



KVÆLSTOFINDSATS I BRAKVANDSSØER

Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 571

2023



AARHUS
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

KVÆLSTOFINDSATS I BRAKVANDSSØER

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 571

2023

Jesper Philip Aagaard Christensen

Martin Søndergaard

Liselotte Sander Johansson

Torben Linding Lauridsen

Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 571
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Kvælstofindsats i brakvandssøer
Forfattere:	Jesper Philip Aagaard Christensen, Martin Søndergaard, Liselotte Sander Johansson, Torben Linding Lauridsen
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Oktober 2023
Redaktion afsluttet:	Oktober 2023
Faglig kommentering: Kvalitetssikring, DCE:	Peter A.U. Stæhr Signe Jung-Madsen
Ekstern kommentering:	Miljøstyrelsen. Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR571_komm.pdf
Finansiel støtte:	Ingen ekstern finansiering
Bedes citeret:	Christensen, J. P. A., Søndergaard, M., Johansson, L. S. & Lauridsen, T. L. 2023. Kvælstofindsats i brakvandssøer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 30 s. - Videnskabelig rapport nr. 571
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	I dette projekt blev betydningen af fosfor og kvælstof for miljøtilstanden i brakvandssøer undersøgt. Søernes økologiske tilstand blev evalueret ved at analysere klorofylkoncentrationen i forhold til fosfor og kvælstof. Fire modeller blev testet, hvor enten kvælstof eller fosfor blev brugt som forklaringsvariabel, alene eller sammen i både multiple lineære regressioner og stykkevise lineære regressioner. Resultaterne viste, at søer med et N:P forhold i intervallet mellem 8 og 22 kunne betragtes som både N og P begrænset. Søerne blev kategoriseret som N-begrænsede, P-begrænsede eller begge, afhængigt af deres N:P forhold. For søer med både N- og P-begrænsning blev en vekselkurs beregnet ift. begrænsning af fytoplanktonvækst.
Emneord:	Brakvandssøer, kvælstof, målkoncentrationer, fosfor, indsatsbehov, næringsstofbegrænsning
Foto forside:	Martin Søndergaard
ISBN:	978-87-7156-808-0
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	30

Indhold

Forord	4
Sammenfatning	5
Summary	6
1 Indledning	7
1.1 Baggrund	7
1.2 Formål og metoder	7
1.3 Søerne	8
1.4 Forventede resultater	10
2 Data	11
2.1 Datakilder	11
3 Metode	12
3.1 Årstidsdynamik	12
3.2 Beregning af næringsstofbegrænsning	12
3.3 Rumlig analyse	13
3.4 Beregning af vekselkurs	14
3.5 Beregning af målkoncentrationer for N- og P-begrænsede søer	14
4 Resultater	16
4.1 Årsvariation inden for søerne	16
4.2 Variation mellem søerne	18
4.3 N- eller P-begrænsning	20
4.4 Klorofylindikatoren	21
5 Diskussion og anvendelse	22
5.1 Næringsstoffdynamik	22
5.2 Modeller	22
5.3 Forbehold og forbedringspotentiale	22
5.4 Sammenhænge og vekselkurs i N- og P-begrænsede søer.	23
5.5 Anbefalinger til reduktionsstrategi.	24
6 Referencer	25
7 Appendiks A	27

Forord

Denne rapport er bestilt og finansieret af Miljøstyrelsen. Rapporten er en del af opfølgning på rådgivningen til vandområdeplanerne, hvor det ønskes undersøgt om kvælstofregulering i brakvandssøer vil have en gavnlig effekt i forhold til at opnå de politisk fastsatte målsætninger. Projektets formål er at undersøge, om målsætningen om god økologisk tilstand i brakvandssøer kun kan opnås ved fosfor-regulering alene, eller om der også bør opstilles krav om reduktion af kvælstoftilførsel til søerne samt, om en indsats over for fosfortilførslen i nogen grad kan erstattes af en indsats over for tilførslen af kvælstof.

Sammenfatning

I dette projekt er betydningen af hhv. fosfor og kvælstof for miljøtilstanden i en række brakvandssøer undersøgt. Formålet er at vurdere, om der med fordel evt. kan laves en indsats over for tilførslen af kvælstof for at forbedre den økologiske tilstand i denne sø-type.

Den økologiske tilstand er i dette projekt vurderet på baggrund af klorofylkoncentrationen og modelleret som en funktion af fosfor- og kvælstofkoncentrationen i søerne. Der blev testet fire forskellige modeller, hvor hhv. kvælstof (N) og fosfor (P) blev anvendt som forklaringsvariabel, hver for sig eller i kombination – enten i en multiple lineær regression eller en stykkevis lineær regression. Datasættet bestod af i alt 143 søer og 153 målestationer.

Den bedste model til at beskrive klorofylkoncentrationen var en stykkevis lineær regression, hvor N:P forholdet blev anvendt til at identificere knæpunktet mellem hhv. N og P, som bedste forklaringsvariabel. Analyserne viste, at et N:P vægtforhold på 13,3 for den gennemsnitlige sommerkoncentration af totalkvælstof og totalfosfor, var det optimale knæpunkt, men med et bredt model-optimum mellem ca. 8 til 22. Dette interval kan tolkes som det interval, hvor søerne er både N- og P-begrænset (75 søer/stationer), mens søer med et N:P forhold over 22 kunne karakteriseres som overvejende P-begrænset (24 søer/stationer) og søer med et N:P forhold under 8 kunne karakteriseres som overvejende N-begrænset (54 søer/stationer).

For de søer som vurderedes at være både N- og P-begrænset, blev der beregnet en vekselkurs for N og P baseret på de gennemsnitlige DIN- og DIP-koncentrationer i søerne. Vekselkursen er på 13,3 vægtenhed N per vægtenhed P, for at opnå ca. samme begrænsningsniveau af fytoplankton. Dette følger den metode, der anvendes til at beregne N- og P-begrænsningen i kystvandene i forbindelse med den statistiske modellering til tredje planperiode af vandplanerne.

Summary

In this project, we studied the importance of phosphorus and nitrogen respectively, for the environmental condition, in several brackish water lakes. The purpose is to assess whether it would be advantageous to apply reductions of nitrogen input, in order to improve the ecological condition of this type of lake.

In this project, the ecological condition is assessed on chlorophyll concentration and modeled as a function of the phosphorus and nitrogen concentration in the lakes. Four different models were tested; nitrogen (N) and phosphorus (P) were individually used as explanatory variables, or they were used in combination - either in a multiple linear regression or a piecewise linear regression. Data from 143 lakes and 153 stations was used.

The best model to describe the chlorophyll concentration was a piecewise linear regression, where the N:P ratio was used to identify the breaking point between, respectively. N and P, as the best explanatory variable. The analyzes showed that an N:P weight ratio of 13.3 for the average summer concentration of total nitrogen and total phosphorus was the optimum break point, but with a wide model optimum between approx. 8 to 22. This interval can be interpreted as the interval where the lakes are both N- and P-limited (75 lakes/stations), while lakes with an N:P ratio above 22 could be characterized as predominantly P-limited (24 lakes/stations) and lakes with an N:P ratio below 8 could be characterized as predominantly N-limited (54 lakes/stations).

For the lakes that were assessed to be both N- and P-limited, an exchange rate for N and P was calculated based on the average DIN and DIP concentrations in the lakes. The exchange rate is 13.3 weight unit N per weight unit P, to achieve approx. same overall limiting level of phytoplankton. This follows the method used to calculate the N and P limitation in the coastal waters as part of the background material for implementing the water framework directive in Denmark.

1 Indledning

1.1 Baggrund

Ifølge EU's vandrammedirektiv skal der opnås mindst god økologisk tilstand (GØT) i alle målsatte overfladevande inden 2027. Den økologiske tilstand i de danske søer vurderes på baggrund af fire biologiske elementer; fytoplankton, anden akvatisk flora (makrofytter og fytobenthos), bunddyr og fisk. I dette studie vil fokus være kvælstof- og fosforbegrænsning og tilstanden vurderet på baggrund af fytoplanktonindikatoren; klorofyl-koncentrationen.

Tilstanden i de danske søer er som oftest negativt koblet til mængden af næringsstoffer, hvor især et øget indhold af fosfor (P), følges af forringelse i søernes tilstand. Forklaringskraften er ofte højere for fosfor end for kvælstof, og derfor anvendes en reduktion af fosfortilførsel som det primære virkemiddel til at forbedre tilstanden i danske søer. For brakvandssøer er forklaringskraften i relationen til fosfor ringere end for de ferske søer, og i stedet ses en øget forklaringskraft i forhold til indholdet af kvælstof (Søndergaard et al., 2019), hvilket antyder at, at kvælstof i højere grad er det begrænsende næringsstof i brakvandssøerne.

Nyere forskning indeholder også stigende evidens for, at kvælstof (N) kan have en større betydning også i ferske søer end hidtil antaget (Dolman et al. 2016, Søndergaard et al. 2022). Samtidigt er det også vist, at der er en stor sæsonvariation i koncentrationen af især biotilgængelige næringsstoffer, hvor fosfor oftest er begrænsende i forårsperioden, mens kvælstof i stigende grad gennem sommeren kan blive begrænsende. Yderligere er det for tyske søer vist, at der er variationer i graden af fosfor- eller kvælstofbegrænsning for væksten af fytoplankton samt vekselvirkning over vækstsæsonen afhængigt af søens grad af lagdeling, forholdet mellem kvælstof og fosfor og søens størrelse i forhold til oplandet (Dolman et al. 2016).

1.2 Formål og metoder

I udkast til vandområdeplaner 2021-2027 (VOPIII) er der beregnet et indsatsbehov over for fosfor i de søer, hvor den økologiske tilstand ikke er mindst god, men i dette projekt vil det blive vurderet og kvantificeret, hvor stor betydning en kvælstofindsats vil have i de brakke søtyper, og i hvor stort et omfang man kan erstatte dele af fosforindsatsen med tiltag mod kvælstoftilførsel.

Vi vil, som en del af vurderingen af hhv. N og P's betydning for miljøtilstanden i brakvandssøer benytte flere tilgange til at vægte betydningen af de to næringsstoffer.

I rapporten vil vi efterprøve om Dolman et al.'s (2016) tilgang til adskillelse af hhv., N- og P-begrænsning i tyske ferskvandssøer, kan anvendes i de danske brakvandssøer. Grundlæggende er hypotesen, at N- og P-begrænsningen følger Liebig's minimumslov, som kort fortalt siger, at et betydende stof, der er tilgængeligt i mængder, der nærmer sig det kritiske minimum, vil have en tendens til at være det begrænsende stof (Odum 1959, Danger et al 2008). Med andre ord er det kun et stof ad gangen, der er begrænsende, og det er det stof, som er nærmest det kritiske minimum. Hvornår det er N frem for P, der er

det begrænsende stof, undersøges i Dolman et al. (2006) ved at bruge en stykkevis lineær regression, hvor hhv. N- og P-afhængighed afgøres af N:P forholdet i den enkelte sø, målt enten som DIN:TP, DIN:DIP eller TN:TP-ratio (DIN: dissolved inorganic nitrogen, DIP: dissolved inorganic phosphorus, TN: total nitrogen, TP: total phosphorus) i den primære vækstsæson (april til oktober).

