forsimple i virkeligheden netop er selve formålet med at udvikle og anvende modeller generelt. Formålet er at beskrive de væsentligste processer og dynamikker i et system, og ignorere de uvæsentlige. I princippet på samme måde, som når en fagperson forsøger at finde logik i måledata. Komplexiteten af modellen bør afpasses i forhold til den problemstilling, der ønskes undersøgt, og det datagrundlag, der er til rådighed, og problemstillingen kan i yderste konsekvens fordrer tilvejebringelse af nye monitoringsdata. Enhver simplifikation giver selvfølgelig også begrænsning for, hvad modeller kan anvendes til. Dette gælder for dynamiske såvel som empiriske modeller.

Netop fordi dynamiske modeller er en forsimpning af virkeligheden, og fordi selv en velkalibreret model kun i et vist omfang kan reproducere de målte data, så er det afgørende, at man i fortolkningen af modelresultaterne forstår, hvor og hvorfor modellen er mangelfuld (simplificeret), og hvilke konsekvenser det har for modellens evne til at forudsige fremtidige scenarier. Det siger sig selv, at dette kræver en indgående forståelse, både af modellens matematiske ligningssæt, herunder det teoretiske grundlag, og biologiske processer i søen generelt.

Dette er ikke principielt forskelligt fra empiriske modeller, der er opstillet ud fra en statistisk analyse af et begrænset datasæt. Dette giver på samme måde begrænsninger i disse modellers evne til forudsigelser – begrænsninger, der her relaterer sig til den statistiske variation, der er i datamaterialet samt til den begrænsning, der ligger i, at datamaterialet eventuelt ikke indeholder søer med tilsvarende historik og/eller tilstand samt økologisk struktur.

### 3 Danske erfaringer

Dynamiske modeller har siden 70'erne været anvendt på forskellige danske søer, f.eks.:

- Lyngby Sø (Jørgensen et al. 1978)
- Glumsø (Jørgensen et al 1978, Zang et al. 2004)
- Søbygaard Sø (Jørgensen 1999)
- Furesø (Hansen & Jensen 1985, Gurkan et al. 2006, Jensen og Closter 2011<sup>1</sup>)
- Ravn Sø (Trolle et al 2008, Trolle og Søndergaard 2010)
- Engelsholm Sø (Fragoso et al. 2013, Trolle og Søndergaard 2010, Trolle et al. 2014)
- Arreskov sø (Nielsen et al. 2014)
- Søbygaard Sø (Rolighed 2013, Rolighed et al. Indsendt)

I langt de fleste tilfælde har der været tale om forskningsmæssig anvendelse, og kun i enkelte tilfælde er modeller anvendt som grundlag for forvaltningsmæssige beslutninger (Jensen og Closter 2011, Trolle et al. 2008)

Fælles for de fleste modeller anvendt på danske søer er, at de beskriver interaktion mellem næringsstoffer, primærproduktion i vandfasen og græsning. De mest komplekse modeller inkluderer fisks græsning på zooplankton, næringsstofcyklus i sediment og udveksling med vandfasen, samt vækst og biomasse af makrofyter.

Tabel 1 giver en oversigt over dynamiske sø-modeller (hydrauliske såvel som koblede hydrauliske og økologiske modeller), som har været anvendt de senere år, og som vurderes realistisk at anvende eller bygge videre på i forbindelse med administration af vandområder og udarbejdelse af mere detaljerede vandplaner.

Udover de i tabel 1 nævnte modeller, har DHI opsat dynamiske hydrauliske 3D modeller (MIKE3) for 142 søer (DHI, 2013b). Dette blev gjort i forbindelse med overslagsmæssige vurderinger af fortyndingsforhold i søer i forbindelse med screening af potentielle risici for effekter fra udsivning fra forurenede grunde. Disse modeller er ikke nærmere kalibreret men alene opstillet ved anvendelse af tilgængelige data for bathymetri (dybdeforhold), gennemsnitlig gennemstrømning og anvendelse af en ret grov parameterjustering (af modelkonstanter), der i en vis udstrækning tager hensyn til varierende metrologiske drivdata på de enkelte lokaliteter. Hvis modeller skal anvendes til nærmere analyser i forbindelse md vandplanerne, vil det højst sandsynligt kræve justeringer mht. til drivdata for tilstrømning, belastning mv. og lokal kalibrering af hydraulik samt udvidelse med økologiske tilstandsvariable. Det er dog fundet relevant at nævne disse model-opsætninger her, da de udgør et godt grundlag at bygge videre på, hvis der er behov for nærmere vurderinger og analyser for nogle af disse søer. Bilag 1 giver en oversigt over hvilke søer, der er dækket.

