



Danmarks Miljøundersøgelser  
Miljøministeriet

# Vandrammedirektivet og danske søer

Del 1:

Søtyper, referencetilstand og økologiske kvalitetsklasser

*Faglig rapport fra DMU, nr. 475*

*[Tom side]*



Danmarks Miljøundersøgelser  
Miljøministeriet

---

# Vandrammedirektivet og danske søer

Del 1:

Søtyper, referencetilstand og økologiske kvalitetsklasser

*Faglig rapport fra DMU, nr. 475  
2003*

*Martin Søndergaard,*

*Erik Jeppesen og*

*Jens Peder Jensen*

*(redaktører)*

Danmarks Miljøundersøgelser

*Emily Bradshaw*

Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse

*Henrik Skovgaard*

Århus Amt

*Simon Grünfeld*

Vejle Amt

# Datablad

Titel:	Vandrammedirektivet og danske søer
Undertitel:	Del 1: Søtyper, referencetilstand og økologiske kvalitetsklasser
Forfattere:	Martin Søndergaard <sup>1</sup> , Erik Jeppesen <sup>1</sup> , Jens Peder Jensen <sup>1</sup> (redaktører), Emily Bradshaw <sup>2</sup> , Henrik Skovgaard <sup>3</sup> & Simon Grünfeld <sup>4</sup>
Afdelinger:	<sup>1</sup> Afdeling for Ferskvandsøkologi <sup>2</sup> Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse <sup>3</sup> Århus Amt <sup>4</sup> Vejle Amt
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 475
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Miljøministeriet
URL:	<a href="http://www.dmu.dk">http://www.dmu.dk</a>
Udgivelsestidspunkt: Redaktionen afsluttet:	December 2003 December 2003
Redaktion:	Martin Søndergaard, Erik Jeppesen og Jens Peder Jensen
Faglig kommentering:	Skov- og Naturstyrelsen
Finansiell støtte:	Skov- og Naturstyrelsen
Bedes citeret:	Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J.P. (redaktører), Bradshaw, Skovgaard, H. & Grünfeld, S. 2003: Vandrammedirektivet og danske søer. Del 1: Søtyper, referencetilstand og økologiske kvalitetsklasser. Danmarks Miljøundersøgelser. 142 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 475. <a href="http://faglige-rapporter.dmu.dk">http://faglige-rapporter.dmu.dk</a>
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	EU's Vandrammedirektiv har til formål at sætte fælles rammer for beskyttelse og forbedring af vandmiljøet. I den forbindelse er der i denne rapport givet forslag til fastlæggelse af danske søtyper, deres referencetilstand og en økologisk klassificering. Som minimum må der arbejdes med 11 forskellige søtyper defineret på baggrund af forskelle i kalkholdighed, brunfarvning, dybde og saltholdighed. Det er vanskeligt at definere søers referencetilstand, fordi der ofte er glidende ændringer over århundreder. I de fleste søer ses dog særligt markante ændringer fra ca. år 1900. Til den økologiske klassificering er der foreslået anvendt en række biologiske og kemiske indikatorer. Afgrænsningen mellem de økologiske klasser foreslås fastsat på baggrund de enkelte indikatorers respons langs en fosforgradient.
Tegninger/fotos: Layout:	Grafisk Værksted, Silkeborg Anne Mette Poulsen
ISBN: ISSN (elektronisk):	87-7772-779-7 1600-0048
Sideantal:	142
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside <a href="http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR475.pdf">http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR475.pdf</a>
Købes hos:	Miljøministeriet Frontlinien Strandgade 29 1401 København K Tlf.: 32 66 02 00 <a href="mailto:frontlinien@frontlinien.dk">frontlinien@frontlinien.dk</a> <a href="http://www.frontlinien.dk">www.frontlinien.dk</a>

# Indhold

## Forord 5

### 1 Sammenfatning 7

### 2 Indledning 11

- 2.1 Baggrund 11
  - 2.1.1 Det Europæiske Vandrammedirektiv 11
  - 2.1.2 Direktivet og søerne 12
  - 2.1.3 Direktivets implementering 13
- 2.2 Indhold 13

### 3 Typeopdeling af danske søer 15

- 3.1 Indledning 15
- 3.2 Metoder 16
- 3.3 Typeopdeling 16
  - 3.3.1 Jordbundsmæssige forhold 17
  - 3.3.2 Saltholdighed 30
  - 3.3.3 Morfologiske forhold 32
  - 3.3.4 Isolation 39
- 3.4 Eksempler på søtyper 40
  - 3.4.1 Eksempler 40
  - 3.4.2 NATURA 2000 41

### 4 Danske søers referencetilstand 43

- 4.1 Indledning 43
- 4.2 Bestemmelse af referencetilstanden 43
  - 4.2.1 Danske søer i naturoplande 44
  - 4.2.2 Historiske data 44
  - 4.2.3 Data fra søer fra andre lande med lavere antropogen påvirkning 45
  - 4.2.4 Palæoøkologiske undersøgelser 47
- 4.3 Konklusion 55

### 5 Økologiske kvalitetsklasser 57

- 5.1 Indledning 57
  - 5.1.1 Baggrund 57
  - 5.1.2 Metoder og dataomfang 59
- 5.2 Fisk som indikator for økologisk kvalitet 60
  - 5.2.1 Eutrofiering 60
  - 5.2.2 Forsuring 64
- 5.3 Undervandsplanter som indikator for økologisk kvalitet 64
  - 5.3.1 Artsrigdom 65
  - 5.3.2 Invasive arter 68
  - 5.3.3 Dybdegrænse 69
  - 5.3.4 Dækningsgrad og plantefyldt vandvolumen 70
  - 5.3.5 Artssammensætning af undervandsplanter 72
- 5.4 Planteplankton som indikator for økologisk kvalitet 74
  - 5.4.1 Baggrund 74
  - 5.4.2 Artsrigdom og diversitet 76

- 5.4.3 Problemarter: giftige eller invasive arter 77
- 5.4.4 Planteplanktonets sammensætning 78
- 5.4.5 Planteplanktonets mængde 79
- 5.5 Dyreplankton som indikator for økologisk kvalitet 82
- 5.6 Bunddyr som indikator for økologisk kvalitet 89
  - 5.6.1 Artsrigdom 90
  - 5.6.2 Indeks 90
- 5.7 Kemiske indikatorer for økologisk kvalitet 92
  - 5.7.1 Lavvandede søer 93
  - 5.7.2 Dybe søer 98
- 5.8 Andre påvirkningsfaktorer end eutrofiering 102
  - 5.8.1 Forsuring 102
  - 5.8.2 Miljøfremmede stoffer 103

## **6 De økologiske klasser og indeks 105**

- 6.1 Indledning 105
  - 6.1.1 Baggrund 105
  - 6.1.2 Fastsættelsen af de økologiske klasser 106
- 6.2 Fisk 108
  - 6.2.1 Artsrigdom 108
  - 6.2.2 Antal og vægt af fisk i gællenet 108
- 6.3 Undervandsplanter 110
  - 6.3.1 Artsrigdom 110
  - 6.3.2 Undervandsplanternes dybdegrænse 112
  - 6.3.3 Undervandsplanternes dækningsgrad 112
  - 6.3.4 Dominerende arter af undervandsplanter 113
- 6.4 Planteplankton 114
  - 6.4.1 Artsrigdom og problemarter 114
  - 6.4.2 Planteplanktonets mængde 115
  - 6.4.3 Planteplanktonsammensætning 115
- 6.5 Dyreplankton 117
- 6.6 Bunddyr 120
- 6.7 Kemi 120
- 6.8 Samlet klassificering 124
  - Samleskemaer for økologisk klassificering 124
  - Beregning af økologisk indeks (EQR) 127
- 6.9 Afprøvning af klassifikation på overvågningssøerne 127
- 6.10 Konklusioner og perspektivering 129

## **7 Referencer 131**

### **Danmarks Miljøundersøgelser**

### **Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports**

# Forord

Denne rapport er resultatet af et samarbejdsprojekt mellem Danmarks Miljøundersøgelser, Skov- og Naturstyrelsen, Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse samt amterne. Rapporten har til formål at skabe det faglige grundlag for implementeringen af EU's Vandrammedirektiv inden for søområdet i Danmark.

I rapporten gives forslag til inddeling af danske søtyper, fastlæggelse af deres referencetilstand samt en økologisk klassificering af søer på baggrund af en række biologiske og kemiske variable. En anden rapport beskriver mere detaljeret palæoøkologiske undersøgelser i danske søer med henblik på at beskrive den upåvirkede referencetilstand (*Amsinck et al., 2003*).

Projektet har været fulgt af en styringsgruppe med deltagelse af Ivan Karotki, Skov- og Naturstyrelsen, Henrik Skovgård, Århus amt, Simon Grünfeld, Vejle samt Martin Søndergaard, Jens Peder Jensen og Erik Jeppesen, Danmarks Miljøundersøgelser. Bjarne Moeslund, Bioconsult takkes for kommentarer til et af de mange rapportudkast undervejs, og amterne takkes for bidrag med data undervejs i analyserne.