Liebigs minimuslov er udviklet i forbindelse med forsøg med vækst af enkelte plantearter og princippet er siden anvendt i mange sammenhænge, på alt fra enkeltarter til hele samfund og i mange typer økosystemer. Der er dog meget der peger på, at minimusloven ikke er den mest korrekte beskrivelse af næringsstofbegrænsning på samfundsniveau, da der er større mulighed for at suboptimere og komplimentere, når der er flere arter til stede. Derfor ser man ofte co-begrænsning (dvs. begrænsning med flere næringsstoffer på samme tid) på samfunds-/økosystemniveau (Danger et al. 2008) og der findes utallige eksempler på co-begrænsning fra terrestriske til ferske og marine økosystemer (Elser et al. 2007).

Brakvandssøer må på flere måder forventes at nærme sig forholdene i de lavsaline kystområder. Blandt andet sedimentsammensætning og flora er ofte en blanding af det, man ser i ferskvandssøer og de mere salte (men stadig lavsaline) fjorde og kystområder. I kystvandene blev indsatsbehovene, i forbindelse med udarbejdelse af VandOmrådePlan-III (VOPIII) beregnet med udgangspunkt i, at økosystemerne kan være "co-begrænsede" af både N og P, men med varierende stedspecifik vægtning. For kystvandene blev N- og P-effekt adskilt ved en semi-mekanistisk tilgang, hvor kendskab til halvmætningskonstanten for vækstraten af det pelagiske fytoplanktonsamfund blev brugt til at beregne et "begrænsningsindeks" fra 0 til 1, hvor 0 er absolut ingen næringsstofbegrænsning og 1 er 100 % næringsstofbegrænsning (Christensen et al. 2021). Der er dog ikke taget forbehold for interne puljer/luksusoptag i fytoplanktonbiomassen, som dog må forventes at blive relativt hurtigt ud-tømt, hvis der er 100 % næringsstofbegrænsning af et næringsstof.

1.3 Søerne

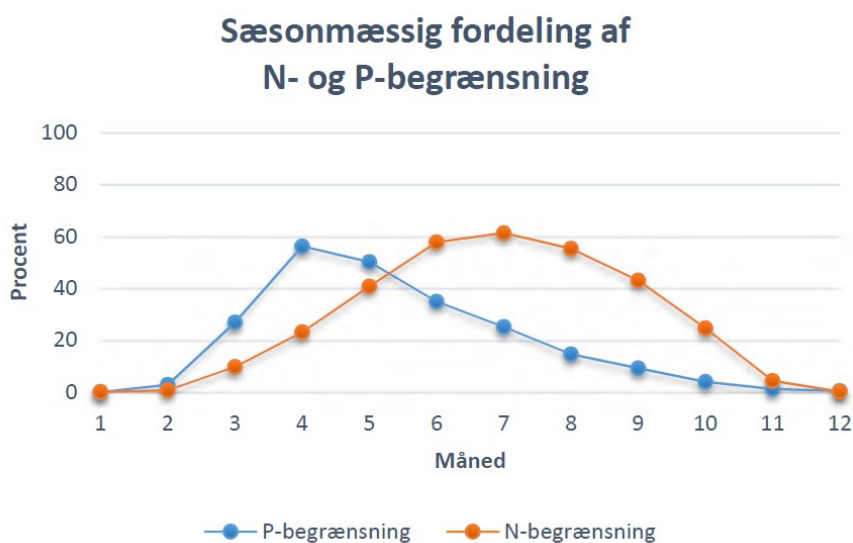
En stor del af de danske brakvandssøer er lavvandede, ligger kystnært og er udsat for saltvandsindtrængning i forskellige grader. En del af søerne er også tidligere fjordområder, som er blevet adskilt fra fjordene ved hjælp af diger eller en dæmning og delvist tørlagt - dette gælder f.eks. Vejlerne. En stor del af søerne er kraftigt påvirket af næringsstoffer, og som følge heraf, oplever de kraftige algeopblomstringer, som kan føre til ophobning af organisk materiale en mudderbund med ringe iltforhold i sedimentet og dårlig sigtddybde. Det fører til dårlige forhold for de mest følsomme submerse makrofytter, som dels har brug for lys, dels forankring og dels trives dårligt i reduceret (iltfattigt) sediment (Lemoine et al. 2012). Derfor bliver der færre arter af makrofytter, de bliver trængt ind på de mest lavvandede områder, eller de forsvinder helt fra søerne.

I løbet af sommeren, hvor temperaturen og lysindstrålingen er høj, vil fytoplankton i størstedelen af søerne, i kortere eller længere perioder, opleve, at koncentrationen af let omsættelige makronæringsstoffer (opløste fraktioner) - primært N og P - bliver begrænsende for deres vækst. Fytoplanktonet kan også være kontrolleret af græsning og lysbegrænsning - især i de mest næringsrige og dybere søer. I vinterhalvåret forventer vi, at fytoplanktonvæk-

sten primært er temperatur og lysbegrænset. Der kan dog til tider måles relativt høje klorofyl-koncentrationer om vinteren, da selv en lav fytoplanktonbiomasse kan indeholde relativt meget klorofyl per kulstofbiomasse, fordi fytoplankton kompenserer for den lave lysindstråling ved at øge koncentrationen af klorofyl i cellen og sjældent er kvælstofbegrænset i vinterhalvåret (Jakobsen og Markager 2016).

Som vi har set i store dele af de danske kystvande (Andersen og Hekrath 2020), opstår der typisk fosforbegrænsning i foråret, fordi redox-forholdet i sedimentet som regel er højt og dermed binder den maksimale mængde fosfor. Samtidig er der oftest en høj koncentration af biotilgængeligt kvælstof fra vinterhalvåret, hvor stofafstrømning generelt er høj og denitrifikationen er lav grundet de lave temperaturer. Længere hen på sommeren falder redox-potentialet i sedimentet typisk grundet øget iltforbrug stimuleret af stigende temperaturer og tilførsel af labilt organisk materiale. Derved frigives der fosfor fra sedimentet samtidig med, at denitrifikationen øges og typisk opstår der derved kvælstofbegrænsning i løbet af sommeren (Søndergaard et al. 2003, Andersen og Hekrath 2020, Chunhui et al. 2020). Et eksempel på næringsstoffdynamikken fra fjord- og kystområder er vist i figur 1.1. Kvælstofbegrænsningen i løbet af sommeren kan i nogle tilfælde delvist modvirkes i brak og ferskvand, hvis der forekommer kraftige opblomstringer af N-fikserende cyanobakterier/blågrønner (Schindler et al. 2008).

Figur 1.1. Den gennemsnitlige sæsonvariation i fosfor (P) og kvælstof (N) begrænsning i danske kystnære vandområder. Begrænsningen er vist som den procentvise andel af målinger, med henholdsvis fosfor- og kvælstofbegrænsning (DIP <0,125 µM, DIN <2 µM), i forhold til det samlede antal målinger. Data inkluderet er fra perioden 1990-2017 for alle stationer i de marine vandområder inden for 1 sømilegrænsen (figur fra Andersen og Hekrath 2020).



Visse søer kan være så næringsrige, at der stort set ikke optræder næringsstoffbegrænsning i løbet af sommerhalvåret. Af den grund har vi sorteret de mest næringsrige søer fra i datasættet, dvs. der hvor den gennemsnitlige sommerkoncentration af TN > 5 mg/l og TP > 1 mg/l. Der vil også være søer, hvor et af næringsstofferne er så rigeligt forekommende at kun et af de to makronæringsstoffer er begrænsende. Derudover er der søer, hvor begge næringsstoffer er begrænsende det meste af vækstsæsonen. Her vil vi forsøge at adskille de tre af grupperne, dvs. overvejende N- begrænsede, overvejende P-begrænsede eller både N- og P-begrænsede). (co-begrænsning).

1.4 Forventede resultater

Vi forventer, på baggrund af Dolman studiet, at kunne inddele søerne i tre grupper - overvejende N-begrænset, overvejende P-begrænset samt co-begrænset (N og P).

Vi forventer samtidig også at kunne finde en generisk vægtning mellem N og P baseret på samme tilgang som i kystvandende, hvor vi antager at koncentrationen af de uorganiske fraktioner af næringsstoffer; DIN (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+) og DIP (PO_4^{3-}) er et udtryk for biotilgængeligheden af næringsstoffer, som kan bruges til at beregne næringsstofbegrænsning og vægtning af begrænsningen. På grund af en sparsom dækning af DIN- og DIP-observationer i brakvandssøerne, er det dog kun et begrænset antal søer, hvor der kan laves vægtning af N og P på baggrund af de uorganiske fraktioner.

Det forventes desuden, at vægtningen af N og P kan anvendes til at beregne en "vekselkurs," hvor man beregner det forhold, der kan anvendes til at erstatte N-reduktioner med P-reduktioner eller omvendt, for at opnå et givent respons i klorofylkoncentrationen i de relevante søer. Desuden beregnes der en vejledende mål-koncentration af TN og TP.

2 Data

2.1 Datakilder

Data anvendt i projektet er indsamlet som en del af overvågningsprogrammet NOVANA og blev ved projektets begyndelse hentet fra Overfladevandsdatabasen (ODA). Data ligger nu i MSTs database, VANDA.

De fleste søer, som indgår i NOVANA, bliver overvåget ekstensivt dvs. et år ud af seks, imens de mere intensivt overvågede søer nu bliver besøgt hvert andet år (Miljøstyrelsen/NOVANA 2017-21)

Der er i alt anvendt data fra 153 målestationer, fordelt i 143 brakvandssøer i perioden 1990 til 2020.

Søge-/sorteringskriterier

Søerne i datasættet er blevet udvalgt på baggrund af salinitet eller ledningsevne, da der ikke er målt salinitet i alle søer. Dermed består datasættet kun af observationer fra dage, hvor der er målt salinitet over 0,5 psu eller en ledningsevne på mere end 100 mS/m. Der kan altså være datoer fra samme sø/år, hvor kriterierne for brakvand er opfyldt, og hvor kriterierne for beregning af sommermiddel-værdi (målt fra maj til september) etc. ikke er opfyldt (f.eks. hvis der er færre målinger end fire i et givent år). Hvor der er beregnet sommermiddelværdi, er det den gennemsnitlige salinitet/ledningsevne, der er brugt som afskæringskriterie.

Der indgår kun fem dybe søer i datasættet (søer med gennemsnitsdybde på mere end 3 meter). De adskiller sig på indikator-grænseværdierne, som er grænseværdierne mellem de fem tilstandsklasser i vandrammedirektivet (f.eks. er der grænseværdier for sommer-klorofylkoncentrationen, som vi anvender her) men til dels også i deres funktion.

Datadækning og begrænsninger

Der kan ikke laves tidsserie for hver enkelt sø, da der ikke er ret mange søer, der er målt kontinuerligt og med høj målefrekvens gennem årene. Datasættet er også ret begrænset i vintermånederne og dermed, for flertallet af søerne, for sporadisk til at lave årstidsbestemt koncentrationer af DIN og DIP.

En samlet gennemsnitlig tidsserie vil også være behæftet med usikkerhed grundet lokalitetsskift i sø-overvågningen. En sådan tidsserie vil derfor være sammensat af data fra forskellige søer i forskellige dele af tidserien.

Data er for sparsomme til at lave individuelle modeller for hver sø, men der er fællestræk for en stor del af søerne, som gør, at der overordnet kan laves nogle modeller, som dækker alle søerne i datasættet eller et udpluk af søer.