---

<sup>1</sup> Kort beskrivelse se: <http://www.dhigroup.com/upload/publications/scribd/178287315-Modelling-Lake-Furesoe-%E2%80%93-DHI-Case-Story-DK.pdf>

Tabel 1 Danske søer, for hvilke der foreligger dynamiske modeller, der vil kunne tages i anvendelse i forbindelse med vandplanlægning

Sø navn	Hydraulik*	Biogeo-kemisk	Økologiske	Opstillet/sidst anvendt	Bemærkning	Referencer
Furesø	3D	+	+	2011 / 2014		Jensen & Closter (DHI, 2011) AU/SDU (Ph.D. studie undervejs)
Esrum Sø	3D	+		2006/2007	Hydraulik, temperatur og ilt	Closter (2007)
Indre søer København	3D	+		2013/2014	Bakterier, badevand	DHI, 2013a
Indre søer København	1D-h	+	+	2013	Eutrofiering	Rambøll, 2013
Damhus Sø	3D	+		2013/2014	Bakterier, badevand	DHI, 2013a
Ravn Sø	1D-v	+	+	2014	Lang tidsserie-simulering	AU, e.g. Trolle et al. 2008
Engelsholm Sø	0D og 1D-v	+	+	2014	Lang tidsserie-simulering	AU, e.g. Trolle et al. 2014
Arreskov Sø	0D og 1D-v	+	+	2014	Lang tidsserie-simulering	AU, e.g. Nielsen et al. 2014
Søbygaard Sø	0D og 1D-v	+	+	2014	Lang tidsserie-simulering	AU, e.g. Rolighed 2013
Tjele Langsø	1D-v	+	+	2014-2015	Indgår i sammenhængende opland-sø-fjord model-kompleks-projekt	AU, undervejs
Klejstrup Sø	1D-v	+	+	2014-2015	Indgår i sammenhængende opland-sø-fjord model-kompleks-projekt	AU, undervejs

\*: 0D= boxmodel uden vertikal eller horisontal opløsning. 1D-v =1- dimensional vertikal (over dybden) uden horisontal opløsning. 1D-h =1- dimensional horisontal (flere beregningspunkter i søen) men uden vertikal opløsning. 2D= Horizontal 2-dimentional (dvs. net af beregningspunkter) uden vertikal opløsning. 3D = fuld 3 dimensional opløsning (vertikalt og horisontalt).

## 4 Internationale erfaringer og relevans i en dansk sammenhæng

Internationale erfaringer med anvendelse af dynamiske sømodeller fremgår bl.a. af Jørgensen (2001, 2010) og i reviews af Mooij et al. 2010 og Robson (2014). Særlig de senere år har man i nye sø-modeller i forskellige konkrete eksempler påvist vigtigheden af forskellige processer, herunder bl.a.:

- Flerarts-algemodel (f.eks. diatomeer, grønalger, flagellater og blågrønalger)
- Konkurrence mellem makrovegetation og fytoplankton
- Detaljeret zooplanktondynamik
- Initiale biomasse og udbredelse af undervandsvegetation?
- Udvidet næringsstof cyklus (N, P, Si, C og O) inklusivt samspil mellem sediment og vand

### 4.1 Flerarts-algemodel

Begrebet flerarts-algemodeler anvendes ofte, men er misvisende, da der i praksis er tale om modeller, der beskriver 2 eller flere funktionelle algegrupper og ikke arter, - typisk diatomeer, grønalger, flagellater, blågrønalger m.fl. Flerarts-algemodeler giver mulighed for en øget forståelse af søens økosystem, men disse modeller har generelt en ringe evne til at forudsige udviklingen i sammensætningen af de funktionelle grupper (Jørgensen 2010). Til beskrivelse af opblomstring af blågrønalger tyder modelstudier på, at modeller, der alene beskriver opblomstring som funktion af P/N forhold og temperatur, ikke er tilstrækkeligt, men kræver viden om alle livstadier. (Hense og Beckmann 2006 – refereret i Jørgensen 2010).