*[Tom side]*



# 1 Sammenfatning

EU's Vandrammedirektiv har til formål at fastsætte fælles europæiske rammer for beskyttelse af vandmiljøet samt at hindre, at der sker yderligere forringelser. Direktivet skal også sikre, at der senest i år 2015 opnås mindst en god økologisk tilstand, svarende til en tilstand, der kun i mindre grad må afvige fra den upåvirkede referencetilstand. Implementeringen af direktivet betyder, at tilstanden i alle danske søer skal klassificeres i en af de fem kvalitetsklasser: høj, god, moderat, ringe eller dårlig økologisk kvalitet. Det sker ved at udregne et økologisk kvalitetsindeks (EQR), der kan antage en værdi mellem 0 og 1, hvor 1 svarer til den højeste og 0 til den dårligste kvalitet. Fastsættelsen af de økologiske kvalitetsklasser skal først og fremmest ske på grundlag af en række biologiske elementer og indikatorer med støtte af hydromorfologiske og vandkemiske elementer.

Den økologiske klassificering skal fastsættes specifikt for de enkelte typer af søer, fordi forskellige søtyper ikke kan forventes at have samme respons på en given stressfaktor, som eksempelvis eutrofiering. På denne baggrund har vi foreslået anvendt 11 danske søtyper, der er defineret på grundlag af forskelle i alkalinitet, saltholdighed, humusindhold og dybde. Grænsen mellem de kalkrige og kalkfattige søer forslås sat ved en alkalinitet på 0,2 meq l<sup>-1</sup>, grænsen mellem brakke og ferske søer ved 0,5 ‰ saltholdighed, grænsen mellem brunvandede og ikke-brunvandede søer ved et farvetal på 60 mg Pt l<sup>-1</sup> og grænsen mellem dybe og lavvandede søer ved en middeldybde på 3 meter. Blandt de 11 typer er de to mest udbredte danske søtyper den kalkrige, ikke-humøse, lavvandede, ferske type, der udgør omkring halvdelen af alle danske søer, og den kalkrige, ikke-humøse, dybe, ferske type, der udgør omkring en fjerdedel af alle danske søer større end 5 ha. De øvrige typer vurderes alle at udgøre mindre end 6 % og flere typer mindre end 1 % af de danske søer.

Typeinddelingen må betragtes som et administrativt redskab, idet der for alle typer er tale om glidende overgange uden markante grænser fra den ene til den anden. Inddelingen af søtyper kunne endvidere med rette omfatte flere typer, herunder f.eks. tre salinitetsklasser eller tre humusklasser, men vi har valgt det mindst mulige antal søtyper for gøre typeinddelingen så simpel og praktisk anvendelig som mulig.

De enkelte økologiske klasser er i Vandrammedirektivet defineret ud fra referencetilstanden, dvs. den upåvirkede tilstand uden eller med meget ringe menneskelig påvirkning. Der findes kun meget få danske søer, der kan kaldes upåvirkede, men niveauet for en tilnærmet upåvirket tilstand kan også vurderes ud fra historiske data, ved anvendelse af udenlandske data fra sammenlignelige søer med ringe påvirkning eller ved brug af palæolimnologiske metoder, hvor tilstanden tilbage i tiden beskrives på grundlag af rester af planter og dyr fundet i forskellige dybder i søbunden.

Fælles for alle metoder er imidlertid et begrænset datagrundlag, hvilket gør det vanskeligt entydigt at fastlægge en generel referencetil-

stand for de enkelte typer. De palæolimnologiske analyser antyder for flere søtyper endvidere, at mange søer gennem århundreder har gennemgået ændringer, så det kan være svært overhovedet at tale om, at søer har en referencetilstand. Tilstanden i nogle søer var allerede markant påvirket i 1800-tallet, mens andre søer synes at være kun lidt påvirkede indtil omkring år 1900. Endelig findes der også eksempler på søer, som allerede tilbage i bronzealderen og middelalderen har haft eutrofieringsbetingede ændringer. Samlet set synes tilstanden i perioden omkring 1850-1900 at være et rimeligt bud på en tilstand med moderat lav påvirkning, mens det tydeligvis ikke ville være rimeligt at vælge 1950 som fixpunkt.

For tre grupper af søer, der udgør mere end 80 % af de danske søer >5 ha, nemlig de lavalkaline, lavvandede søer, de højalkaline dybe og lavvandede søer, har vi på baggrund af vandkemiske data givet forslag til fastlæggelse af referencetilstanden ved at anvende den "bedste" fjerdedel af søer med høj økologisk klasse. For disse søer ligger koncentrationen af totalfosfor mellem 8 og 15  $\mu\text{g P l}^{-1}$ , sigtddybden mellem 3,8 og 5,4 m og klorofyl *a* indholdet mellem 2,5 og 3,9  $\mu\text{g l}^{-1}$ .

Fastsættelsen af de grænser, som skal definere de fem økologiske klasser, foreslås gennemført på baggrund af en række indikatorer inden for grupperne planteplankton, dyreplankton, fisk, undervandsplanter og vandkemiske data. Bunddyr er også nævnt i Vandrammedirektivet, men det danske datamateriale er her indtil videre for uhomogent og utilstrækkeligt til, at denne variabel er medtaget i det sæt af variable, der lægges til grund for fastsættelsen af den økologiske tilstand.

I alt foreslås der anvendt indtil 28 indikatorer, hvoraf nogle dog er begrænset til visse søtyper. Forslag til grænseværdierne for de enkelte indikatorer i de fem kvalitetsklasser og inden for de enkelte søtyper er fastlagt på baggrund af en analyse af eksisterende data langs en fosforgradient. For de lavvandede søer er der foreslået en gruppering i fosforgrupperne 0-25, 25-50, 50-100, 100-200 og >200  $\mu\text{g P l}^{-1}$  og for de dybe søer 0-12,5, 12,5-25, 25-50, 50-100 og >100  $\mu\text{g P l}^{-1}$ . Selve grænsen er derefter fastsat på baggrund af medianværdien i den pågældende fosforklasse.

Datamaterialet begrænser sikkerheden, hvormed de enkelte klasser kan defineres. Det bedste grundlag er derfor opnået for den mest almindelig søtype i Danmark, nemlig den lavvandede, alkaliske sø og i rimelig grad også for den dybe, alkaliske søtype. For de øvrige søtyper er adskillelsen mellem de enkelte klasser derimod mere eller mindre usikkert bestemt.

Selv for søtyper med forholdsvis mange data er afgrænsningen dog problematisk, fordi der naturligt er tale om store variationer. Der vil derfor altid være en rimelig stor risiko for at ramme forkert, især hvis man skal ramme ned i mange forskellige klasser. Det kan derfor i praksis vise sig vanskeligt at definere grænser, der klart kan adskille de fem økologiske klasser, fordi der naturligt vil være en stor grad af overlappning. En løsningsmodel, hvorved der med større sikkerhed kunne adskilles klasser, ville være kun at anvende tre klasser i stedet for fem. En sådan løsning ville ikke harmonere med Vandrammedi-

rektivet, men vil dog stadigvæk tillade en skelnen mellem høj-god og moderat-ringt kvalitet.

Et specielt problem omfatter søerne, der ligger i det næringsstofområde, hvor søerne kan skifte mellem den klarvandede og den uklare tilstand, dvs. typisk med et fosforindhold på 50-100  $\mu\text{g P l}^{-1}$ . I denne gruppe må der forventes store variationer i sigtddybde og udbredelse af undervandsplanter afhængig af, om søen befinder sig i den klarvandede eller den uklare tilstand.

Ved bestemmelsen af den økologiske tilstand foreslås det, at ikke alle, men kun en vis procentdel, eksempelvis 80 %, af alle variable skal opfylde kravene i de enkelte tilstandsklasser. Det betyder, at hvis 80 % af alle variable opfylder kravene til god økologisk kvalitet, så kan tilstanden beskrives som god, uagtet at der er 20 % af variablerne, der ikke opfylder kravene. Dette er et princip, der bryder med "one out all out" princippet, men er dog også af andre er foreslået anvendt på europæisk plan. Efterfølgende kan det økologiske indeks beregnes på baggrund af antallet af opfyldte indikatorer inden for hver økologiske klasse, så hver sø tillægges en økologisk værdi mellem 0 og 1.