Søerne som indgår i analysen og de tilhørende nøgleværdier kan ses i Appendiks A.

3 Metode

3.1 Årstidsdynamik

Vi har analyseret årstidsdynamikken af næringsstofferne i søerne, i perioden 1990 til 2020, både visuelt og ved at beregne de centrale tendenser (median og estimerede marginale gennemsnit). De rå data er plottet som boksploot. Analysen er baseret på søer med minimum 20 observationer indsamlet i perioden, hvilket reducerer datasættet til knap 2300 observationer fordelt på 41 brakvandssøer.

Årsdynamikken er yderligere undersøgt ved at beregne marginale gennemsnit (EMM) af næringsstofniveauer for hver måned, under hensyntagen til sø, år og måned. EMM giver en gennemsnitsværdi for hver kategori og kan delvist kompensere for et ubalanceret datasæt. Beregningsmetoden er herunder illustreret for opløst uorganisk kvælstof (DIN):

$$\ln(DIN) = factor(sø) + factor(år) + factor(måned) + b + \varepsilon$$

De estimerede gennemsnitsværdier for de opløste uorganiske næringsstofpuljer, for alle søerne, er derefter blevet undersøgt nærmere i forhold til næringsstofbegrænsningen i den primære vækstperiode. Der indgår 39 søer i beregningen af EMM, da et par af søerne ikke indeholder nok observationer til at kunne indgå i beregningen.

3.2 Beregning af næringsstofbegrænsning

Næringsstofbegrænsningen er beregnet med baggrund i Monods vækstkinetik og er beskrevet i Christensen et al. (2021, SR 422):

$$begr = 1 - \frac{[S]}{[S] + K_s}$$

Hvor $begr$ er begrænsningen S er substrat/næringsstof og K_s er en halvmætningskonstant. Skalaen går fra 0 til 1, hvor 0 svarer til absolut ingen begrænsning, mens 1 svarer til fuldstændig næringsstofbegrænsning.

Til dette studie er der valgt en halvmætningskonstant på 0,0062 mg/l DIP og 0,048 mg/l DIN svarende til en Redfield N:P ratio. Ratioen er med denne vægtning vigtigere end selve halvmætningskonstanten, da det er det relative forhold, der benyttes til vægtningen og ikke en fast grænse, som når man f.eks. beregner antallet af dage med næringsstofbegrænsning.

Herefter vægtes begrænsningen for det enkelte næringsstof (x) således;

$$begr_{vægtede-x} = \frac{begr_x}{begr_N + begr_P}$$

3.3 Rumlig analyse

Den rumlige variation mellem søerne er undersøgt ved at beregne års-sommerværdier for samtlige relevante kemiske og fysiske (temperatur og salinitet) variable. For makrofytdata er der kun én observation per år, der således indgår som årsværdi for den enkelte sø. Dernæst er der beregnet gennemsnit af årsværdierne i de tilfælde, hvor der er målinger fra flere år, så man får en sø-specifik værdi for hver variabel. Alle meta-data indgår ligeledes med en værdi per sø (gennemsnitsdybde og overfladeareal).

På basis af skalerede data, har vi lavet en korrelationsmatrice som viser Pearsons korrelationskoefficient, p-værdi for korrelationen, scatter-plot og histogram af datafordeling. For at få alle variable på samme niveau så der kun fokuseres på variationer og korrelationer mellem disse, skaleres alle de forskellige variable til gennemsnit på 0 og standard afvigelse på 1. Alle data, som er skævt fordelt i retning af få høje værdier, bliver logaritmetransformeret og visuelt tjekket for normalitet.

Til de rumlige eutrofieringsmodeller er der brugt sø-specifikke gennemsnitsværdier for klorofyl-koncentration og næringsstof-koncentrationer, både for hele året og for sommergennemsnit. De søer, hvor der er data fra flere år, har vi benyttet en gennemsnitlig værdi for alle årene. For at beregne vægtede årsværdier og medianer (for salinitet er der dog kun beregnet et simpelt gennemsnit, da der normalt ikke er den store forskel i simpelt og vægtede gennemsnit) er der blevet interpoleret mellem observationerne efter følgende kriterier:

Årsgennemsnit: Vi valgte at der som minimum skulle være én måling i hver sø for hver af de tre vinterperioder oktober-november, december-februar og marts-april samt minimum fire målinger i sommerperioden maj-september. Udregning af tidsvægtet gennemsnit for de enkelte parametre foregår på den måde, at der genereres en fiktiv start-observation med datoen 1. januar. Denne værdi er den samme som den første måling i året. Ligeledes genereres der en fiktiv slut-observation med dato 31. december af samme værdi som den sidste måling i året. Herefter sker der en interpolering, så hver dag i året får en værdi for den enkelte parameter. På grundlag af de målte og de interpolerede værdier beregnes et tidsvægtet gennemsnit for året som helhed.

Sommergennemsnit: Der skal være minimum fire målinger i perioden maj-september (begge inklusive). Der interpoleres til dagsværdier, så hver dag i perioden får en værdi for den enkelte parameter, og sommergennemsnittet beregnes på baggrund af disse. Hvis der findes en måling maksimalt seks uger før en måling i maj, medtages denne i interpolationen. Hvis der ikke findes en måling maksimalt seks uger før maj, tildeles datoen 1. maj samme værdi som den første måling i maj. Tilsvarende for slutpunkter - hvis der findes en måling maksimalt seks uger efter målingen i september, tages denne med i interpolationen. Hvis der ikke findes en efterfølgende måling inden for seks uger efter målingen i september, får datoen 30. september den samme værdi som den seneste septembermåling.

De testede lineære modeller til beskrivelse af sammenhængen mellem næringsstofkoncentration og klorofylkoncentration er vist i tabel 3.1. For den stykkevis lineære regression blev der anvendt N:P ratio til at afsøge "break-point" for funktionen, både som sommer TN:TP-ratio og DIN:TP-ratio. Det optimale break-point blev fundet ved hjælp af en optimeringsfunktion i R som

fandt det punkt med den laveste modelafvigelse. Der indgik 153 målestationer i analysen af den rumlige variation og modeltest. Dog kun 28 søer i den stykkevise lineære regression, hvor DIN:TP-ratioen blev anvendt, grundet begrænsning i antallet af DIN-observationer.

Tabel 3.1. Oversigt over de testede modeller og tilhørende funktioner

Model	Funktion	Model type
TN-afhængighed	$\log(\text{Chl } a) = \beta_{s\theta_{TN}} + \alpha_{s\theta_{TN}} \cdot \log(\text{TN}) + \varepsilon$	Lineær
TP-afhængighed	$\log(\text{Chl } a) = \beta_{s\theta_{TP}} + \alpha_{s\theta_{TP}} \cdot \log(\text{TP}) + \varepsilon$	Lineær
TN- og TP-afhængighed	$\log(\text{Chl } a) = \beta_{s\theta} + \alpha_{s\theta_{TP}} \cdot \log(\text{TP}) + \alpha_{s\theta_{TN}} \cdot \log(\text{TN}) + \varepsilon$	Multiple Lineær
TN- eller TP-afhængighed	$\log(\text{Chl } a) = \begin{cases} \beta_{s\theta_{TN}} + \alpha_{s\theta_{TN}} \cdot \log(\text{TN}) + \varepsilon, & N: P < BP \\ \beta_{s\theta_{TP}} + \alpha_{s\theta_{TP}} \cdot \log(\text{TP}) + \varepsilon, & N: P \geq BP \end{cases}$	Stykkevis Lineær

3.4 Beregning af vekselkurs

Vekselkursen mellem N og P er et udtryk for, hvor mange enheder kvælstof i forhold til enheder fosfor, der skal til for at opnå en given reduktion i indholdet af klorofyl. I et forvaltningsmæssigt perspektiv kan udtrykket anvendes til at vurdere, hvor langt man kan komme med henholdsvis en kvælstof- eller fosforreduktion. For at beregne vekselkursen mellem N og P anvendes der en fælles vektor – en såkaldt principal component (PC) til at beskrive den fælles variation i TN og TP i de søer, hvor resultaterne fra den stykkevise lineære regression indikerer at søerne både er N- og P-begrænsede. Den fælles vektor er baseret på skalerede variable og den efterfølgende model for klorofyl baseres ligeledes på skalerede og logtransformerede data. Derfor kan hældningen beskrives som:

$$\text{hældning} = \frac{sd(\text{klorofyl})}{sd(\text{næringsstof})}$$

hvor $sd(\text{klorofyl})$ er standardafvigelsen for klorofylkoncentrationen ($\mu\text{g/l}$) og $sd(\text{næringsstof})$ er standardafvigelsen for TN eller TP (mg/l). Ligeledes vil vekselkursen N og P kunne beskrives som:

$$\text{vekselkurs} = \frac{\text{begr. vægt}_N * sd(sTN)}{\text{begr. vægt}_P * sd(sTP)}$$

hvor begr. vægt_N er vægtningen i begrænsningen af kvælstof mens begr. vægt_P er vægtningen i begrænsningen af fosfor. Vekselkursen er et udtryk for, hvor meget kvælstofkoncentrationen (sommer TN) skal ændres for at modsvare en ændring i sommer TP-koncentrationen i $\text{mg/l} * (\text{mg/l})^{-1}$ – altså enhedsløst, men dog skal det være en vægtrelation. I alt 80 søer indgår i gruppen af både N- og P-begrænsede søer.

3.5 Beregning af målkoncentrationer for N- og P-begrænsede søer

Som beskrevet ovenfor er sammenhængen mellem PC1 og klorofyl svarer til den hældning, der beskriver den relative ændring mellem standardafvigelsen for klorofyl som funktion af standardafvigelsen i PC1.

For at beregne en målkoncentration for et næringsstof, f.eks. sommer TN regnes der fra den gennemsnitlige TN-koncentration og hvor meget den relativt skal flyttes i forhold til gennemsnitlig klorofylkoncentration.

$$Mål_N = \widehat{TN} - sd(TN) \cdot \frac{\widehat{klorofyl} - Mål_{klorofyl}}{sd(klorofyl)} \cdot hældning^{-1}$$

hvor $Mål_N$ er målkonzentrationen for N, \widehat{TN} er gennemsnitlig sommerkoncentration af TN, $\widehat{klorofyl}$ er gennemsnitlig klorofylkoncentration i indikatorperioden og $Mål_{klorofyl}$ er målkonzentrationen for klorofyl. Ved beregning af målkonzentration for TP indsættes denne i stedet for TN. Det forudsættes at begge næringsstoffer bringes ned på målkonzentrationen da det er målkonzentrationen for søer, som er begrænset af både N og P.