Erkendelsen af, at sø-modeller formentlig kun i begrænset omfang kan beskrive konkurrencen mellem funktionelle grupper, samt at netop udviklingen i søers algesamfund kan være styrende for flere kvalitetsparametre som sigtddybde, klorofylkoncentration og udviklingen i zooplankton biomassen/produktionen, bør resultere i, at der i højere grad bør anvendes modeller under danske forhold, der beskriver den overordnede udvikling i algebiomassen. Med undtagelse af blågrønalger, som i kraft af deres kvælstoffiksering er delvist afkoblet søens kvælstofcyklus. Forståelse af de processer, der initierer og styrer opblomstring af blågrønalger, vil være en forudsætning for, at modellerne vil være i stand til at beskrive den overordnede primærproduktion i vandfasen i de søer og i de perioder, hvor blågrønalger observeres. (se Hense og Beckmann 2006). Imidlertid kan der i dybe søer være behov for at kunne beskrive flere algegrupper og deres evne til at dybde regulere. Dette gælder for eksempel for algegrupper som blågrønalger og flagellater /furealger. En sådan funktionalitet er bl.a. en indbygget mulighed i MIKE3 ECOLab (DHI 2014).

### 4.2 Konkurrence mellem makrovegetation og fytoplankton

Der findes eksempler på modeller, der i overensstemmelse med observationer beskriver konkurrencen mellem makrovegetation og fytoplankton, samt zooplankton-dynamik, og som kan beskrive skiftet mellem en situation med undervandsvegetation til en situation domineret af fytoplankton (Jørgensen og Bernardi 1998 – refereret i Jørgensen 2010). Netop muligheden for at simulere et sådant skift vil være vigtig, hvis man ønsker at anvende modeller til at sige noget om langtidseffekter af virkemidler i danske søer. En væsentlig udfordring ved anvendelse af modeller, der beskriver den fysiske lagdeling (1D eller 3D hydrauliske modeller) i søer, der i

perioder domineres af undervandsvegetation, som f.eks. vandpest, er at beskrive den vertikale tilvækst af biomassen gennem flere af modellens lag.

En væsentlig forhindring for en anvendelse som beskrevet ovenfor, er, at der ikke findes tilstrækkelige kvantitative data for udviklingen i artssammensætningen, udbredelsen og biomassen af undervandsvegetation i danske søer.

### 4.3 Detaljeret zooplanktondynamik

Zooplankton har en væsentlig rolle i forbindelse med den variation, man observerer i sigtddybde, klorofyl og artsammensætning af alger i søer gennem en vækstsæson i danske søer. Modelstudier har vist, at netop en korrekt beskrivelse af zooplanktons græsningsrate og bidrag til turn-over-raten af næringsstoffer i de frie vandmasser kan være afgørende for en god modelbeskrivelse af en sø. (se Jørgens 2010 for review). Beskrivelse af flere end én zooplanktongruppe kan være vigtig. For eksempel vil prædationstrykket på store og små arter af zooplankton være forskelligt. Ligesom der også kan være tale om et "internt prædationstryk" i zooplanktonet (fra rov-zooplankton). Prædationstrykket på zooplankton af fisk kan ofte være af stor betydning, hvorfor det ofte vil være nødvendigt at foretage en estimering/kalibrering af fisks græsningstryk på baggrund af kendskab til fiskesammensætningen i søen. For de fleste større danske større søer findes der kvalitative og semi-kvantitative fiskedata fra den nationale overvågning. Anvendelse af modeller og de til rådighed værende data sammen med litteraturværdier for filtrationsrater og græsnings-/prædationstryk kan danne grundlag for en nærmere vurdering af disse processers betydning.