*[Tom side]*

## 2 Indledning

### Resume

*EU's Vandrammedirektiv har til formål at hindre forværringer i vandmiljøet samt at opnå en god tilstand senest i år 2015. Implementeringen af direktivet kræver, at alle søer grupperes i økologiske kvalitetsklasser: høj, god, moderat, ringe eller dårlig økologisk kvalitet. Udgangspunktet for klassificeringen er den upåvirkede tilstand, også kaldet referencetilstanden. Som baggrund for denne klassificering gives der i denne rapport forslag til typeinddeling af danske søer, beskrivelse af referencetilstanden og definition af de økologiske kvalitetsklasser på baggrund af en række biologiske og kemiske indikatorer.*

### 2.1 Baggrund

#### 2.1.1 Det Europæiske Vandrammedirektiv

Det Europæiske Vandrammedirektiv (Europaparlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EC af 23. oktober 2000 vedr. fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger) er potentielt den hidtil mest betydningsfulde lovgivning vedtaget til beskyttelse af fersk- og saltvandsområder. Den skal erstatte en lovgivning, der har fokuseret på udledningsstandarder for vandkvalitet uden i nærværdig grad at inddrage de endelige økologiske konsekvenser. Fremgangsmåden er at arbejde sig baglæns fra de endelige mål for økologisk kvalitet til de lovmæssige og praktiske foranstaltninger, der skal gennemføres for at opnå disse mål. Direktivet anvender også biologiske kvalitetskriterier i et langt større omfang end hidtil, hvor hovedvægten var lagt på nedre, kemiske kvalitetsgrænser. Forskellen mellem vandkvalitet og økologisk kvalitet er betydelig, og sidstnævnte dækkes ikke godt af eksisterende programmer.

Vandrammedirektivet, der officielt trådte i kraft den 22. december 2000, har til formål at skabe en fælles ramme for beskyttelse af vandmiljøet, omfattende vandløb og søer, overgangsvande ("transitional waters"), kystvande og grundvand. Direktivet skal forhindre yderligere forringelser samt beskytte og forbedre tilstanden i vandmiljøet. Samtidig skal direktivet fremme en bæredygtig udnyttelse og sigte mod en udvidet beskyttelse og forbedring af vandmiljøet, bl.a. gennem specifikke foranstaltninger.

Ifølge Vandrammedirektivet skal vandområderne forvaltes holistisk, så det afspejler den sammenhæng, der eksisterer mellem landskabet og dets anvendelse og kvaliteten af det vand, der flyder fra oplandet ned i vandløb, søer og grundvand for til sidst at ende i fjorde og havet. Der arbejdes i direktivet med 5 klasser af økologiske tilstande i vandmiljøet: høj, god, moderat, ringe og dårlig, hvor den høje økologiske tilstand svarer til den upåvirkede tilstand uden eller med meget ringe menneskelig påvirkning, mens den gode tilstand kun i mindre grad afviger fra den upåvirkede tilstand. For hver kategori ("økotyper" er den term, der anvendes i direktivet) skal den oprindelige (høj kvalitets) tilstand bestemmes. Derefter skal der udarbejdes et klassifi-

kationssystem, hvorefter afvigelser fra denne oprindelige status skal fastsættes.

### 2.1.2 Direktivet og søerne

Første skridt forud for direktivets implementering i søer er at etablere en passende typologi. I Vandrammedirektivets Bilag II foreslås to fremgangsmåder til fastlæggelse: System A og System B. System A beskrives i detaljer og omfatter 25 biogeografiske regioner, tre højdekategorier, fire områdekategorier, tre dybdekategorier og tre kategorier for geologiske lag (organisk, kiselholdig, kalkholdig). Dette resulterer i i alt 2700 potentielle økotyper, selv om ikke alle højde-, dybde-, areal- og geologiske kombinationer forekommer i hver biogeografiske region. En realistisk vurdering er imidlertid, at mere end et tusinde økotyper kan forekomme. Benyttes den alternative karakterisering, System B, skal medlemsstaterne mindst præstere samme opdelingsgrad, som de ville have opnået med System A, samt foreslå andre parametre til fastlæggelsen af en typologi.

Især to emner er vigtige ved fastlæggelsen af en typologi. For det første skal den ikke være så kompliceret, at der kun med besvær kan defineres referenceområder for høj økologisk kvalitet og tilstand. For det andet skal typologien for ikke at forvirre begreberne kun anvende geografiske faktorer, der ikke overlapper med de faktorer, der anvendes til måling af økologisk kvalitet. Hvad søer angår, er System A utvivlsomt alt for kompliceret. Det anvender kun geografiske faktorer, men udelader eksempelvis klima og konduktivitet, som muligvis er af større betydning for fastlæggelsen af en meningsfuld limnologisk oversigt end de foreslåede faktorer. System B er mere fleksibelt og giver mulighed for at udvikle en mere enkel, praktisabel typologi samt for indlemmelse af mindre søer, hvoraf mange har stor betydning som rekreative og fredede områder.

Direktivet foreskriver, at der fastlægges typespecifikke referencetilstande for hver økotype. Afgrænsningen af kvalitetsklasserne kan derefter foretages med udgangspunkt i referencetilstanden. Referencetilstanden i de enkelte søtyper kan fastlægges ud fra forskellige metoder: fra eksisterende områder, men direktivet er ikke særlig specifikt og definerer referencetilstanden (høj tilstand) som en tilstand, der kun i ringe grad er påvirket af menneskelig aktivitet ("*ingen, eller kun ringe tegn på ændringer som følge af menneskelig aktivitet*"). Derved kan den økologiske kvalitet principielt kun bestemmes ud fra ekspertskøn, idet der ikke findes nogen entydig definition af termerne "god", "moderat", "ringe" eller "dårlig".

Direktivet lægger stor vægt på at føre økosystemer med moderat, ringe eller dårlig vandkvalitet tilbage til mindst "god" kvalitet, og definitionen af "god" er derfor yderst vigtig. Således står der i Bilag 5, Tabel 1.2 om "god" kvalitet: "*Værdierne for de biologiske kvalitetselementer for den pågældende type overfladevandområde udviser niveauer, der er svagt ændret som følge af menneskelig aktivitet, men afviger kun lidt fra, hvad der normalt gælder for denne type overfladevand under uberørte forhold*".

Direktivets overordnede mål er, at der opnås en høj eller god vandkvalitet for alle de nævnte typer af vandmiljø i senest år 2015. Hvis ikke dette kan opnås under de nuværende forhold, skal der træffes foranstaltninger, der mindst sikrer den gode vandkvalitet. Fastsættelsen af grænsen mellem den gode og den moderate tilstand er derfor meget vigtig for vandområdernes forvaltning og iværksættelsen af indgreb til forbedring af vandkvaliteten. Der henvises i øvrigt til [http://europa.eu.int/comm/environment-/water/waterframework-/index\\_en.html](http://europa.eu.int/comm/environment-/water/waterframework-/index_en.html) for en nærmere beskrivelse og definition af Vandrammedirektivet og dets tilblivelse.

### **2.1.3 Direktivets implementering**

Fastlæggelsen af den økologiske tilstand i de forskellige søtyper skal ske på baggrund af først og fremmest biologiske elementer. Der peges her på planteplankton, akvatiske planter, bentisk fauna og fisk, men disse kan suppleres med hydromorfologiske og kemiske elementer. I forbindelse med direktivets vedtagelse og forberedelse til dets implementering i de enkelte medlemslande er der nedsat en række arbejdsgrupper, der skal søge at lave fælles retningslinjer. Efterfølgende er det tanken, at der via en række interkalibreringer skal foretages en harmonisering på tværs af de enkelte lande, så det bliver muligt at sammenligne kvalitetsindeksene.

Også på nationalt og regionalt plan er der igangsat en række initiativer som forberedelse til direktivets implementering. Denne rapport er således et af disse initiativer, hvor formålet har været at beskrive og analysere data fra danske søer, der kan anvendes i implementeringen og i tolkningen af de forskellige faktorer, der påvirker søernes tilstand. Fastlæggelsen af de fem økologiske kvalitetsklasser, hvoraf der især er lagt vægt på de tre bedste (høj, god og moderat), kan i et vist omfang ses som en parallel til det nuværende målsætningssystem, uden at der dog kan trækkes direkte sammenhænge.

Analyserne er gennemført med den baggrund, at der i Danmark er tre hovedfaktorer, der kan påvirke miljøtilstanden: 1) eutrofiering, der er langt den mest almindelige påvirkning, og som i større eller mindre grad påvirker tilstanden i næsten alle danske søer, 2) forsuring, der på de kalkrige jorder i Danmark generelt er et mindre og aftagende problem, men kan være det i visse lavalkaline områder, og 3) miljøfremmede stoffer, hvis belastningsomfang og betydning stort set er ukendt, men hvis effekt normalt overskygges af eutrofieringsproblemer. Hovedvægten og fastlæggelsen af de økologiske klasser er således først og fremmest foretaget med udgangspunkt i eutrofieringsproblematikken.

## **2.2 Indhold**

Rapporten behandler tre hovedemner, der hver især er vigtige forudsætninger for Vandrammedirektivets implementering i søer.