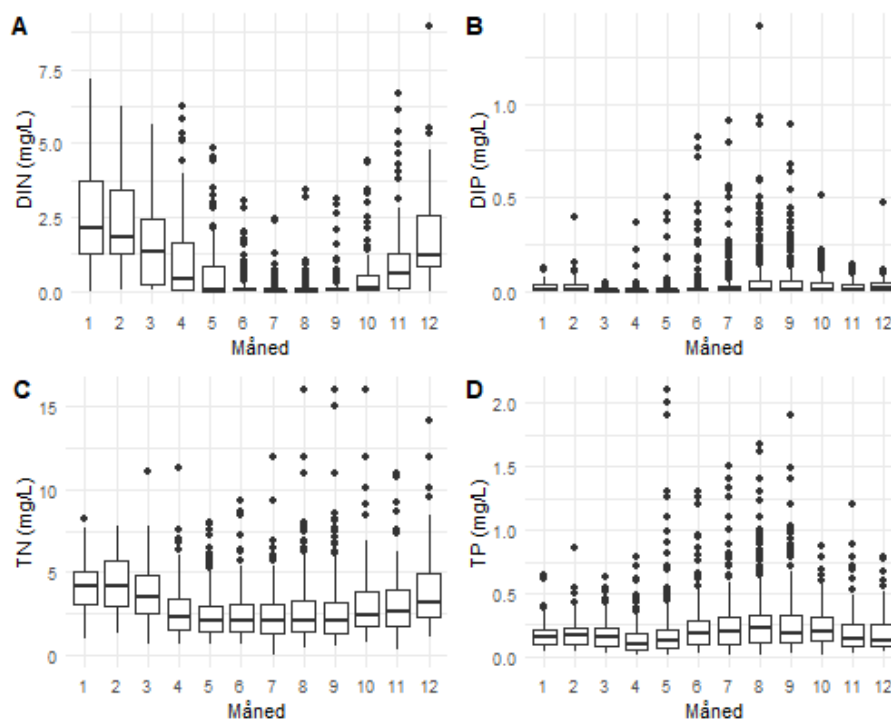
Figurer og analyser er udarbejdet i R.

4 Resultater

4.1 Årsvariation inden for søerne

Næringsstoffodynamikken i søerne er undersøgt ved dels at plote alle næringsstofobservationer fra søer med mere end 20 observationer i perioden og dels ved at estimere marginale gennemsnitsværdier for hver måned. De rå data er plottet i fire boksplots (Figur 4.1) og viser overordnet to ting. Først og fremmest viser de, at der er stor variation i næringsstofniveauerne, både mellem månederne og mellem individuelle målinger. Disse variationer dækker således både variationen mellem søerne og mellem observationer i samme sø, men i forskellige år. Man kan også se, at variationen er størst for de opløste uorganiske fraktioner. Hvis man kigger på de centrale tendenser – her illustreret med medianværdier (streg i midten af boksen) og kvartiler på hver side af medianen (øvre og nedre del af boksen) i figur 4.1, fremgår det, at næringsstoffodynamikken i søerne følger et overordnet mønster med lave DIN-værdier og høje DIP-værdier om sommeren. Denne variation indikerer en generel øget sandsynlighed for kvælstofbegrænsning i løbet af sommeren. Medianerne for hver måned varierer hen over året med (DIN: -100/+210 %; DIP: -60/+70 %; TN: -30/+50 %; TP: -40/+40 % i forhold til års-middel-median).

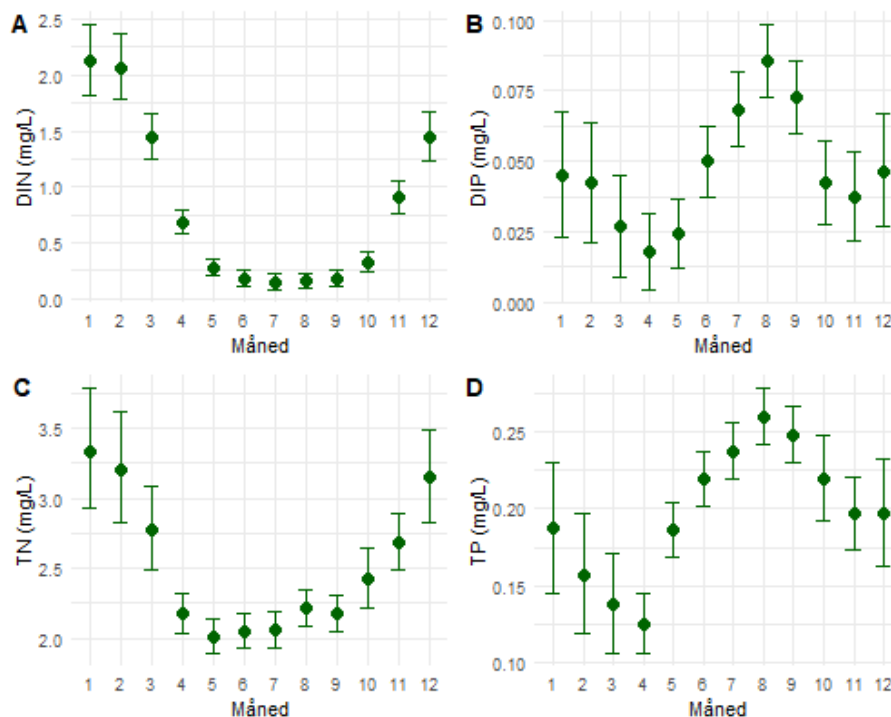
Figur 4.1. Boksplot af koncentration af næringsstoffer, målt i samtlige brakvandssøer i perioden 1990 til 2020. A er opløst uorganisk kvælstof (DIN), B er opløst uorganisk fosfor (DIP), C er total-kvælstof (TN) og D er total fosfor (TP). Boksen angiver bredden af data mellem 25%-percentilen (Q1) og 75%-percentilen (Q3). Stregen i midten af boksen angiver medianen. De vertikale fejllinjer angiver afstanden mellem boksen og bredden Q1 til Q3 gange 1,5. Hvis data er normalfordelt, dækker boksen 50 % af observationerne og fejllinjerne 99 % af observationerne. De sorte prikker angiver observationer uden for fejllinjerne. Månederne 1 til 12 er månederne fra januar til december.



For at få en bedre beskrivelse af den gennemsnitlige næringsstoffodynamik i løbet af året, hvor der til dels er taget højde for den ubalancerede overvågningsfrekvens og variationen mellem søerne, har vi beregnet estimerede marginale gennemsnit (EMM) (sektion 3.1) for de fire næringsstoffer (se figur 4.2). Her fremgår den årstidsafhængige variation af næringsstofferne tydeligt, og igen er variationen af de gennemsnitlige månedsværdier af de uorganiske fraktioner størst (DIN: -70/+110 %; DIP: -60/+80 % af års-middel-median) mens årstidsvariationen i de totale puljer er væsentlig mindre (TN: -10/+20 %; TP: -40/+30 % i forhold til middelmedianen. Minimum, gennemsnitlig og

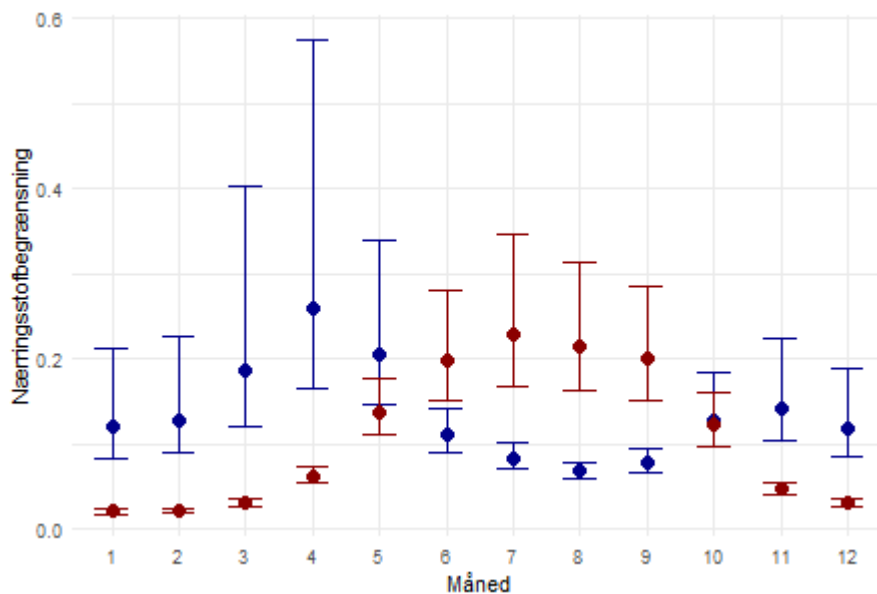
maksimale månedsgennemsnit i mg/l er for DIN: (0,14; 0,54; 1,15), DIP:(0,016; 0,044; 0,078), TN: (1,06; 1,22; 1,45), TP: (0,11; 0,17; 0,22)

Figur 4.2. Næringsstofvariationen hen over året baseret på estimeret marginale gennemsnit for 39 søer. A er opløst uorganisk kvælstof (DIN), B er opløst uorganisk fosfor (DIP), C er total-kvælstof (TN) og D er total fosfor (TP). De vertikale fejllinjer angiver 95 % konfidensinterval. Månederne 1 til 12 er månederne fra januar til december.



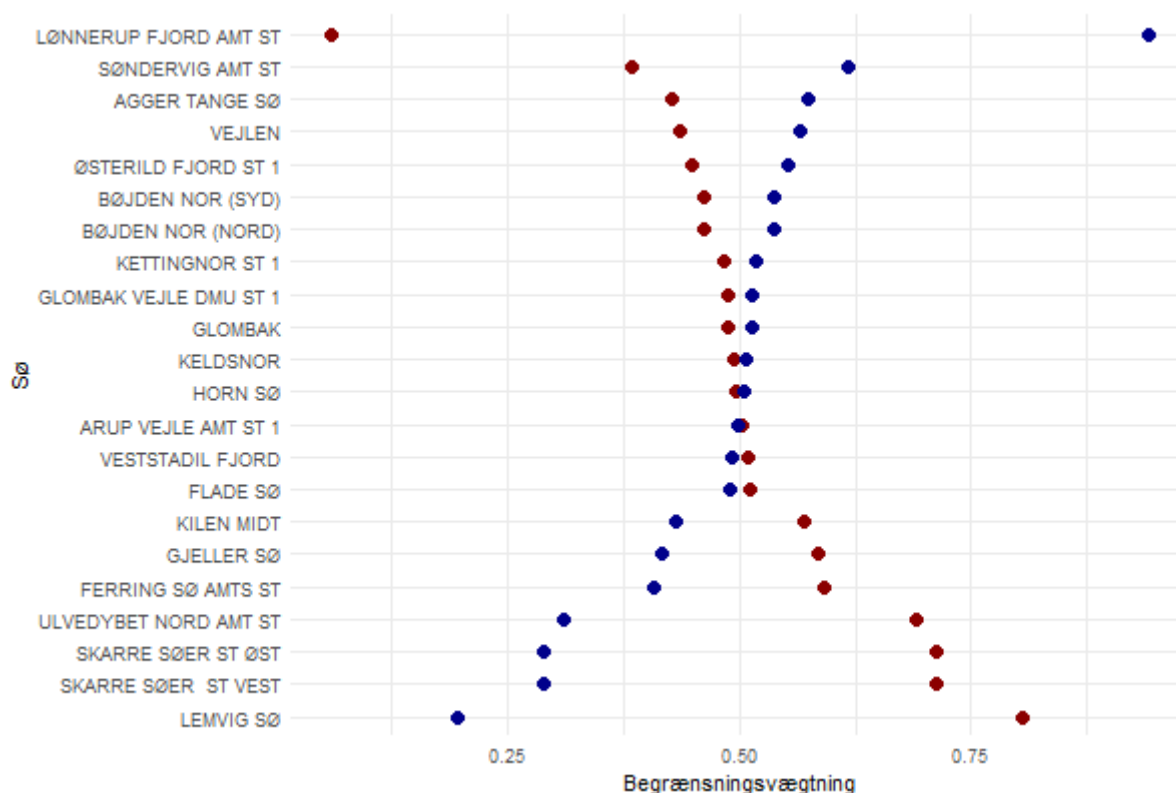
Variationen i næringsstofbegrænsningen hen over året er estimeret på baggrund af EMM for de opløste uorganiske fraktioner af kvælstof og fosfor og viser, som forventet, at fosfor primært er begrænsende i forårsperioden (marts til maj), hvorimod kvælstof-begrænsningen først begynder at dominere fra en gang i maj til det tidlige efterår (figur 4.3). Det ses også, at variationen i fosforbegrænsningen er meget større end for kvælstofbegrænsningen og kan tolkes sådan, at nogle søer er betydeligt fosforbegrænset i forårsperioden.