### 4.4 Næringsstofcyklus

For at opnå en korrekt beskrivelse af næringsstoffdynamik kan det være vigtigt at inkludere dynamiske beskrivelser med varierende procesrater over året samt fra år til år afhængigt af forhold som f.eks. temperatur og eksterne tilførsler samt biologiske forhold i søen. Bl.a. sedimentets interaktion med søens vandmasse og dermed effekt på algeproduktion samt øvrige pelagiske forhold kan være vigtig.

## 5 Anvendelse af modeller i fremtiden

### 5.1 Potentiale for anvendelse

Anvendeligheden af dynamiske sømodeller er veldokumenteret, både i forskningsmæssig og forvaltningsmæssig sammenhæng, og potentialet for anvendelse af dynamiske sømodeller under danske forhold er oplagt i forvaltningssammenhæng (Vandrammedirektivet, Habitatdirektivet m.m.) som supplement til den eksisterende overvågning og de mere generelle empiriske modeller (se Trolle og Søndergård 2010). Dynamiske modeller kan bidrage med det bedst mulige grundlag for at vurdere effekten af konkrete virkemidler på den enkelte sø og er særligt anvendelige, hvor forholdsvis høje omkostninger til etablering af virkemidler berettiger en detaljeret analyse. Ved etablering af sø-modeller for udvalgte intensivt overvågede, og for danske forhold repræsentative søer, vil man kunne opnå en generel viden om, i hvilken grad virkemidler kan forventes at slå igennem i søer af vidt forskellig karakter og dermed danne grundlag for vurderinger af effekter af virkemidler generelt på landsplan.

Når først modellen én gang er etableret, kan den med fordel og med begrænsede omkostninger anvendes til konkrete forvaltningsmæssige problemstillinger på et senere tidspunkt.

### 5.2 Typer af analyser

Typer af scenarier, som kan analyseres med udgangspunkt i de modeller, der typisk har været anvendt for danske søer, omfatter:

- Belastnings-scenarier:
  - Effekter af ændringer i næringsstofbelastningen fra punktkilder og eller diffuse kilder på udvalgte indikatorer. Af særlig relevans skal her nævnes analyse af varierende betydning af N og P for begrænsning af algevæksten. Modellernes troværdighed er størst indenfor det variationsområde, de er opstillet (kalibreret og valideret) for. Ved meget store ændringer i belastning vil der kunne forekomme økosystemskift, som modellen ikke nødvendigvis er opbygget til at kunne inkludere.
- Fysiske ændring:
  - Effekter af ændringer gennemstrømning i form af forlænget eller reduceret opholdstid
  - Effekter af opstemning eller uddybninger
  - I den udstrækning den dynamiske model inkluderes en dynamisk hydraulisk model med tilstrækkelig opløsning over dybde (fuld 3D eller 1D-vertikal model) kan fysiske ændrings effekt på lagdelingsforhold belyses. Ved kobling til økologisk dynamisk model kan effekter af fysiske ændring på økosystemet endvidere analyseres.
- Klimaeffekt-scenarier:
  - Ændrede meteorologiske forholds (som fx nedbør, afstrømning, temperatur, lysindstråling) betydning for lagdelingsforhold i dybe søer og for biologisk aktivitet generelt og specielt for primærproduktion
  - I hvilken grad og hvordan vil klimaforandringer påvirke (reducere eller forstærke) effekter af iværksatte virkemidler på udvalgte indikatorer
- Aluminiumsbehandling af sediment:
  - Effekten af en evt. aluminiumsbehandling af sedimentet mhp at reducere den interne belastning af fosfor

Derudover vil modellerne kunne bidrage med:

- Grundlag for estimering af ikke-målte puljer (f.eks. sedimentpuljer) og tilstandsvariabel
- Kvalitetssikring af belastningsdata og måledata
- Identifikation af de vigtigste styrende processer