Den første del omfatter typeopdelingen af danske søer, der skal danne baggrund for de enkelte søtypers klassificering. Næste del omfatter fastsættelsen af referencetilstanden, der er udgangspunktet for fastsættelsen af de øvrige økologiske klasser, mens den sidste del er

den egentlige fastlæggelse og afgrænsning af de økologiske kvalitetsklasser. Vandrammedirektivet foreskriver her, at ethvert vandområdes økologiske tilstand skal fastlægges på en skala fra 0 til 1, hvor 1 svarer til den maksimale værdi for den upåvirkede referencetilstand og 0 til den absolut dårligste vandkvalitet.



## 3 Typeopdeling af danske søer

### Resume

*Referencetilstand og økologisk klasse skal beskrives individuelt for hver søtype. I Danmark foreslås som minimum anvendt 11 søtyper defineret på baggrund af forskelle i alkalinitet, saltholdighed, humusindhold og vanddybde. Grænsen mellem lav- og højalkaline søer foreslås sat ved 0,2 meq l<sup>-1</sup>, grænsen mellem ferske og brakke søer ved 0,5 ‰, grænsen mellem brunvandede og ikke-brunvandede søer ved 60 mg Pt l<sup>-1</sup> og grænsen mellem dybe og lavvandede søer ved 3 m som middeldybde. De to mest udbredte danske søtyper er den lavvandede, højalkaline, ikke-brunvandede, ferske type, der omfatter omkring halvdelen af de danske søer over 5 hektar samt den dybe, højalkaline, ikke-brunvandede, ferske type, der omfatter omkring en fjerdedel af de danske søer.*

### 3.1 Indledning

Typeinddelingen af søer er et grundlæggende fundament i Vandrammedirektivet. Baggrunden er, at forskellige søtyper ikke kan forventes at udvise samme respons på en given stressfaktor, og typeinddelingen er derfor en forudsætning for at opnå et operationelt system til den efterfølgende økologiske klassificering.

Som nævnt i indledningen kan der principielt vælges mellem to systemer, System A og B, men i Danmark er det oplagt at følge System B, hvilket bl.a. betyder, at det er muligt også at omfatte søer under 50 hektar. I det følgende har vi derfor kun beskæftiget os med dette system.

Vi har i gennemgangen ikke fastsat nogen nedre grænse for søernes størrelse, men ofte er analyserne baseret på data fra søer >5 hektar og i nogle tilfælde fra søer >1 hektar. Derimod har vi med baggrund i manglende data kun i meget ringe grad beskæftiget os med de små søer (<1 hektar), selv om direktivet principielt set ikke fastsætter nogen nedre grænse for, hvilke søer der er omfattet. En mulighed for administrativt at håndtere de mange mindre søer, som det også er blevet foreslået i en af arbejdsgrupperne under Vandrammedirektivet (Wallin et al., 2003), kunne være at behandle de små søer som grupper og ikke som enkelt søer. For eksempel kunne der i et givent opland udvælges en vis delmængde små søer som værende repræsentative for alle søer i oplandet til undersøgelse.

Det er ikke uproblematisk at afgrænse og definere de forskellige søtyper. Vandrammedirektivet fordrer nemlig, at der fastsættes eksakte grænser mellem de enkelte typer, selv om en sådan fastlæggelse vil skulle ske over en kontinuert gradient, hvor der ikke naturligt er eksakte grænser mellem den ene og den anden type. Et eksempel er adskillelsen mellem dybe og lavvandede søer, der, hvis man tager lagdeling som adskillelseskriterium, er stærkt afhængig af søstørrelse og vindeksponering. Typeinddelingen og dens afgrænsninger mellem forskellige søtyper skal derfor først og fremmest ses som et praktisk instrument til implementeringen af Vandrammedirektivet.

Ved fastlæggelsen af de enkelte søtyper har vi søgt at gøre typeinddelingen så enkel og anvendelig som mulig. Dette gælder ikke mindst antallet af søtyper, der ikke blot skal kunne adskilles på deres måde at reagere på over for en given responsvariabel, men meget gerne også skulle være administrativt håndterbar.

## 3.2 Metoder

I dataanalyserne til afgrænsning af de forskellige søtyper er der anvendt eksisterende data fra op til omkring 1000 danske søer. Ingen datasæt er dog komplette for de enkelte søer, og især data vedrørende biologiske variable, som eksempelvis planter, eller data vedrørende bestemte søtyper, som eksempelvis klarvandede, sure og brunvandede søer, er mangelfulde. Fastlæggelsen af nogle af grænserne og antallet af søtyper må derfor eventuelt justeres i takt med, at der opnås flere data. For at øge datagrundlaget har vi i en vis udstrækning suppleret med data fra nogle af vore nabolande, hvor der er sammenlignelige forhold.

## 3.3 Typeopdeling

I forbindelse med typeinddelingen har vi taget udgangspunkt i fire kategorier, der vedrører henholdsvis jordbundsmæssige, saltholdighedsmæssige, morfologiske og kontaktmæssige forhold (tabel 3.1). Inden for hver kategori kan der desuden være tale om flere variable.

I det følgende gennemgås de enkelte typer og baggrunden for typernes fastlæggelse. Under hver enkelt kategori har vi diskuteret, hvor mange typer der som minimum bør fastlægges, men også hvor mange typer det kunne være relevant at anvende (tabel 3.1). Til sidst i hvert afsnit har vi foreslået, hvor mange typer der anvendes, og hvor grænserne mellem typerne bør fastsættes.

Umiddelbart synes det vanskeligt at skulle arbejde med færre end 16 forskellige typer, idet der bør være mindst to typer af både jordbund, salinitet, brunfarvning og dybde (tabel 3.1). Faktisk kan der også med god grund argumenteres for flere typer, idet nogle kategorier godt kunne indeholde flere end to typer, som f.eks. salinitet eller brunfarvning, samtidig med at det også kunne være relevant at arbejde med andre kategorier som f.eks. søareal og graden af kontakt med andre vådområder. Hvis man anlægger den betragtning, kan der potentielt være tale om mange hundrede søtyper (tabel 3.1). Antallet af søer inden for de enkelte typer vil dog variere betydeligt, og nogle kombinationer af variable findes måske slet ikke eller er meget sjældent forekommende i Danmark.

Ligesom i Danmark diskuteres der på det europæiske plan, hvordan typologien for søer kan fastsættes. Der er naturligt store forskelle fra land til land mht. hvilke faktorer, der anses for relevante, men som det fremgår af tabel 3.2, der viser en sammenfatning af forhold og grænser diskuteret på et Vandrammedirektivmøde afholdt i oktober 2002, er der også en del lighedspunkter. I det omfang vi ikke har kunne finde gode argumenter for at anvende særskilte danske grænser, har vi fastsat grænser, der svarer til dem, der foreslås i vore nabolande.

**Tabel 3.1** Oversigt over det potentielle antal søtyper inden for de forskellige kategorier.

Kategori	Minimum antal typer	Maksimum antal typer	Antal i alt	
			min	max
Jordbund				
Kalkrigdom	2, lav/høj alkalinitet	3, lav/ mellem/ høj	2	3
Humusindhold	2, klar-/brunvandet	3, klar-/ gul-/ brunvandet	4	9
Saltholdighed				
Saltholdighed	2, fersk/brak	4, fersk/ lav/ middel/ høj	8	36
Morfologisk				
Dybde	2, lav/dyb	3, lav/ middel/ dyb	16	108
Areal	0	3, lille/ middel/ stor	16	324
Isolation	0	3, isoleret/ nær/ på vandløb	16	972

**Tabel 3.2** Grænser for fastsættelse af typologi anvendt/foreslået i forskellige europæiske lande. Baseret på Ruoppa & Karttunen (2002): 1) Wallin & Fölster (2002). 2) Irvine *et al.* (2002), 3) Solheim (2002), 4) Pilke *et al.* (2002), 5) Mischke *et al.* (2002), 6) Tammi *et al.* (2002), 7) Phillips & Logan (2002), 8) Kairesalo & Nykänen (2002), 9) Poikane (2002), 10) Walz *et al.* (2002).