Figur 4.3. Næringsstofbegrænsningen i løbet af året baseret på estimerede marginale gennemsnit for DIN (rød) og DIP (blå). Skalaen går fra 0 til 1, hvor 0 er ingen begrænsning, mens 1 svarer til fuld næringsstofbegrænsning. Figuren er baseret på 39 søer. Fejllinjerne angiver 95 % konfidensinterval.



Baseret på dette, har vi beregnet en gennemsnitlig vægtning af N og P i perioden april til september. April måned er inkluderet fordi fytoplanktonvæksten i april med stor sandsynlighed har betydning for klorofylkoncentrationen og secchidybde i starten af indikatorperioden, som først starter i maj. Når vi anvender det beregnede vægtningsindeks i vækstperioden (april til oktober) til at vægte N og P, giver vægtningen for en gennemsnitlig sø 0,62 til N og 0,38 for P. Hvis marts medregnes i vækstperioden, bliver vægtningen 0,58 til N og 0,42 til P. En ligelig vægtning svarer til, at N og P begge er vægtet med 0,5, så de undersøgte søer er generelt mere N-begrænsede end P-begrænsede, men det er variabelt afhængigt af den valgte periode. Disse gennemsnitlige værdier vil kunne anvendes til at vægte indsatsen i søer, hvor vægtningen ikke kan beregnes specifikt for den enkelte sø.

Vi har også beregnet vægtningen for de 20 søer (22 målestationer), hvor der var tilstrækkelige DIN- og DIP-målinger til at kunne foretage en vægtning (se figur 4.4). Her ses det, at to af søerne primært er fosforbegrænset i vækstsæsonen (april – oktober), mens tre søer (fire stationer) primært er kvælstofbegrænset og de resterende 15 søer er nogenlunde lige N- og P-begrænset.

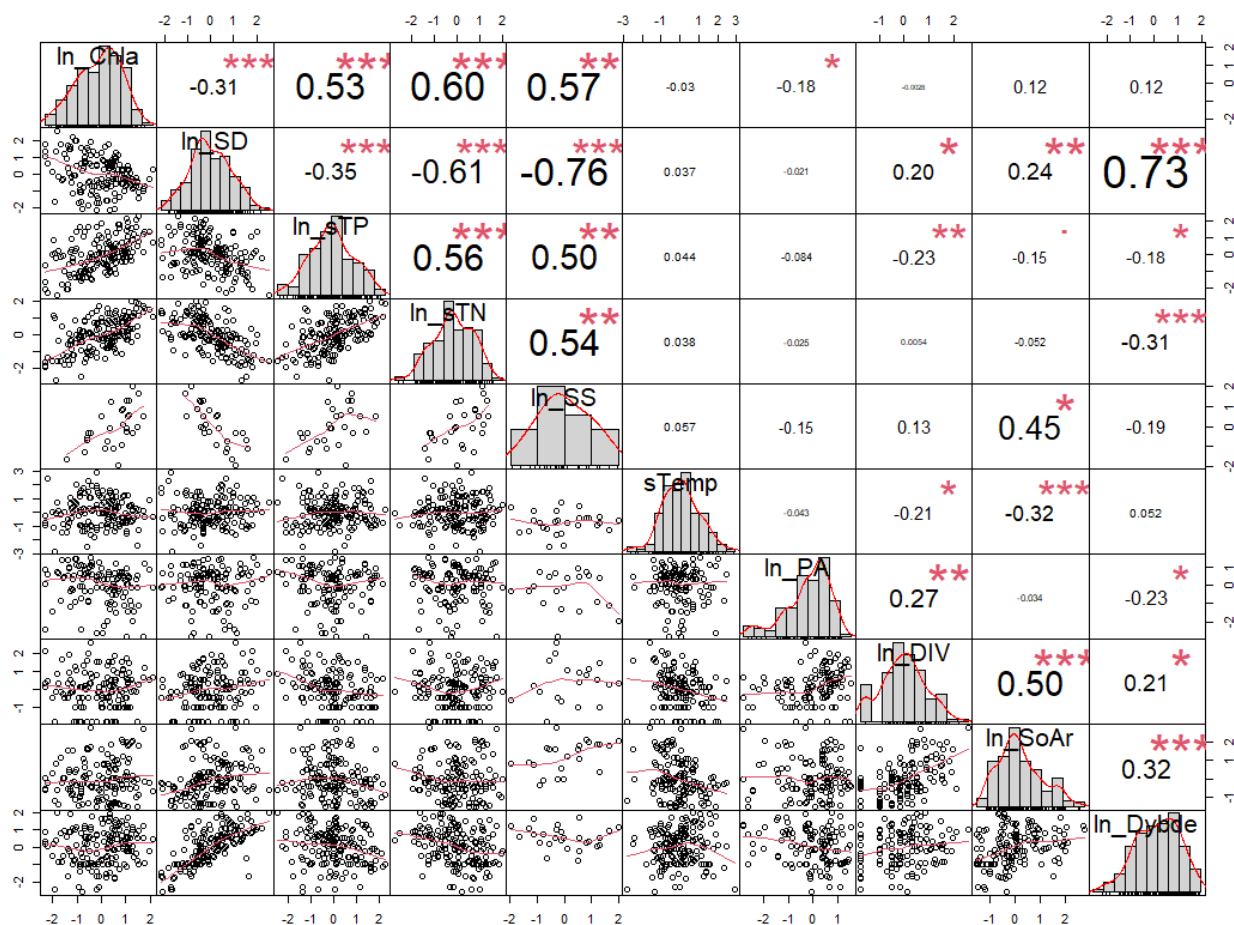


Figur 4.4. Beregnet vægtning mellem N (rød) og P (blå) begrænsningen baseret på gennemsnitlige koncentrationer af DIN og DIP i vækstperioden (april til september). 0 betyder ingen begrænsning af N eller P i forhold til det andet næringsstof, mens 1 betyder, at det udelukkende er det pågældende næringsstof, som begrænser væksten i fytoplanktonbiomassen. 0,5 svarer til at begge næringsstoffer er nogenlunde lige begrænsende – set henover vækstsæsonen. Der indgår 20 brakvandssøer (22 stationer) i analysen.

4.2 Variation mellem søerne

For at undersøge variationen mellem søerne (den rumlige variation) er der fokuseret på sommerhalvåret maj til september. Det er dels den primære vækstsæson og den del af året, hvor primærproduktionen er næringsstofbegrænset, dels er det den del af året, hvor der er flest data – og dermed mulighed for at inddrage flest mulige søer. Og sidst men ikke mindst er det perioden for vandrammedirektiv-indikatoren klorofylkoncentration.

Vi har undersøgt sammenhænge mellem de forskellige miljøvariable imellem søerne – her illustreret med en korrelationsmatrice (figur 4.5). Variable er valgt efter, hvor der er fundet sammenhænge eller hvor der er forventet at være sammenhæng mellem en variabel og klorofylkoncentrationen.



Figur 4.5. Korrelationsmatrice som viser relationerne mellem biologiske kvalitetselementer (klorofyl, plantedække), antal plantearter og fysisk- kemiske miljøvariable samt nogle få meta-data for alle søerne i datasættet (i alt 153 søer); *ln* betyder at det er en logaritmetransformeret variabel. *Chl_a* er en gennemsnitlig sommer-klorofyl koncentration, *SD* er den gennemsnitlige sommer-secchidybde, *TP* er den gennemsnitlige sommerkoncentration af total fosfor, *TN* er den gennemsnitlige sommerkoncentration af total kvælstof, *SS* er gennemsnitlig sommerkoncentration af suspenderede partikler, *sTemp* er gennemsnitlig sommer-vandtemperatur, *PA* er relativt plantedække, *DIV* er antallet af undervandsplantearter, *SoAr* er søareal og *Dybde* er gennemsnitsdybde for den enkelte sø. Alle data er skaleret til et gennemsnit på 0 og en standardafvigelse på 1. Tallene angiver persons korrelationskoefficient for den enkelte kombination, mens antallet af stjerner angiver signifikansniveauet *5 %, **1 % og ***0,1 % mens en rød prik markerer 10 %. Diagonalen viser histogrammer og fordelinger af data, samt variabelnavnet. Nederst til venstre i forhold til diagonalen ses x-y-plot/sammenhænge mellem de enkelte variable og øverst til højre ses korrelationskoefficienterne, samt signifikansniveau for sammenhænge mellem variable.

Som det ses i korrelationsmatricen, er der en stærk sammenhæng mellem de to kvalitetselementer klorofylkoncentration og secchidybde (støtteparameter) og næringsstofniveauerne, mens f.eks. vandtemperaturen ikke har betydning, når man ser på variationen mellem søer. Næringsstofniveauernes sammenhæng til det relative plantedække og antallet af arter er mere kompleks og ses ikke som en tydelig relation med undtagelse af artsantal og TP. Søernes areal har også betydning for antallet af undervandsplanter og suspenderede partikler – det samme gælder dybden, blot med en ringere sammenhæng og omvendt fortegn for partikler. Dybdeudbredelsen af undervandsplanter er ikke vist her, men er også stærkt sammenhængende med secchidybden, som lige-

ledes har betydning for antallet af undervandsplantearter. Næringsstofkoncentrationerne er også generelt faldende med stigende gennemsnitsdybde. Salinitet er ikke vist i matricen, da der er for få søer, hvor der er målt salinitet, til at kunne se signifikante sammenhænge. Der er umiddelbart heller ingen sammenhæng mellem ledningsevne (udtryk for salinitet) og relevante miljøvariable.

4.3 N- eller P-begrænsning

Som beskrevet ovenfor, blev to strategier testet med henblik på at afgøre N- og P-afhængigheden. Først blev tilgangen fra Dolman et al (2006) testet.