Øvrige scenarier, som muligvis vil kunne analyseres, men som forudsætter indhentning af erfaringer fra konkrete modeløvelser og i nogle tilfælde modeludviklinger (eller koblinger), omfatter:

- Effekten af biomanipulering såsom opfiskning på udvalgte indikatorer
- Effekten af udplantning (eller afhøstning) af undervandsvegetation
- Reduktionsbehov i P-belastning mhp. reduktion i omfanget og frekvensen af opblomstring af blågrønner

### 5.3 Videncentre

Anvendelse af dynamiske sømodeller forudsætter etablerede videncentre, hvor specialister med indgående kendskab til søers biologi regelmæssigt anvender og eventuelt udvikler dynamiske modeller. I Danmark findes der videncentre for sømodellering på Århus Universitet (DCE), Syddansk Universitet og DHI, mens der på DTU og KU findes mere generelle økologiske modelleringsmiljøer, dog primært med fokus på marine systemer.

Samarbejde mellem de etablerede videncentre må alt andet lige være en fordel, hvis man ønsker at opnå bedst mulig anvendelse af sømodeller under danske forhold i forvaltningsmæssig sammenhæng, og en mulighed er, at man etablerer en arbejdsgruppe bestående af repræsentanter fra de forskellige institutioner og derigennem forsøger at udvikle retningslinjer og strategier for en fremtidig anvendelse.



## 6 Referencer

Closter R M, 2007: Set-up, calibration and case studies with the hydrodynamic models PROBE (1D) and MIKE 3 (3D) of Lake Esrom with special reference to investigating the influence of weather and future climate changes on thermal stratification. A comparative study of the influence of internal lake parameters as well as the external influence of weather on thermal stratification. Ph.D. Thesis

DHI, 2013a: Indledende vurderinger af mulighed for tilladelse til badning i Københavnske søer. Damhussøen, Peblinge Sø og Sortedamssø. Rapport til Københavns Kommune. Projektleder: Jørgen Krogsgaard Jensen. 2013.03.31

DHI, 2013b: Fortyndinger i fjorde og søer. Rapport til Miljøstyrelsen. Udkast 2013.07.02

DHI. 2014: DHI 3 Algae and Sediment Model. ECO Lab Template. Scientific Description. Software for Water Environment. MIKE by DHI 2014.

Fragoso Jr, C., Van NES, E., Motta Marques, D., Jeppensen, E. (indsendt). Modelling the biomanipulated Lake Engelsholm: are ecosystem changes after a large disturbance predictable? - Refereret til i: Pereira F, Fragoso C R, Uvo C, Marques D D M, 2013, "Pairing multivariate data analysis and ecological modeling in the biomanipulated lake Engelsholm, Denmark" ATEN – Journal of Water Management and Research 69: 15–19. Lund 2013

Gurkan Z, Zhang J, Jørgensen S E 2006, " Development of a structurally dynamic model for forecasting the effects of restoration of Lake Fure, Denmark", ecological modelling 197 (2006) 89–102

Hansen E. Aa, Jensen J.K. Olrik K. Ansbæk J., 1985: Furesøen 1900-2000. Rapport til Hovedstadsrådet fra Vandkvalitetsinstituttet, ATV. 1985-06-13.

Henze I, Beckmann A, 2007, " Towards a model of cyanobacteria life cycle—effects of growing and resting stages on bloom formation of N<sub>2</sub>-fixing species", ecological modelling 195 (2006) 205–218

Jensen J K, Closter R M , 2011, "Rent vand I Mølleåsystemet – Supplerende beregninger i relation til VVM for projektet", Teknisk Notat, Naturstyrelsen Nordsjælland. Udarbejdet af DHI.