Ref.	Land(e)	Alkalinitet/ kalkrigdom	Humus (mg Pt l <sup>-1</sup> )	Saltholdighed (mS/m)	Dybde (m)	Størrelse (km <sup>2</sup> )
1	Nordiske	0,2 meq l <sup>-1</sup>	30	-	3 – 15	0,5 – 5 – 40
2	Irland	10 – 100 mg CaCO <sub>3</sub> l <sup>-1</sup>	-	-	-	-
3	Norge	0,2 meq l <sup>-1</sup>	30	-	3 – 15	0,1– 0,5 – 40
4	Finland	-	30 – 90	-	+/-lagdelt	5 – 40
5	Tyskland	15 mg CaCO <sub>3</sub> l <sup>-1</sup>	-	-	+/-lagdelt	-
6	Finland	0,4 meq l <sup>-1</sup>	30 – 90	-	-	5 – 40
7	GB	-	-	-	-	0,1
8	Finland/ Europa	10 mS/m	-	80	3	-
9	Litauen	-	-	-	+/-lagdelt (ca. 6 m)	0,1 – 1 – 10
10	Tyskland	-	-	-	-	3 – 15

### 3.3.1 Jordbundsmæssige forhold

#### Alkalinitet

Søers kalkholdighed, der som regel udtrykkes ved deres alkalinitet, har afgørende betydning for en række biologiske parametre. Dette gælder f.eks. forekomsten af planter, der via forskellig tolerance over for pH og tilgængeligheden af bikarbonat som kulstofkilde grupperer sig stærkt efter denne variabel (Iversen, 1929; Mathiesen, 1969; Vestergaard & Sand-Jensen, 2000; Søndergaard *et al.*, 2002). Grundlaget for grupperingen af undervandsplanter efter surhedsgrad blev allerede lagt i 1920'erne, hvor Iversen (1929) på baggrund af en botanisk og kemisk undersøgelse af 50 danske søer med varierende kalkholdig-

hed og pH påviste, at pH var en stærk plantefordelende faktor – især i forhold til forskellige arters tolerance over for lav pH (tabel 3.3).

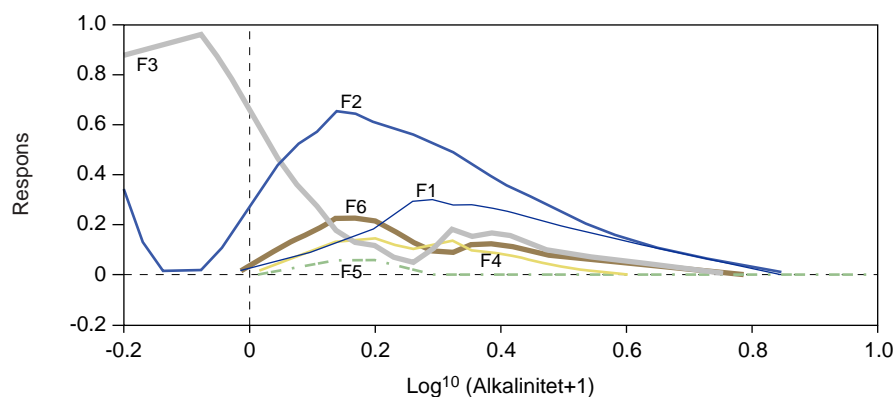
Typisk finder man grundskudsplanter ved lave alkaliniteter, mens der forekommer flere langskudsplanter ved højere alkalinitet. I meget lavalkaline og sure søer kan undervandsvegetationen ændres i retning af flere trådalger og mosser på bekostning af grundskudsplanterne (Riis & Sand-Jensen, 1998). I Danmarks Natur (Mathiesen, 1969) defineres i lighed hermed tre overordnede søtyper: *Potamogeton*-søer, *Lobelia*-søer og *Drepanocladus*-søer.

Tabel 3.3 Fordeling af de højere vandplanter i 50 danske søer grupperet efter deres følsomhed over for pH (Iversen, 1929). Kun arter, som er fundet i mindst 12 søer, er medtaget. Data indsamlet i perioden 1925-1927. Listen skal læses således, at arter, som er nævnt under "alkalisk", kun træffes dér, mens de øvrige grupper af arter i stigende grad også findes i mere sure søer.

pH-type	pH		Arter
	min	max	
Alkalisk	>7	-	Kredsbladet vandranunkel, tornfrøet hornblad, børstebladet vandaks
Neutral-alkalisk	<7	>7	Aks-tusindblad, kruset vandaks, kors-andemad, vandpest
Overvejende sur	<7	>7	Hjertebladet vandaks, spinkel v., græsbladet v., alm. vandranunkel, frøbid, hår-tusindblad
Svag-stærk sur	>5,3	<7	Svømmende sumpskærm, svømmende vandaks
Stærk sur	<4,5	<5,3	Sortgrøn brasenføde, lobelie, strandbo, liden siv, hvid åkande, gul åkande, vand-pileurt, smalbladet pindsvineknop

Figur 3.1 Responskurver for 6 almindelige flydebladsarter i forhold til totalalkaliniteten (log-transformerede data). På den logaritmiske x-akse svarer 0 meq l<sup>-1</sup> til 0, 0,1 meq l<sup>-1</sup> til 0,04, 0,2 meq l<sup>-1</sup> til 0,08, 0,5 meq l<sup>-1</sup> til 0,18, 1 meq l<sup>-1</sup> til 0,30 og 2 meq l<sup>-1</sup> til 0,48. (Kilde: Søndergaard et al., 2002).

- F1: Vand-pileurt
- F2: Svømmende vandaks
- F3: Hvid åkande
- F4: Gul åkande
- F5: Frøbid
- F6: Liden andemad.



Også blandt rørskovs- og flydebladsplanter er der en gruppering af arter i forhold til alkalinitet. Planter som soldug og hvid åkande findes eksempelvis især i de lavalkaline søer, mens pil, lodden dueurt og tagrør mest findes i de mere alkaline søer (Søndergaard et al., 2002). Fordelingen af flydebladsplanterne langs en gradient i alkalinitet viser især store ændringer i sammensætningen mellem ca. 0 og 0,5 meq l<sup>-1</sup>, mens der ved alkaliniteter over 1 meq l<sup>-1</sup> ikke er de store forskydninger mellem de enkelte arter (Figur 3.1). Især hvid åkande skiller sig ud fra de øvrige arter ved generelt at forekomme ved de lavere alkaliniteter, mens svømmende vandaks har største forekomst ved omkring 0,5 meq l<sup>-1</sup>. For hvid åkande opnås den højeste respons ved negativ alkalinitet.

Planternes fordeling i forhold til alkalinitet understreger, at der bør arbejdes med mindst to søtyper på baggrund af alkalinitet, en lav og

en høj, der svarer til henholdsvis søer beliggende i meget kalkfattige områder, dvs. typisk på sandede jorde, og søer, som ligger på mere eller mindre kalkrige jorde.

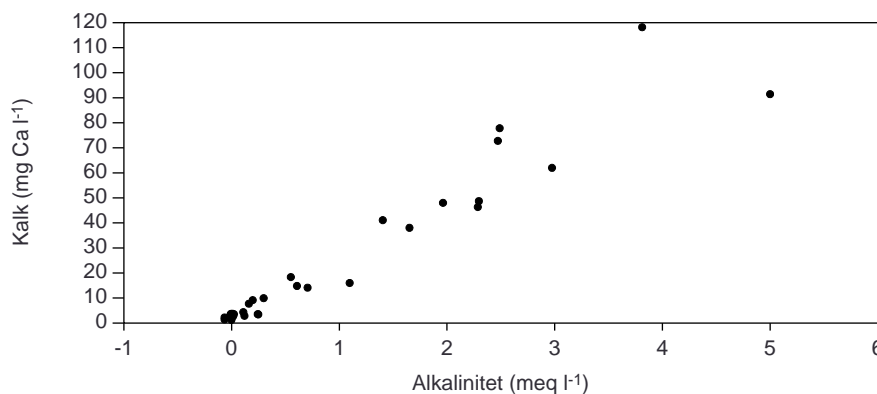
Anvendelsen af tre alkalinitetstyper ville gøre det muligt at indføje en mellemkategori med middelhøj kalkholdighed, omfattende de fleste søer beliggende på morænejorde, så søer i meget kalkrige områder bliver en type for sig. De meget kalkrige søer vil også ofte være klarvandede, fordi fosfortilgængeligheden begrænses af det høje kalkindhold. Iversen (1929) betragtede disse "kridtsøer" som en variant af de alkaliske klarvandssøer og nævner Nors Sø i Thy som et typisk eksempel. Også i Habitatdirektiv-sammenhæng (Buchwald & Søgaard, 2000) defineres de kalkrige søer med *Chara*-dominans som en selvstændig bevaringstype (type 3140, se også tabel 3.16). Især arter af *Chara* er begrænset i udbredelse til de alkaliske søer, mens *Nitella* kan findes i de lidt mindre alkaliske søer (Iversen, 1929; tabel 3.4). Meget kalkrige søer og egentlige karstsøer er dog sjældne i Danmark og findes kun i områder med meget kalkrig jordbund.

**Tabel 3.4** Fordeling af kransnålalger i 50 danske søer med forskellige surhedsgrad jf. Iversen (1929). Kun arter, som er fundet i mindst 3 søer, er medtaget. Data indsamlet i perioden 1925-1927. Se også Tabel 3.3.