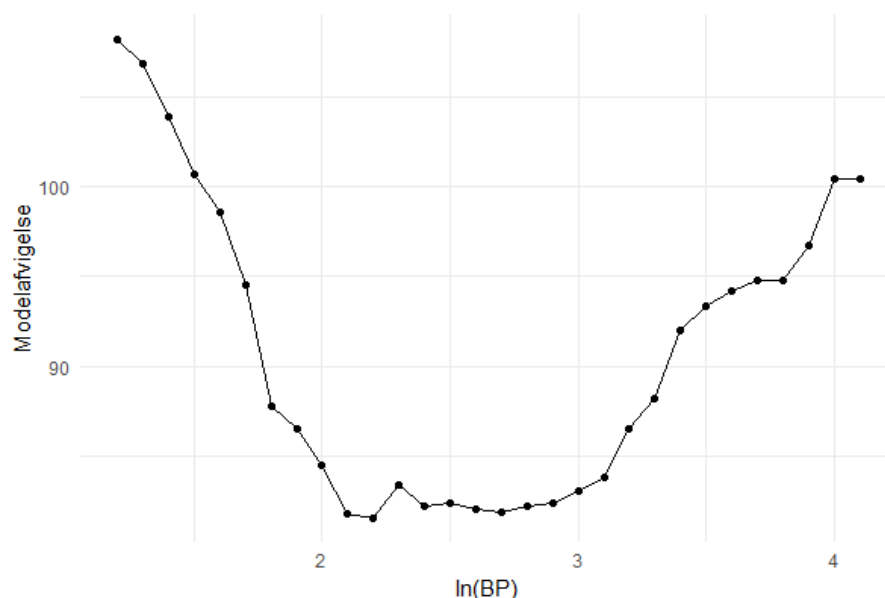
Som i studiet af de tyske søer blev N:P ratioer beregnet for samtlige søer med tilstrækkeligt datagrundlag. Vi testede to N:P-mål; et baseret på sommer DIN:TP-ratioen og et baseret på sommer TN:TP-ratioen. Vi havde en forventning om at ratioen med DIN ville være et bedre mål for næringsstofbegrænsning, men da der oftest kun er målt totale puljer, blev TN:TP-ratioen valgt, for at få et resultat baseret på et maksimalt antal søer. Det gav dog et lidt mindre veldefineret optimum for modeloptimeringen (se figur 4.3), sammenlignet med DIN:TP-ratioen, som gav et mere veldefineret optimum (ikke vist), men altså med et datasæt baseret på færre søer. Den stykkevise lineære regression gav den bedste model, vurderet på Akaiikii Information Criterion (AIC), sammenlignet med både regression med TN eller TP som forklaringsvariable eller begge to i en multipel regression, uanset om der blev brugt DIN:TP eller TN:TP-ratio som breakpoint. Modeller med hhv. DIN og TN, N:P-ratioer blev ikke sammenlignet, da der dels var få søer, hvor datasættene var baseret på de opløste fraktioner (DIN) frem for de totale puljer (TN) og dels fordi formålet var at finde den bedste model-type (og den var i begge tilfælde den stykkevise lineære regression).

Tabel 4.1. Resultatet af de fire testede regressioner til at beskrive klorofylkoncentrationen. To enkelte lineære regressioner med hhv. TN og TP som uafhængig variabel blev testet mod en multipel regression, hvor begge næringsstoffer indgik og til sidst en stykkevis lineær regression med N:P ratioen (vægtbasis) som breakpoint (BP). ΔAIC er forskellen i Akaiikii Information Criterion, fra modellen med laveste AIC. R^2 er den ukorrigerede forklaringsgrad af modellen.

Model	BP	ΔAIC	R^2
TN-afhængighed		139	0,36
TP-afhængighed		161	0,26
TN- og TP-afhængighed		128	0,41
TN- eller TP-afhængighed	13,3	0	0,47

Resultatet af modeloptimeringen i R, er at $\ln(BP) = 2,59$ er det optimale breakpoint, hvilket svare til en N:P-ratio på 13,3, baseret på sommer TN:TP (se tabel 4.1). Det dækker dog over et interval af mulige breakpoints, som giver næsten lige så god en model (se figur 4.6). Intervallet af optimale breakpoints går fra ca. 8 til 22. Det tilsvarende breakpoint ved anvendelse af DIN:TP-ratio er på 1,3. Af de undersøgte søer ligger 54 i kategorien $N:P < 8$, 75 ligger i mellem 8 og 22 ($8 < N:P < 22$) og 24 ligger i kategorien $N:P > 22$.

Figur 4.6. Modelafvigelse for forskellige breakpoints (BP) for den stykkevise lineære regression. BP er afsøgte breakpoint Bemærk at modelafvigelsen næsten er den samme i området fra $\ln(\text{BP})=2,1$ til $3,1$, svarende til N:P ratio fra 8 til 22 (vægtbasis). Ifølge modeloptimeringen er $\text{BP}=2,59$ det punkt med den laveste modelafvigelse (bedste model) – dette punkt er ikke vist på grafen da inddelingen på x-aksen er 0,1



Dernæst blev tilgangen med modellering af klorofyl a som funktion af en samlet N-P variabel (PC1), med efterfølgende adskillelse ved vægtning af N og P anvendt, på den del af søerne som lå i intervallet for både N- og P-begrænsede søer (N:P-ratio mellem 8 - 22). PCA-analysen viser, at den første fælles vektor (PC1) beskriver 93 % af variationen i TN og TP i de udvalgte søer.

4.4 Klorofylindikatoren

Søernes tilstand vurderes på en række biologiske kvalitetselementer, som tidligere nævnt, men i denne rapport er der kun anvendt biomassen af fytoplankton, målt som klorofylkoncentration, da det vurderes at være den indikator, hvor der dels er data nok på til at gennemføre analysen og dels er den, der reagerer tydeligst på næringsstoffbegrænsning i vandfasen.

I dette studie anvendes en klorofylkoncentration på 25 µg/l som vejledende god-moderat grænseværdi på de lavvandede søer (gennemsnitsdybde $Z < 3$ m.) og 12 µg/l på de dybe søer (gennemsnitsdybde $Z > 3$ m.), baseret på anbefalingerne fra Søndergaard m. fl (2013).

Resultatet af målbelastninger for brakvandssøer som er både kvælstof og fosforbegrænset fremgår af tabel 4.2

Tabel 4.2. Vejledende god-moderat-grænseværdier (GM) for gennemsnitlig sommerkoncentration (maj-sep.) af TN og TP i danske brakvandssøer med en N:P vægt-ratio mellem 8 og 22. Grænseværdierne er baseret på analyserne i denne rapport.

God moderat grænseværdi	Målkoncentration for TN (mg/l)	Målkoncentration for TP (mg/l)
25 µg klorofyl/l	0,89	0,058
12 µg klorofyl/l	0,47	0,018

5 Diskussion og anvendelse

5.1 Næringsstoffdynamik

Den gennemsnitlige DIN- og DIP-variation i løbet af året viser, at den biotilgængelige fosfor-pulje (DIP) er lavest i forårs månederne, mens den biotilgængelige kvælstof-pulje (DIN) er lavest hen over sommeren. Tendensen ses også i de totale puljer, men mindre udtalt, da der også indgår, dels en refraktær pulje bestående af både partikulært og opløste organiske stoffer og for fosfors vedkommende også mineralske partikler, og dels er en del af næringsstofferne, som er optaget i levende celler, inkluderet. Især for N fylder den refraktære del typisk meget og derfor er DIN et godt mål for, hvor meget biotilgængeligt N der er ubrugt – og dermed let tilgængeligt for biomassetilvækst. For fosfor er der væsentlig mere usikkerhed knyttet til bestemmelsen af den biotilgængelige del af fosfor. DIP bliver tit betragtet som den umiddelbart biotilgængelige pulje, men i bioassays kan man vise, at den biotilgængelige pulje ofte er større end DIP-koncentrationen, hvilket skyldes, at en stor del af TP oftest også er let biotilgængelig – så den biotilgængelige fosforpulje ligger som regel et sted imellem DIP og TP (Trentman et al 2021).

Den overordnede dynamik i søerne minder også meget om næringsstoffdynamikken i de danske fjorde dog med et generelt højere næringsstofniveau og generelt højere grad af fosforbegrænsning.

5.2 Modeller

De fundne modelresultater er overvejende i overensstemmelse med resultaterne fra Dolman et al. (2016), hvor de finder, at en stykkevis lineær regression er den bedste modeltype af de testede modeller, og at det optimale N:P breakpoint for skift fra P-afhængig til N-afhængig klorofylmodel ligger på 1,6 for DIN:TP-ratioen, mens den ligger på 29,4 for TN:TP-ratioen. Begge breakpoints er lidt højere end det der findes i nærværende studie, især for TN:TP, selvom der er et vist spænd i den optimale TN:TP-ratio (fra 8 til 22). Det indikerer, at N tilsyneladende er det mest begrænsende næringsstof ved en lavere N:P-ratio i de undersøgte brakvandssøer, sammenlignet med de tyske ferskvandssøer, som indgår i Dolman et al. (2016). Dette understøttes også af at den bedste model med et enkelt næringsstof, er TN-modellen. Desværre var datagrundlaget for sparsomt til, at man kunne se nogen sammenhæng i TN-følsomheden med salinitet, men det er også uvist hvilken rolle, salinitet skulle spille i det undersøgte salinitetsinterval.

5.3 Forbehold og forbedringspotentiale

Med metodevalget i dette studie, følger der også nogle forbehold, som bør nævnes. Første punkt angår modelleringen, som i modsætning til de statistiske modeller brugt til kystvandene, udelukkende er baseret på den rumlige variation mellem søerne. Det øger usikkerheden på resultatet for den enkelte sø.

TN og TP, som indgår i modellerne som forklaringsvariable, er ikke statistisk helt uafhængige variable, da en del af den målte næringsstofpulje er optaget i fytoplanktonbiomassen (her målt indirekte som klorofylkoncentration).

Metoden er også, grundet den temporære adskillelse af N- og P-begrænsningen, følsom over for periodevalg, når man skal vægte næringsstofbegrænsningen. En mulig løsning kan være at kigge på de enkelte måneder eller på f.eks. forårs- og sommerperioden hver for sig.

I det fremtidige arbejde med målsætning og indsatser for søerne kan modelarbejdet forbedres ved at opbygge mere komplekse modeller, hvor f.eks. lysbegrænsning og undervandsplanter indgår og som også indeholder oplandsrelaterede fysiske og morfologiske meta-data. Derved kan resultaterne også i et vist omfang udbredes til søer med lav monitoringsgrad.

Overvågningsdata kan også forbedres og målrettes mod en bedre forståelse af næringsstoffdynamikken i søerne ved at måle de uorganiske næringsstoffraktioner i flere søer og uden for vækstsæsonen (april til oktober).

Desuden indeholder en del af tidserien TP-værdier, som er underestimeret, grundet en periode med en anden laboriemetode til "oplukning" af den organiske fraktion (Larsen et al 2020). Det har ikke været muligt at fastslå, hvor stor afvigelsen er pga. stor usikkerhed, men det vurderes, at det ikke har haft stor betydning for resultatet af denne analyse – da den baserer sig på en tidsserie fra 1990 til 2020 og den største del af tidserien dermed er upåvirket af ændret analysepraksis.

5.4 Sammenhænge og vekselkurs i N- og P-begrænsede søer.

Da næringsstoffdynamikken i brakvandssøerne minder meget om den i kystvandene, bør der med rimelighed kunne anvendes samme beregningsteknik til vægtning af N og P's betydning for f.eks. klorofylkoncentrationen. I forbindelse med modelleringen af kystvandene er en fælles vektor for N- og P-tilførslerne brugt som primære forklaringsvariabel for tilstanden. Derefter er effekten/hældningen af denne næringsstoffvektor fordelt ud på N og P ved at vægte de to næringsstoffer. Denne metode kan dog ikke overføres fuldstændigt til brakvandssøerne af to grunde. Dels er der ikke opgjort tilførsel til ret mange af søerne og der mangler en temporær kontinuitet i overvågningen af flertallet af søerne. Derudover er der formentlig en ringere sammenhæng mellem tilførsler og tilstand i søerne grundet længere opholdstid (effekt af interne puljer) – og dermed en delvis temporær afkobling mellem tilførsler og tilstand.