Jørgensen S E, Mejer H, Friis M 1978" Examination of a lake model", Ecological Modelling, Volume 4, Issues 2–3, February 1978, Pages 253–278

Jørgensen S E 1999, "State-of-the-art of ecological modelling with emphasis on development of structural dynamic models", Ecological Modelling 120 (1999) 75 – 96

Jørgensen S E, 2010, "Review: A review of recent developments in lake modelling" Ecological Modelling, 221 (2010) 689–692

Mooij WM , Trolle D, Jeppesen E, Arhonditsis G, Belolipetsky PV, Chitamwebwa DBR, Degermendzholz AG, DeAngelis DL, De Senerpont Domis LN, Downing AS, Elliott A, Fragoso CR, Gaedke U, Genova SN, Gulati RD, Håkanson L, Hamilton DP, Hipsey MR, Hoen J t, Hülsmann S, Los FJH, Makler-Pick V, Petzoldt T, Prokopkin IG, Rinke K, Schep SA, Tominaga K, Van Dam AA, Van Nes EH, Wells SA, Janse JH (2010) Challenges and opportunities for integrating lake ecosystem modelling approaches. Aquatic Ecology 44: 633-667

Nielsen A, Trolle D, Bjerring R, Søndergaard M, Olesen JE, Jeppesen E (2014) Effects of changes in climate and nutrient loading on the water quality of shallow lakes assessed by ensemble PCLake model runs. *Ecological Applications* (in press).

Rambøll, 2013: De Indre Søer. Revurdering af hydraulik og vandkvalitet. Rapport til HOFOR og Købehavns Kommune. September 2013.

Robson B (2014) State of the art in modelling of phosphorus in aquatic systems: Review, criticisms and commentary. *Environmental Modelling and Software* (online).

Rolighed J (2013) Climate change makes re-oligotrophication more difficult - A PC Lake model study of shallow, Danish Lake Søbygaard. MSc dissertation, Aarhus University, Denmark

Rolighed J, Trolle D, Søndergaard M, Bjerring R, Janse JH, Mooij WM, Jeppesen E (indsendt) Climate change makes recovery from eutrophication more difficult - a PC Lake model study of shallow Danish Lake Søbygaard

Trolle D, Elliott A, Mooij WM, Janse JH, Bolding K, Hamilton DP, Jeppesen E (2014) Advancing projections of phytoplankton responses to climate change through ensemble modelling. *Environmental Modelling and Software*, online, doi: 10.1016/j.envsoft.2014.01.032

Trolle D, Skovgaard H, Jeppesen E 2008a, "The Water Framework Directive: Setting the phosphorus loading target for a deep lake in Denmark using the 1D lake ecosystem model DYRESM-CAEDYM", *ecological modelling* 219, (2008) 138-152

Trolle D, Søndergaard M 2010, "Udvikling og anvendelse af empiriske og dynamiske sømodeller", Miljøministeriet, Naturstyrelsen

Zang J, Jørgensen S E, Mahler H, 2004, " Examination of structurally dynamic eutrophication model", *Ecological Modelling* 173 (2004) 313-333

Bilag 1 Oversigt over søer, hvor der foreligger en dynamisk 3D hydraulisk model (ikke-kaliberet MIKE3).  
Reference: DHI 2013b.