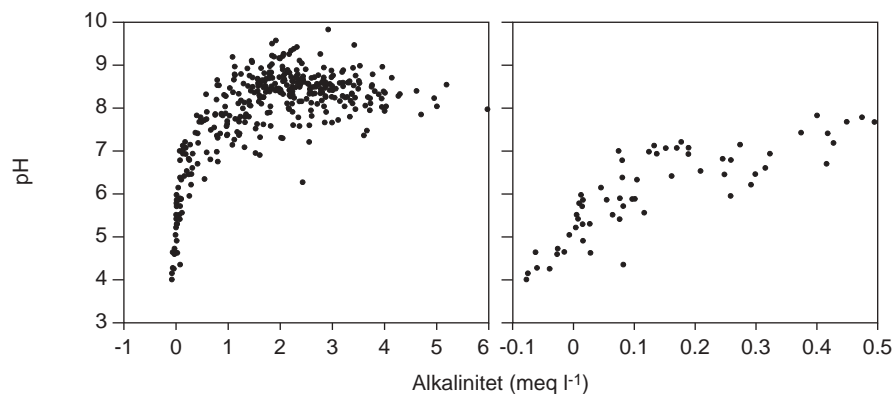
pH-type	pH		Arter
	min	max	
Alkalisk	>7	-	<i>Chara aspera</i> , <i>C. fragilis</i> , <i>C. foetida</i> , <i>C. hispida</i>
Neutral-alkalisk	<7	>7	<i>Nitella flexilis</i> , <i>N. opaca</i> , <i>N. translucens</i> , <i>C. fragilis</i>
Overvejende sur	<7	>7	<i>N. flexilis</i> , <i>N. opaca</i> , <i>N. translucens</i>
Svag-stærk sur	>5,3	<7	ingen
Stærk sur	<4,5	<5,3	ingen

Alkaliniteten er tæt knyttet til såvel pH som konduktivitet samt kalkindhold (figur 3.2-3.4). Alkaliniteten er normalt forholdsvis konstant, men varierer dog over sæsonen og kan i lavalkaline søer også påvirkes fra år til år, hvis tilførslen af sure eller basisk reagerende stoffer ændres (se også afsnit 5.8).

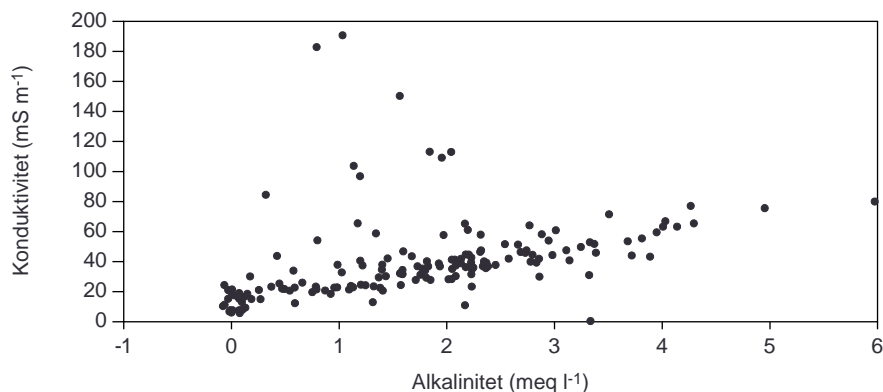
**Figur 3.2** Sammenhæng mellem alkalinitet og indhold af kalk. N = 31.



**Figur 3.3** Sammenhæng mellem alkalinitet og pH. Gennemsnitlige sommer-værdier (antal søer = 292). Venstre: alle søer. Højre: søer med alkalinitet <0,5 meq l<sup>-1</sup>.



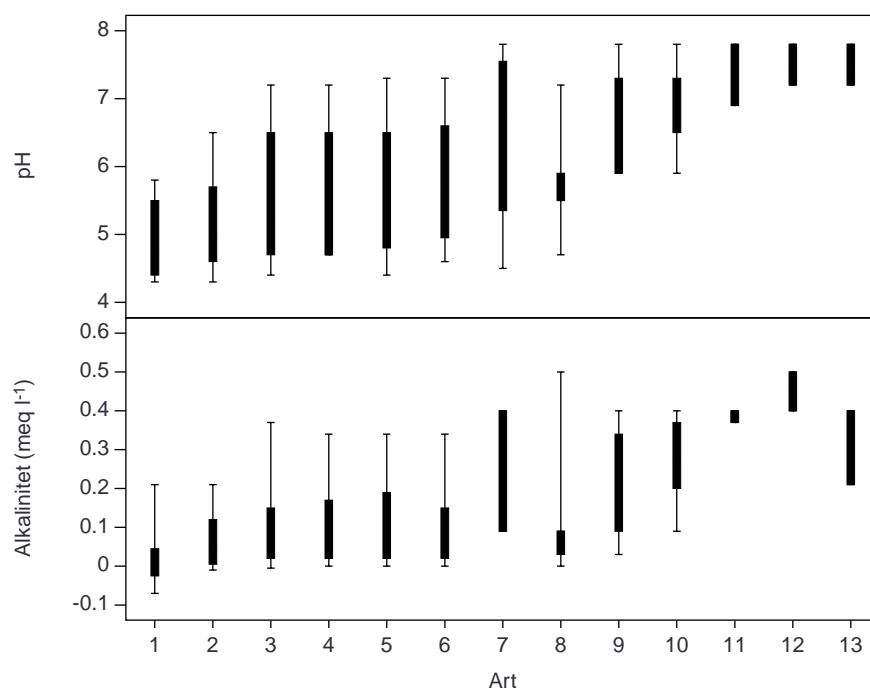
**Figur 3.4** Sammenhæng mellem alkalinitet og konduktivitet. Nogle af de høje konduktivitetsværdier (>80 mS/m) skyldes, at søerne er påvirket af saltvand. N=181.



For at fastsætte den nedre alkalinitetsgrænse på grundlag af planteudbredelse har vi anvendt data fra 60 lavalkaline jyske søer, som er behandlet af Rebsdorf & Nygaard (1991). Sammenstillingen viser, at der tydeligvis er en gruppering efter alkalinitet, hvor mosser (især *Sphagnum* og *Drepanocladus*) og i nogen omfang liden siv mest findes i meget lavalkaline søer (figur 3.5, tabel 3.5). Samtidig forekommer mange arter, herunder også de "klassiske" grundskudsplanter som strandbo og lobelia, over en betydelig gradient i pH og alkalinitet, men dog fortrinsvis ved lav alkalinitet og primært mellem 0 og 0,2 meq l<sup>-1</sup> og pH under 6,5. Her ved bekræftes konklusionerne fra Iversen (1929) om, at grundskudsplanterne ikke er acidophile, men nærmere survandtolerante.

Grænsen mellem lav- og højalkaline søer synes at skulle sættes ved omkring 0,1-0,2 meq l<sup>-1</sup> (figur 3.5). Allerede her begynder der nemlig at optræde arter, som mere typisk ses i de mere kalkrige søer (eksempelvis vandaks og tusindblad), mens mange af de egentlige grundskudsplanter til gengæld bliver mindre almindelige. I overensstemmelse hermed betegner Rebsdorf & Nygaard (1991) søer under 0,2-0,4 meq l<sup>-1</sup> som lavalkaline og forsurede. Malmer (1975) og Rebsdorf (1981) har dog kun anset søer med en alkalinitet under 0,1 meq l<sup>-1</sup> som forsurede. Hvad angår svenske søer, har søer med en alkalinitet >0,2 meq l<sup>-1</sup> en meget god bufferkapacitet og søer mellem 0,1 og 0,2 meq l<sup>-1</sup> en god bufferkapacitet (Swedish EPA, 2000a), mens Irvine *et al.* (2002) anser irske søer med et kalkindhold under 10 mg CaCO<sub>3</sub> l<sup>-1</sup> som sure. Figur 3.1 og 3.5 indikerer, at grænsen godt kunne sættes helt nede ved 0,1 meq l<sup>-1</sup>, men dette ville på den anden side betyde, at mange søer med typiske grundskudsplanter ikke ville komme i kategorien "lavalkaline søer" (figur 3.5). Ved en alkalinitet over 0,2 meq l<sup>-1</sup> ligger pH-værdien i næsten alle søer over 6 og som

Figur 3.5 Boxplots, der viser forekomst af 13 arter undervandsplanter i lav-alkaline (-0,1-0,7 meq l<sup>-1</sup>) søer i relation til alkalinitet og pH. Kasserne viser 10 %, 25 %, 75 % og 90 % kvartiler. Datamaterialet er baseret på Rebsdorf & Nygaard (1991) og omfatter i alt 60 søer i Nordjylland (8), Ringkøbing (7), Viborg (15), Århus (7), Vejle (10) og Ribe (13) amter. Se tabel 3.5 vedr. artsnavne og antal søer, hvor de enkelte arter er fundne.



regel mellem 6,5 og 7,3 ved en alkalinitet på 0,15-0,30 meq l<sup>-1</sup> (figur 3.3).