Der kan dog laves en rumlig model hvor N- og P-koncentrationerne i søerne er slået sammen i en fælles vektor (principal component). På baggrund af den fundne fælles relation er der beregnet en N-hældning og en P-hældning og denne hældning er herefter vægtet på baggrund af DIN:DIP vægtningen. Den er kun anvendt på de søer, som ligger i gruppen af søer som både er N- og P-begrænsede. For disse søer er der beregnet vejledende "God til moderat" (GM) grænseværdier for støtteparametrene sommer-koncentrationen (maj-september) af TN og TP.

På baggrund af denne analyse kan man konkludere, at begge næringsstoffer varierer simultant for de udvalgte søer, og at søerne både er potentielt N- og P-begrænsede. Den beregnede vægtbaserede vekselratio er beregnet til 13,3. Dvs. at en ændring på en vægtenhed i TP-koncentrationen svarer til en ændring på 13,3 vægtenheder i TN-koncentrationen målt på ændringen i klorofylkoncentrationen (f.eks. opnås samme ændring af indholdet af klorofyl ved

at reducere TN med 0,13 mg/l som ved at reducere TP med 0,01 mg/l). Denne vekselkurs kan dog kun forventes at være valid, så længe sommer TN:TP-vægt-ratioen er mellem 8 og 22. Hvis en sø der tidligere har været både N- og P-begrænset skubbes uden for dette N:P interval, grundet ensidigt fokus på reduktioner af et næringsstof, vurderes det, at de overgår til primært at være N- eller P-begrænset.

5.5 anbefalinger til reduktionsstrategi.

Den mest effektive måde at begrænse fytoplanktonbiomassen, og de deraf følgende eutrofieringsproblemer, er ved at begrænse næringsstofftilførslen af både N og P. Dels fordi en kombineret indsats med større sandsynlighed giver næringsstoffbegrænsning i en større del af vækstperioden (sommerhalvåret), og samtidigt fordi det vil understøtte udvikling af et mere robust system, som er mere modstandsdygtigt overfor pludselige hændelser, som f.eks. pulstilførsel af næringsstoffer fra opland eller fra interne puljer (Conley et al. 2009, William et al 2011).

Det anbefales derfor at der i alle søer, som ikke har opnået GØT, er fokus på reduktion af både N og P for at nedbringe effekterne af eutrofiering, da det giver den bedste miljøtilstand og det mest modstandsdygtige økosystem. Ved en sommer TN:TP-vægt-ratio under 8 bør der dog være størst fokus på N mens fokus bør være målrettet P ved en ratio over 22.

Det anbefales, at der stadigvæk er et stort fokus på fosfor, da fosfor har en længere opholdstid i systemerne end kvælstof – forventeligt i størrelsesordenen tre gange længere (Savchuk et al. 2021). Forskellen i N og Ps opholdstid varierer formentlig meget afhængigt af dybdeforhold, sedimentkemi (geologi), økologi og hydraulisk opholdstid. Derudover kan risikoen for kvælstoffikserende blågrønalg-opblomstring øges med mindsket N:P ratio (Schindler et al. 2008). Effekten af N:P ratio er dog ikke entydig og det ikke den eneste parameter, som afgør om blågrønaler trives. F.eks. er høje temperaturer og ubegrænset næringsstof-tilgængelighed af både N og P også stimulerende for blågrønaler (Berg and Sutula 2015) . Derfor anbefales det at vekselkursen bruges som et minimum, der hvor N-reduktioner erstatter P-reduktioner. Ved regulering af tilførslerne bør der tages højde for forskellen i opholdstid. Dvs. for at opnå et N:P forhold på omkring 13 i recipienten bør vekselkursen i tilførslerne ganges med en faktor 2 eller 3 (altså en vekselkurs på 25-40), hvor N-reduktioner erstatter P-reduktioner. Disse værdier er udtryk for en omtrentlig størrelsesorden, som afhænger af periodevalg og det antal søer, som indgår i analysen. Der bør derfor altid anvendes et forsigtighedsprincip.

6 Referencer

Andersen, H. E. & Heckrath, G. (redaktører). 2020. Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 340 s. - Videnskabelig rapport nr. 397 <http://dce2.au.dk/pub/SR397.pdf>

Berg M and Sutula M. 2015. Factors affecting the growth of cyanobacteria with special emphasis on the Sacramento-San Joaquin Delta. Southern California Coastal Water Research Project Technical Report 869 August 2015.

Christensen, J.P.A., Shetty, N., Andersen, N.R., Damgaard, C. & Timmermann, K. 2021. Modelling light conditions in Danish coastal waters using a Bayesian modelling approach. Model documentation. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy, 48 pp. Scientific Report No. 422

Chunhui Yang, Pan Yang, Jian Geng, Hongbin Yin, Kaining Chen, Sediment internal nutrient loading in the most polluted area of a shallow eutrophic lake (Lake Chaohu, China) and its contribution to lake eutrophication, *Environmental Pollution*, Volume 262, 2020

Daniel J. Conley et al. ,Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science* 323,1014-1015(2009). DOI:10.1126/science.1167755

Danger, M., Daufresne, T., Lucas, F., Pissard, S., & Lacroix, G. (2008). Does Liebig's law of the minimum scale up from species to communities?. *Oikos*, 117(11), 1741-1751.

Dolman, A. M., Mischke, U., & Wiedner, C. (2016). Lake-type-specific seasonal patterns of nutrient limitation in German lakes, with target nitrogen and phosphorus concentrations for good ecological status. *Freshwater Biology*, 61(4), 444-456.

Elser, J. J., Bracken, M. E., Cleland, E. E., Gruner, D. S., Harpole, W. S., Hillebrand, H., ... & Smith, J. E. (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology letters*, 10(12), 1135-1142.

Jakobsen, H.H. and Markager, S. (2016), Carbon-to-chlorophyll ratio for phytoplankton in temperate coastal waters: Seasonal patterns and relationship to nutrients. *Limnol. Oceanogr.*, 61: 1853-1868. <https://doi.org/10.1002/lno.10338>

Larsen, S.E., Tornbjerg, H., Søndergaard, M., Thodsen, H. & Blicher-Mathiesen, G. 2020. Forskelle i målt koncentration af totalkvælstof og totalfosfor i ferskvand ved at anvende de to oplukningsmetoder til organisk stof; autoklave- og UV-metode. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 53 s. - Fagligt notat nr. 2020|38 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_38.pdf

Lemoine, D.G., Mermillod-Blondin, F., Barrat-Segretain, M.H. et al. The ability of aquatic macrophytes to increase root porosity and radial oxygen loss determines their resistance to sediment anoxia. *Aquat Ecol* 46, 191–200 (2012). <https://doi.org/10.1007/s10452-012-9391-2>

Miljøstyrelsen/NOVANA Det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur 2017-21 Programbeskrivelse (2017) <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2017/novana.pdf>

Redaktion: Miljøstyrelsen Forfatter: Miljøstyrelsen, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ved Aarhus Universitet samt GEUS – De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland

Odum, E. P., & Barrett, G. W. (1971). *Fundamentals of ecology* (Vol. 3, p. 5). Philadelphia: Saunders.

Savchuk, Oleg P., Alexey V. Isaev, and Nikolay N. Filatov. "Modeling of the large-scale nutrient biogeochemical cycles in Lake Onego." *Biogeosciences Discussions* (2021): 1-26.

Schindler, David W., et al. "Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105.32 (2008): 11254-11258.

Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Kristensen, E.A, Baattrup-Pedersen, A., Wi-berg-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, 78 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 59

Søndergaard, M., Johansson, L.S., Levi, E., Olesen, A., & Davidson, T. 2019. Anvendelsen af fysisk-kemiske kvalitetselementer til understøttelse af økologisk tilstandsvurdering i søer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 74 s. - Videnskabelig rapport nr. 330. <http://dce2.au.dk/pub/SR330.pdf>

Søndergaard, M., Davidson, T. A., Lauridsen, T. L., Johansson, L. S., & Jeppesen, E. (2022). Submerged macrophytes in Danish lakes: impact of morphological and chemical factors on abundance and species richness. *Hydrobiologia*, 849(17), 3789-3800.

Trentman, M. T., Tank, J. L., Shepherd, H. A., Marrs, A. J., Welsh, J. R., & Goodson, H. V. (2021). Characterizing bioavailable phosphorus concentrations in an agricultural stream during hydrologic and streambed disturbances. *Biogeochemistry*, 154(3), 509-524.

William M. Lewis Jr., Wayne A. Wurtsbaugh, and Hans W. Paerl *Environmental Science & Technology* 2011 45 (24), 10300-10305 DOI: 10.1021/es202401p

7 Appendiks A

Tabel over alle søer som er indgået i studiet og deres Sø-nummer i databasen, sø-navn, gennemsnitlig sommerklorofylkoncentration, sommersigt dybde, gennemsnitlig sommer total-fosfor koncentration, gennemsnitlig sommertotal-kvælstof koncentration, og N:P-ratioen i vægtforhold. De mest fosforfølsomme søer er markeret med blå baggrund. Søer som både er N og P-følsomme er markeret med grøn baggrund og de mest kvælstoffølsomme søer er markeret med rødlig baggrund.

Sønummer	Sønavn	Klorofyl-koncentration (µg/l)	Sommer-sigt-dybde (m)	sommer-TP (mg/l)	sommer- TN (mg/l)	N:P-ratio
900011	Lønnerup fjord	47.6	0.9	0.06	4.0	64.3
900177	Fiilsø	7.8	0.5	0.04	2.3	53.7
1500011	Kielstrup sø	65.5	1.0	0.07	3.7	53.6
900106	Læssø	13.0	0.6	0.06	2.7	46.3
1600178	Sø nord for gjeller sø Våd eng ved Nissum	9.6	0.8	0.03	1.3	39.3
2200168	Fjord	17.2	0.2	0.06	2.0	32.5
5100042	Flynders	16.1	0.3	0.06	1.7	30.7
5300067	Hakkemosen	6.4	3.1	0.03	0.8	29.0
4700173	Salme nor	25.2	0.3	0.13	3.4	28.7
2300011	Bogens sø	4.4	0.9	0.03	0.9	28.5
2500354	Gammelværn sø vest	15.4	0.2	0.06	1.6	27.3
5300136	Nihøje sø	15.5	0.4	0.08	2.1	26.6
5100078	Etdam Sjapsø 2 på Værn	48.3	0.4	0.10	2.5	26.2
2500571	Enge	64.1	0.2	0.14	3.4	24.7
1300045	Sø uden navn	30.4	0.2	0.10	2.5	24.5
900007	Glombak	89.9	0.5	0.14	3.2	23.7
2300162	Kongsgårde strandsø	17.6	0.7	0.06	1.4	23.6
2500570	Sjapsø på Værn Enge	46.6	0.2	0.11	2.5	23.5
5100079	Tidam	16.7	0.3	0.08	1.7	23.3
4700015	Vejlen	23.7	0.5	0.08	1.9	23.3
900005	Agger tange sø	24.0	0.3	0.08	1.8	22.8
5300055	Klydesøen	18.4	0.4	0.08	1.7	22.7
2500534	Sø uden navn	32.3	0.2	0.11	2.5	22.5
5100045	Saltbæk vig	200.5	0.4	0.18	4.3	22.2
1000085	Klostereng lergarv syd	11.0	1.7	0.06	1.3	21.9
4100047	Vælddam	58.8	0.5	0.16	2.8	20.3
3700146	Sø uden navn	92.2	0.3	0.18	3.7	20.1
4700014	Tryggelev nor	33.6	0.4	0.22	4.3	19.7
1000136	Sandsøen ved Rørdal	25.2	0.9	0.05	1.0	19.3
4600050	Bøjden nor	98.9	0.4	0.17	3.0	19.1
100064	Ralgrav klim øst	3.9	1.9	0.03	0.6	18.7
2500045	Stadil fjord	24.8	1.2	0.06	0.9	18.6
1600185	Værn sande	9.7	1.8	0.04	0.8	18.5