Sønavn	Vanddistrikt	Hovedoplan	DMU_nr	stoq_nr	ha
Agger Tange Sø	1	1.2	63	VIB120-001	362,8
Agri Sø	1	1.7	417		1,387
Aller Mølleddam	1	1.11	357	SJYS077001	1,3
Arreskov Sø	1	1.13	927	FYN0108100004	317,43
Arresø	2	2.2	723	FRB1690	3987
Avnsø	2	2.1	575	ROS1945	6,582
Banegrav v. Thyborøn Fjord	1	1.2	11301		9,401
Bavelse Sø	2	2.5	1063		89
Birkerød Sø	2	2.3	733	FRB1668	8,494
Birksø/Ry Lillesø	1	1.5	418		75,767
Borup Sø	2	2.4	781	ROS1928	8,604
Brabrand Sø	1	1.7	503		153,779
Bryrup Langsø	1	1.5	507		37,414
Brådebæk Mose	2	2.3	707	FRB6007	4,139
Bøgeholm Sø	2	2.3	692	FRB1925	32,199
Bølling Sø	1	1.2	138		343,81
Christianshøj grusgravsø	2	2.2	739	KBH4714	1,022
Damhussøen	2	2.3	753	KBK1699	46,261
Doverkil	1	1.2	10	VIB027-001	20,5
Ejstrup Sø	1	1.8	73		40,236
Emdrup Sø	2	2.3	754	KBK1007	5,88
Engelsholm Sø	1	1.11	394	VEJ8888001	43
Esrum Sø	2	2.3	714	FRB1692	1730,409
Farsø Sø	1	1.2	883	NOR80901	3,7
Flintinge Mose, øst	2	2.5	683		67,12
Frederiksborg Slotssø	2	2.2	715	FRB1922	23,14
Fæstningskanalen Midt	2	2.4	807		17,572
Fæstningskanalen Syd	2	2.4	0		13,959
Gammeldam	1	1.11	324	SJYS053001	4,3
Geding Sø	1	1.7	433		5,023
Gentofte Sø	2	2.3	750	KBH1619	26,429
Gevnø Sø	2	2.6	619		1,3
Gjessø	1	1.5	509		1,625
Glumsø Sø	2	2.5	610		23,2
Gram Slotssø	1	1.1	290	SJYS024001	5,6
Grauballe Mose	1	1.5	525		10,256
Grusgravssø øst for Darup	2	2.2	772	ROS1976	5,188
Grusgravsø 5.16, Hudevad Sø	1	1.14	939	FYN0608200001	4,7
Grusgravsø 7.1	1	1.13	946	FYN0208130001	12,1
Grønjordssøen	2	2.4	748	KBK1008	5,22
Gråsten Slotssø	1	1.11	307	SJYS037001	16,7
Gudensø	1	1.5	479		172,518

Sønavn	Vanddistrikt	Hovedoplan	DMU_nr	stoq_nr	ha
Gundsømagle Sø	2	2.2	732	ROS1742	32
Haderslev Dam	1	1.11	285	SJYS020001	271,9
Hobro Vesterfjord	1	1.3	853	NOR82301	12
Holstebro Vandkraftsø	1	1.4	225		70,268
Hornbæk Sø	2	2.3	694	FRB1924	11,578
Højby Sø	2	2.1	560	VSJHBY1	38,415
Hørsholm Slotssø	2	2.3	701	FRB6010	7,251
Juelstrup Sø	1	1.2	11409		0 53,32
Julsø	1	1.5	470		558,833
Jystrup Sø	2	2.5	603		6,1
Jægerum Sø	1	1.2	11410	NOR80301	8,2
Kastelsgraven	2	2.3	-99	KBK1032	10,044
Kilen	1	1.2	150		318,676
Knud Sø	1	1.5	524		194,861
Kolding Slotssø	1	1.11	396	VEJ8888035	10,4
Kollelev Mose	2	2.3	800	KBH4736	4,703
Korsgård Sø	2	2.5	657		7
Kul Sø, Troidhede	1	1.8	118		8,613
Ladegårds Sø	1	1.14	960	FYN0508010001	2,6
Lillehav	1	1.11	320	SJYS049001	15,9
Lund Sø	4	4.1	356	SJYS076001	1,8
Lunderup Sø (råstofsø)	4	4.1	386	SJYS103001	5,3
Lyngby Sø	2	2.3	738	KBH1633	57,112
Løgumkloster Mølledam	1	1.1	358	SJYS078001	1,7
Låddenmose	1	1.11	313	SJYS043001	3,7
Marbæk Sø - Øst	1	1.1	237	RIB3120-0001	3,3
Maribo Søndersø	2	2.5	677		861,6
Marielund Sø	1	1.11	404	VEJ8888015	3,2
Mes Sø	1	1.8	82		13,576
Mossø	1	1.5	428		1660,121
Nivå Hesterejesøen	1	1.9	542		120,801
Nivå Søbladsøen	2	2.3	688	FRB6183	3,589
Nordborg Sø	2	2.3	702	FRB6182	4,147
Nydam	1	1.11	329	SJYS058001	54,6
Nørrestrand	1	1.11	322	SJYS051001	1,1
Nørresø	4	4.1	1999		0 63
Nørresø v. Maribo	2	2.5	680		37,9
Ormstrup Sø	1	1.5	441	VIB054-001	12,415
P.Hansens Grusgrav	2	2.5	633		3,5
Peblinge Sø	2	2.3	755	KBK1701	10,462
Ralsøen (råstofsø SV for Rødekre G30)	4	4.1	389	SJYS106001	5,3
Ramten Sø	1	1.6	498		27,153
Rands Fjord	1	1.11	393	VEJ8888032	143,4
Ravnstrup Sø	2	2.5	612		1,7