Plantedata fra de mere alkaliske søer viser kun en meget ringe forskel i udbredelsen af arter, når alkaliniteten overstiger omkring 0,5 meq l<sup>-1</sup> (figur 3.6, tabel 3.6). Til gengæld underbygges konklusionerne fra de lavalkaline søer, idet der sker markante ændringer ved en alkalinitet under 1 meq l<sup>-1</sup>. Mange arter/grupper, som f.eks. kransnålgær, liden

Tabel 3.5 Forekomsten af undervandsplanter i 60 lavalkaline søer med angivelse af gennemsnits-, minimums- og maksimumsværdier af pH og alkalinitet i de søer, hvor de er fundne (efter Rebsdorf og Nygaard, 1991). Planterne er rubriceret efter stigende pH (medianværdi). Se også figur 3.2.

Art	Antal søer	pH			alkalinitet		
		gns	min	max	gns	min	max
1. Seglmos ( <i>Drepanocladus</i> sp.)	25	5,0	4,2	7,3	0,03	-0,10	0,23
2. Tørvemos ( <i>Sphagnum</i> sp.)	36	5,2	4,2	7,3	0,07	-0,07	0,37
3. Liden siv ( <i>Juncus bulbosus</i> )	41	5,5	4,2	7,8	0,12	-0,10	0,68
4. Strandbo ( <i>Littorella uniflora</i> )	42	5,7	4,4	7,8	0,12	-0,01	0,68
5. Lobelie ( <i>Lobelia dortmanna</i> )	34	5,7	4,2	7,8	0,12	-0,10	0,68
6. Sortgrøn brasenføde ( <i>Isoetes lacustris</i> )	12	5,9	4,2	7,8	0,11	-0,10	0,40
7. Sekshannet bækarve ( <i>Elantine hexandra</i> )	4	6,5	4,5	7,8	0,24	0,09	0,40
8. Gulgrøn brasenføde ( <i>Isoetes echinospora</i> )	9	5,7	4,7	7,2	0,11	0,00	0,50
9. Tusindblad ( <i>Myriophyllum</i> sp.)	6	6,8	5,9	7,8	0,21	0,03	0,40
10. Vandaks ( <i>Potamogeton</i> sp.)	6	7,0	5,9	7,8	0,27	0,09	0,40
11. Kransnålgær ( <i>Chara</i> sp.)	2	7,4	6,9	7,8	0,39	0,37	0,40
12. Pilledrager ( <i>Pilularia globularis</i> )	2	7,5	7,2	7,8	0,45	0,40	0,50
13. Vandranunkel ( <i>Batrachium</i> sp.)	2	7,5	7,2	7,8	0,31	0,21	0,40

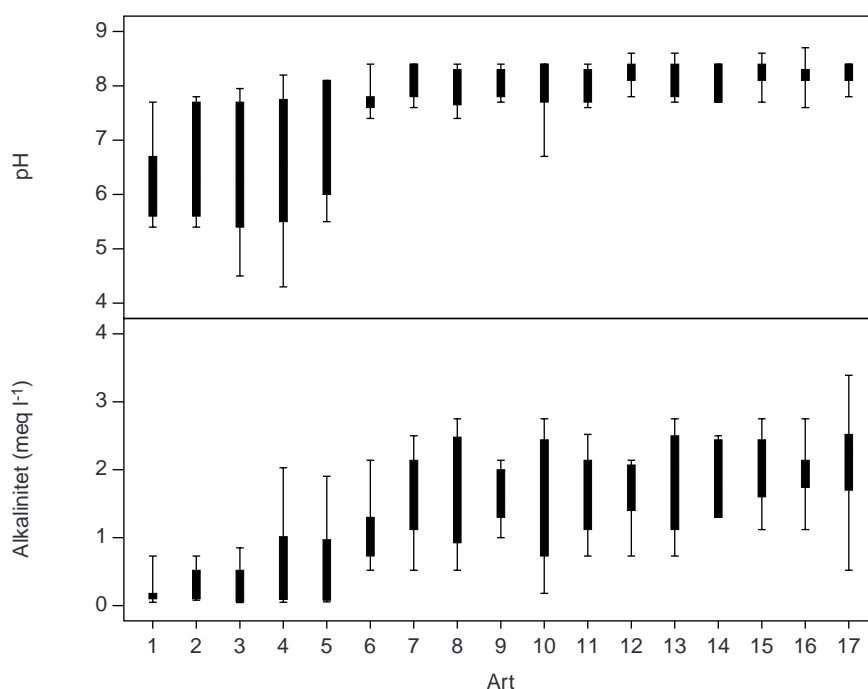
vandaks og krybende vandkrans, forekommer i et bredt alkalinitetsinterval, mens andre arter som aks-tusindblad og kredsbladet vandranunkel forekommer i et mere snævert interval.

**Tabel 3.6** Forekomsten af undervandsplanter i 34 overvejende alkaliske overvågningssøer (alkalinitet fra 0,04 – 3,39 meq l<sup>-1</sup>) med angivelse af gennemsnits-, minimums- og maksimumsværdier af pH og alkalinitet i de søer, hvor de er fundne. Kun planter, som er fundet i mindst 5 søer, er medtaget. Planterne er rubriceret efter stigende alkalinitet. Se også figur 3.6. De angivne pH og alkalinitetsværdier er sommergennemsnit.

Art	Antal søer	pH			alkalinitet		
		gns	min	max	gns	min	max
1. Sortgrøn brasenføde	5	6,4	5,4	7,7	0,23	0,05	0,73
2. Lobelie	7	6,5	5,4	7,8	0,25	0,08	0,73
3. Liden siv	10	6,3	4,3	8,1	0,28	0,04	0,97
4. Mosser	16	6,5	4,3	8,3	0,63	0,04	2,75
5. Strandbo	10	7,0	5,4	8,1	0,65	0,05	2,11
6. Butbladet vandaks	6	7,7	7,4	8,4	1,17	0,52	2,14
7. Spinkel vandaks	6	8,1	7,6	8,4	1,60	0,52	2,50
8. Liden vandaks	8	8,0	7,4	8,4	1,63	0,52	2,75
9. Aks-tusindblad	13	8,1	7,6	8,6	1,65	0,52	3,39
10. Kransnålalger	15	7,9	5,6	8,7	1,65	0,10	3,39
11. Vandpest	13	8,0	7,6	8,7	1,70	0,52	2,75
12. Hjertibl. vandaks	12	8,2	7,7	8,7	1,71	0,52	3,39
13. Kruset vandaks	15	8,2	7,6	8,7	1,85	0,52	3,39
14. Tornfrøet hornblad	11	8,1	7,6	8,7	1,86	0,73	2,75
15. Børstebl. vandaks	17	8,2	7,6	8,2	1,96	0,73	3,39
16. Kredsbl. vandran.	9	8,2	7,6	8,7	1,99	1,12	2,75
17. Krybende vandkr.	6	8,2	7,8	8,4	2,12	0,52	3,39

De eksisterende data tyder ikke på, at der er behov for en særskilt kategori af meget kalkholdige søer. Datamaterialet er dog ret beskedent for disse søtyper. Nors Sø, der i NATURA 2000 netværket nævnes som et eksempel på en kransnålalgesø (*Buchwald & Søgaard, 2000*) med kransnålalger som dominerende planter ud til 2-3 meters dybde (*Viborg Amt, 1994*), og som af Iversen (1929) blev betegnet som et typisk kridtsø, har en gennemsnitlig alkalinitet på blot 1,7 meq l<sup>-1</sup>. Med mindre alkalinitetskriteriet sættes meget lavt, vil det altså på grund-

**Figur 3.6** Boxplots, der viser forekomst af 17 arter undervandsplanter i overvejende alkaliske (middel: 1,4 meq l<sup>-1</sup>, range: 0,04-3,4 meq l<sup>-1</sup>) søer i relation til alkalinitet og pH. Kasserne viser 10 %, 25 %, 75 % og 90 % kvartiler. Datamaterialet er baseret på Jensen *et al.* (1995), Ringkøbing Amt (1989, 1995), Århus Amt (1988), Nordjyllands Amt (1979, 1983) og omfatter i alt 34 søer. Se tabel 3.6 vedr. artsnavne og antal søer, hvor de enkelte arter er fundne. Kun arter fundet i mindst 5 søer er medtaget.





lag af alkalinitet ikke være muligt at udskille denne søtype. En lav alkalinitetsgrænse på f.eks. 1,5 meq l<sup>-1</sup> ville betyde, at mange typiske vandakssøer også ville komme i højeste alkalinitetsgruppe sammen med kransnålalgerne. For irske søer har Irvine *et al.* (2002) foreslået en grænse på omkring 100 mg CaCO<sub>3</sub> l<sup>-1</sup> for de meget kalkrige søer (calcareous lakes).