1600003	Gjeller sø	61.8	1.0	0.13	2.1	18.2
1800012	Ørslevkloster sø	63.4	1.1	0.09	1.6	18.2
2500331	Nordre dyb	10.0	0.6	0.11	1.8	17.7
1200004	Søndervig	41.3	1.0	0.11	1.8	17.6
4100008	Varnæs skovsø	38.3	1.4	0.17	1.6	17.2
1100002	Flade sø	130.7	0.4	0.19	3.2	17.1
6500003	Stengårdsø	52.7	0.8	0.07	1.2	17.1
4600069	Flægen	5.8	0.2	0.18	3.0	16.7
900004	Østerild fjord	90.5	0.4	0.16	2.7	16.5
5400013	Svendstrup lergrav	86.7	0.4	0.18	3.0	16.5
1600008	Sdr. Lem vig	21.1		0.06	1.0	16.3
1600184	Sø ved Engstør Odde	3.9	1.2	0.05	0.8	15.9
	Klostereng lergrav					
1000084	nord	53.9	0.9	0.08	1.2	15.7
2200023	Indfjorden	22.3	1.5	0.07	1.0	15.5
3700033	Fugl sø, sønderjylland	120.8	0.6	0.14	2.1	15.5
100032	Selbjerg vejle	104.6	0.5	0.20	3.1	15.1
4000054	Sø uden navn	55.3	0.4	0.18	2.6	14.2
900166	Sø uden navn	52.2	0.2	0.25	3.5	13.9
5300098	Sø uden navn	38.8	0.4	0.11	1.6	13.8
	Nakkebølle inddæ-					
4700104	ming	70.2	0.6	0.18	2.5	13.6
2500070	Veststadil fjord	54.6	0.5	0.14	1.7	13.5
1300065	Sø nr. 8090	27.1	1.4	0.08	1.1	13.4
5300003	Fæstningskanalen	49.8	0.8	0.09	1.2	13.4
1100017	Rodenbjerg sø	98.2	0.5	0.12	1.6	13.3
1900073	Sø syd for Skive Fjord	12.6	0.6	0.07	0.9	13.1
900003	Arup vejle	111.2	0.5	0.27	3.5	13.0
6000089	Sø ved nyråd	31.3	1.2	0.12	1.6	12.8
4200002	Rudbøl sø	31.0	0.9	0.16	2.0	12.4
1200077	Sø uden navn	34.3	0.4	0.18	2.2	12.2
6200002	Nakskov indrefjord	42.0	0.7	0.13	1.6	12.1
5400008	Flasken	63.8	0.2	0.22	2.6	12.0
	Strandsø på Agger					
100116	Tange	75.7	0.9	0.14	1.7	12.0
1100004	Ørum sø	126.9	0.5	0.12	1.4	11.6
	Strandsø ved Træde-					
1200093	mark Odde	31.2	0.2	0.32	3.7	11.6
4100003	Kettingnor	53.1	0.8	0.15	1.7	11.2
5400012	Skagesø	25.3	0.4	0.15	1.6	11.2
	Bygholm vejle midt-					
900093	søen	122.4	0.4	0.53	4.9	11.1
1600002	Ferring sø	169.6	0.3	0.30	3.2	10.9
5300060	Jægersø	10.2	1.6	0.07	0.7	10.5
1200087	Sø uden navn	44.9	0.4	0.18	1.8	10.3
2500235	Mellem dyb	57.0	0.7	0.17	1.7	10.0
5300061	Lille vejlesø	19.3	1.4	0.08	0.8	10.0
5400036	Tystofte 11	5.4		0.32	3.2	10.0
1200005	Skarre søer	87.2	0.7	0.20	2.0	9.9

1600028	Hjerk nor	107.4	0.8	0.18	1.7	9.9
5300058	Stubbe sø, sj.	20.0	0.9	0.09	0.8	9.7
4700174	Skanodde sø	28.7	0.4	0.27	2.6	9.6
5200015	Selsø	115.9	0.7	0.21	2.1	9.6
6000144	Sø nord for Stege	16.9	0.2	0.11	1.1	9.6
1600171	Risum engkær	50.6	0.5	0.29	2.7	9.4
3000018	Nymindestrøm sø 1	65.6	1.4	0.11	1.0	9.3
4100037	Kær vig	88.5	0.7	0.23	2.0	9.3
1600046	Thyborøn fjord	20.9	1.6	0.12	1.0	9.2
4600070	Wedellsborg hoved	217.2	0.4	0.46	4.0	9.1
5300057	Maglebæk sø	30.7	0.8	0.10	0.9	9.0
5300059	Ringbæk sø	8.5	1.3	0.08	0.7	8.8
900012	Ulvedybet nord	83.3	0.6	0.29	2.6	8.7
5300064	Brobæk mose	22.7	0.9	0.15	1.2	8.4
4000052	Sø uden navn	16.7	0.9	0.17	1.4	8.4
1600006	Kilen	106.9	0.7	0.18	1.5	8.4
3900015	Klæggrav 1 ved rør- skifte	65.0	0.3	0.20	1.7	8.4
3300021	Sø NV for Egeskov Nyminderstrømmen 5	260.7	0.5	0.47	3.8	8.2
2500589	(4436,22)	86.9	0.7	0.12	1.0	8.2
5600011	Skudeløbet	30.8	0.5	0.13	1.0	8.1
5300066	Birkedam	10.6	1.6	0.18	1.5	8.0
3700083	Ribnatur-123	65.2	1.2	0.14	1.1	8.0
1600009	Kås sø	74.0	1.2	0.24	1.8	7.8
	Strandsø på Sommer					
4600124	Odde, Bågeø	6.7	0.6	0.19	1.5	7.8
4700010	Klisenor	37.1	0.4	0.34	2.6	7.7
2500535	Sø uden navn	11.7	0.3	0.12	0.9	7.7
5300097	Sø uden navn	57.5	0.9	0.22	1.7	7.7
5300004	Holme sø, sj.	19.5	1.0	0.10	0.7	7.7
1200127	Tissingvig	63.6	0.8	0.19	1.5	7.7
1600026	Mellemvase	140.7	0.4	0.42	3.4	7.6
3700149	Sø uden navn	67.8	0.4	0.42	3.2	7.5
	Strandsø v. Fønsskov					
4300087	Odde	48.7	0.2	0.46	3.4	7.4
4100002	Gråsten slotsø	40.3	1.0	0.18	1.3	7.2
1600004	Holmgård sø	158.1	0.5	0.24	1.7	7.2
4700168	Tryggelev nor vest	153.5	0.4	0.57	4.0	7.1
4000053	Sø uden navn	12.8	2.2	0.19	1.3	7.0
4300027	Gamborg indrefjord	132.9	0.5	0.31	2.1	6.8
4100005	Lille hav	58.4	1.1	0.22	1.5	6.8
4100028	Farresdam	3.9	1.4	0.10	0.7	6.8
1200068	Sø uden navn	65.4	0.5	0.27	1.8	6.6
4100114	Mjels sø	50.4	1.9	0.37	2.1	6.6
1200073	Sø uden navn	157.2	0.4	0.35	2.3	6.6
1600043	Mollerup sø	61.1	0.7	0.21	1.2	6.3
1600005	Horn sø	103.5	0.5	0.30	1.9	6.3
6300002	Flinting mose	13.9	0.8	0.22	1.3	6.2

4700167	Sø uden navn	19.0	1.1	0.45	2.8	6.1
5400057	Sø uden navn	151.9	0.5	0.80	4.8	6.0
4600065	Bågåø vesterlose	11.2	0.4	0.20	1.1	5.8
3700145	Sø uden navn	22.5	0.4	0.56	3.1	5.6
4700113	Hovedsø, avernakø	8.2	0.5	0.16	0.9	5.6
3700127	Solkær enge	47.2	0.9	0.21	1.2	5.5
3700011	Bankel sø	11.9	2.5	0.14	0.8	5.5
5400093	Tårnholm sø	66.5	1.1	0.43	1.8	5.3
	Søen ved valdemar					
4700096	slot	18.6	0.8	0.38	2.0	5.2
1600210	Nørskov vig	7.3	1.9	0.15	0.8	5.2
4700045	Østersjø,lyø	170.2	0.3	0.92	4.6	5.0
900176	Kallerup kær	45.2	0.5	0.26	1.2	4.8
2700006	Nørre strand	109.1	0.5	0.37	1.8	4.7
2200178	58-op006	106.3	0.5	0.59	2.7	4.7
1900074	Løkkedyb	5.3	0.7	0.17	0.8	4.7
4000051	Esberg sø	78.2	0.3	0.63	2.9	4.6
	Vesterlose nordbas-					
4600125	sin, Bågåø	11.5	0.6	0.34	1.5	4.4
1600045	Harboøre fjord	38.2	0.5	0.67	2.9	4.4
1600023	Hygum nor	51.3	0.6	0.36	1.4	4.3
2500353	Gammelværn sø øst	34.2	0.2	0.39	1.5	3.9
4100025	Oldenor	13.6	2.2	0.46	1.8	3.8
2200177	58-op005	72.3	0.5	0.63	2.3	3.7
1600180	Strandsø 2	103.9	0.4	0.84	3.0	3.6
6000145	Sø uden navn	77.0	0.6	0.53	1.9	3.5
700009	Voerbjerg lergrav	16.9	2.0	0.31	1.1	3.5
	Strandsø ved Måger-					
1200092	odde	22.1	0.2	0.56	1.9	3.3
1600024	Noret	106.4	0.5	0.69	2.5	3.3
	Banegrav ved thybo-					
1600182	røn	15.7	0.3	0.57	1.7	3.2
1600007	Lemvig sø	103.0	0.6	0.48	1.5	3.2
	Strandsø v. Weddells-					
4600126	borg	30.7	0.3	0.56	1.7	3.1
3700034	Halk nor	5.9	1.4	0.14	0.4	3.0

KVÆLSTOFINDSATS I BRAKVANDSSØER

I dette projekt blev betydningen af fosfor og kvælstof for miljøtilstanden i brakvandssøer undersøgt. Søernes økologiske tilstand blev evalueret ved at analysere klorofyllkoncentrationen i forhold til fosfor og kvælstof. Fire modeller blev testet, hvor enten kvælstof eller fosfor blev brugt som forklaringsvariabel, alene eller sammen i både multiple lineære regressioner og stykkevise lineære regressioner. Resultaterne viste, at søer med et N:P forhold i intervallet mellem 8 og 22 kunne betragtes som både N og P begrænset. Søerne blev kategoriseret som N-begrænsede, P-begrænsede eller begge, afhængigt af deres N:P forhold. For søer med både N- og P-begrænsning blev en vekselkurs beregnet ift. begrænsning af fytoplanktonvækst.