Sønavn	Vanddistrikt	Hovedoplan	DMU_nr	stoq_nr	ha
Ringe Sø	1	1.13	1024		13,67
Råstofsø ved Rise-Hjarup (G38)	4	4.1	391	SJYS108001	2,7
Salten Langsø	1	1.5	448		299,057
Sankt Jørgen Sø Nord	2	2.3	756	KBK1700A	6,129
Sankt Jørgen Sø Syd	2	2.3	757	KBK1700	6,631
Silkeborg Langsø midt	1	1.5	502		91,203
Silkeborg Langsø vest	1	1.5	518		83,006
Silkeborg Langsø øst	1	1.5	486		45,067
Skanderborg Lillesø	1	1.5	450		23,193
Skanderborg Sø	1	1.5	499		762,835
Skarresø	2	2.1	577	VSJSKR1	189,042
Skerne Sø	2	2.5	627		1,9
Smalby Sø, vest	1	1.2	910	NOR85114	49,5
Snorrebakkesø	3	3.1	822	BRK45-00	7,022
Solsidens Kridtgrav	1	1.2	11362	NOR85107	4,06
Sorte Sø	1	1.5	426		5,015
Sortedam Sø Nord	2	2.3	758	KBK1702	13,824
Sortedam Sø Syd	2	2.3	759	KBK1702A	10,806
Sorø Sø	2	2.5	588		210
St. Sjørup Sø	1	1.6	496		1,344
Store Økssø	1	1.2	915	NOR84302	32,35
Strøllille Gravsø	2	2.2	799	FRB6079	11,673
Suldrup Sø	1	1.2	916	NOR84505	8
Sundby Sø	1	1.2	11291	VIB116-001	45
Sundet, Fåborg	1	1.15	983	FYN3708200001	29,17
Sunds Sø	1	1.4	220		122,302
Svanholm Sø	1	1.8	95		7,925
Sø v. Bromme	2	2.5	1078		7,2
Sø v. Kærballgård	1	1.8	98		5,571
Sø øst for Klastrup	1	1.2	64	VIB097-001	1,5
Søbylejet v. 31	1	1.8	103		34,292
Søgård Sø (Fakkebjerg)	1	1.15	987		5,17
Søllerød Sø	2	2.3	744	KBH1652	13,305
Sønder Mose	1	1.5	0		6,512
Søndervig	1	1.2	66	VIB026-001	54
Sørup Sø	1	1.15	990	FYN1108130001	11,2
Tange Sø	1	1.5	439	VIB055-001	541,293
Teglgård Sø	2	2.2	719	FRB1960	5,255
Thorsø	1	1.5	480		60,054
Thyborøn Fjord	1	1.2	172		271,38
Tranemose	2	2.2	724	FRB6074	3,341
Tranemosen	2	2.5	665		3
Tranevig	1	1.5	491		3,503
Tuel Sø	2	2.5	601		189,5

Sønavn	Vanddistrikt	Hovedoplan	DMU_nr	stoq_nr	ha
Uge Sø 3	4	4.1	369	SJYS086001	9,3
Uggeløse Gravsø	2	2.2	727	FRB6080	1,513
Ulvsmose	2	2.5	568		5
Vejlesø	2	2.3	745	KBH1649	16,027
Vestersjø, Lyø	1	1.12	993	FYN5308040001	19,89
Viborg Søndersø	1	1.5	447	VIB041-001	145,266
Vintmølle Sø	1	1.5	445	VIB042-001	20,154
Østersø	1	1.11	309	SJYS039001	2,9
Østerø Sø	1	1.14	997	FYN3008100001	23
Østerå Sø	1	1.2	922	NOR85111	7,6