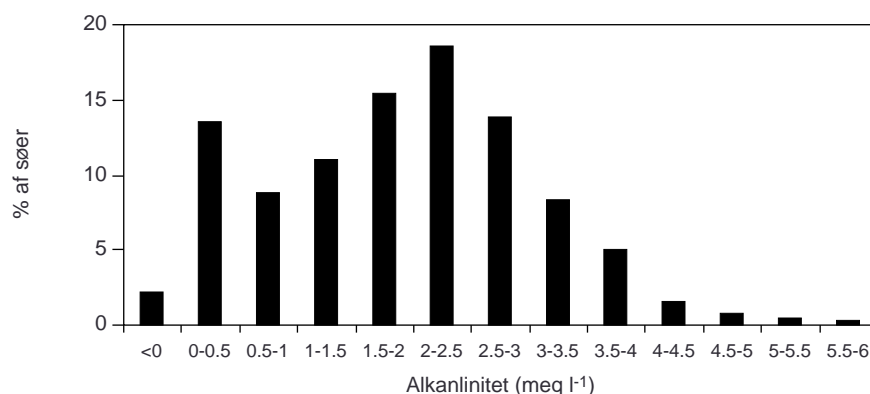
### Box 3.3.1. Typeinddeling efter alkalinitet

Inddelt efter alkalinitet foreslår vi, at der arbejdes med to typer af søer, og at grænsen mellem de lav-alkaline og høj-alkaline søer sættes ved 0,2 meq l<sup>-1</sup> (tabel 3.7). Denne grænse svarer i konduktivitet til omkring 20-25 mS/m (figur 3.4). Tilsvarende fastsætter Wallin & Fölster (2002) for nordiske søer en grænse ved 0,2 eller alternativt 0,4 meq l<sup>-1</sup> (tabel 3.2). Baseret på søer med alkalinitetsmålinger (knap 400 søer) har omkring 11 % af de danske søer en alkalinitet under 0,2 meq l<sup>-1</sup> (figur 3.7).

Tabel 3.7 Forslag til typeinddeling af danske søer på grundlag af alkalinitet.

Antal typer	Lavalkaline (kalkfattige)	Højalkaline (kalkrige)
2	<0,2 meq l <sup>-1</sup>	≥0,2 meq l <sup>-1</sup>

Figur 3.7 Fordelingen af danske søer efter alkalinitet.



### Alkalinitet og forsurening

Ændringer i alkalinitet kan også anvendes til at spore forsureningstendenser, idet der ved pH under ca. 7 og alkalinitet under 0,5 meq l<sup>-1</sup> er en tæt og positiv sammenhæng mellem alkalinitet og pH (figur 3.3).

Ændringer i pH påvirker en række organismer, herunder blandt andet planteplanktonet, og artsspecifikke surhedskrav blandt kiselalgerne har f.eks. inden for palæolimnologien længe været anvendt til at påvise og beskrive udviklingen i pH og alkalinitet tilbage i tiden (se afsnit 4.2.4). Tilsvarende ses der i forbindelse med forsureningseffekter en række ændringer også i planteplanktonsammensætningen, herunder også en mindsket artsrigdom især ved pH under 5,6 (Hörnström, 2002).

De forskellige algarters forskellige pH-optima betyder, at artssammensætningen tit afspejler forsureningsgraden samt evt. humusindhold. Dinoflagellater og kiselalger dominerer i klare, sure søer, mens rekylalger dominerer i humusrige søer. Rekylalger dominerer også i brunvandede søer med nær neutral pH-værdi, mens andre algegrup-

per såsom grønalger trives bedre i mere alkaliske, klarvandede søer. I de sure søer optræder hyppigt arter som: *Peridinium inconspicum*, *Peridinium* sp., *Gymnodinium* sp., *Oocystis borgei*, *Monoraphidium minutum*, *Chlamydomonas* sp., *Dinobryon pediforme* og *Dinobryon* sp. (Kippo-Edlund & Heitto, 1990).

Tilsvarende karakteriserede Lepistö og Rosenström (1998) planteplanktonsamfundet i 38 finske søer med varierende aciditet, brunfarvning og eutrofi. De fandt betydelige forskelle både mht. til dominerende arter og artsdiversitet, herunder blandt andet, at rekyalgerne dominerede i de brunvandede søer, samt at de sure søer generelt havde en væsentlig lavere artsdiversitet (tabel 3.8). De brunvandede søer var karakteriseret ved et højt islæt af flagellater, herunder *Cryptomonas*, mens der i de meget sure søer ofte blev fundet færre end 10 arter.

*Tabel 3.8* Planteplanktonsammensætningen i 38 finske søer (10 års undersøgelser) inddelt efter søtype og med angivelse af kemiske variable (middelværdier). Afgrænsningen mellem de enkelte søtyper er ikke skarp, eksempelvis indgår også brunvandede søer i de sure søer. Baseret på Lepistö og Rosenström (1998).

Variabel	Sure (n=11)	Oligotrofe (n=47)	Dystrofe (n=52)	Eutrofe (n=53)
pH	5,5	7,1	6,9	7,8
Farvetal	29	18	59	73
Total N	280	330	560	1090
Total P	8	5	13	87
Total antal arter	70	292	363	520
Dominerende klasser (slægter)	Furealger ( <i>Peridinium</i> et al.)	Gulalger ( <i>Dinobryon</i> , <i>Uroglena</i> et al.)	Rekyalger ( <i>Cryptomonas</i> ), gulalger ( <i>Mallomonas</i> et al.)	Blågrønalger ( <i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Aphanizomenon</i> )

Dyrelivet i søer påvirkes ligeledes markant ved faldende pH, som eksempelvis påvist i forbindelsen med de mange forsurede søer i Norge og Sverige (Sandøy & Romundstad, 1995; Stenson & Svensson, 1995). Dette gælder såvel fisk som invertebrater. Især ændringer i pH fra omkring 6 til 5 medfører markante ændringer i dyrelivet. Rebsdorf og Nygaard (1991) viste i en undersøgelse fra norske søer (Økland & Økland, 1980), at mens alle føde dyr for fisk (14 forskellige slags snegle, muslinger og krebsdyr) var til stede ved pH-værdier over 6,2, så var kun 3 arter til stede ved pH 5 og ingen ved pH-værdier under 4,6. Betydningen af ændret pH for en række organismetyper er også illustreret fra en række undersøgelser i Store Grib sø, hvor pH fra 1950 til 1985 blev reduceret fra ca. 5,2 til 4,4 (Rebsdorf & Nygaard, 1991).

Dyreplanktonsamfundet ændres med alkaliniteten både som et resultat af direkte fysiologiske effekter og indirekte via påvirkningen af blandt andet prædatorer såsom fisk. Typisk mindskes diversiteten af dyreplankton, når pH bliver mindre end 6. Særligt dramatisk er faldet, når pH mindskes til under 5,5. Både hjuldyr, vandlopper og cladoceer bidrager til reduktionen i artsrigdommen. I Skandinavien er sure søer karakteriseret ved dominans af arter tilhørende *Bosminidae*, mens arter tilhørende *Daphnida* og hjuldyr er langt mere fåtallige end i alkaliske søer (Andersson et al., 2002; Hesthagen et al., 2002).

*Daphnia*'s betydning aftager således, når pH er <6,3. Blandt de særligt tolerante arter er *Bosmina longirostris* og *Keratella serrulata*, hvor den sidste er hjuldyrenes indikatororganisme på forsurede søer. Blandt de mere tolerante arter er også *B. longispina*, *Alonella excisa*, *Chydorus sphaericus* og *Polyphemus pediculus*, og blandt hjuldyr også arter af *Lecane* spp, *Conochilus uncinatus* og *Polyathra* (Andersson et al., 2002; Hesthagen et al., 2002).

Mens dyreplanktonet således kan være en god indikator på forsurening, når pH falder til værdier under 6, er der ikke noget i litteraturen, der tyder på, at dyreplankton er en god indikator på alkalinitet eller pH i neutrale til alkaliske søer. Dog er dyreplankton i høj grad også følsom over for høje pH-værdier, som typisk optræder i de meget næringsrige, alkaliske søer, når primærproduktionen er høj. Effekterne er væsentlige ved pH >10, og især når de overstiger 10,2 blandt de mere følsomme arter, eksempelvis de fleste arter af *Daphnia*, mens arter af hjuldyret *Brachionus* og også *Daphnia magna* tolererer relativt høje pH-værdier.

Bentiske invertebrater reagerer også på ændringer i pH og alkalinitet. Særligt følsomme er arter, som kræver kalk til skaldannelse eller til kropsskjold såsom snegle muslinger og krebs. Effekten er til stede, når pH falder under 6,3 og er særlig markant under 6. Ved pH under 5,3 er næsten alle sneglearter forsvundet. Døgnfluer er også følsomme, mens grupper som vårfluer, guldsmede og bugsvømmere, der alle nyder godt af en reduceret fiskebestand i sådanne søer, er mere tolerante. Effekten af forsurening kan bedst iagttages på faunaen i littoralzonen, da invertebrater i profundalzonen også er påvirket markant af en række andre forhold som f.eks. iltkoncentrationen i bundvandet.

Fiskesamfundet reagerer ligeledes markant på ændringer i pH. De mindst sensitive arter er aborre og gedde, som typisk dominerer i forsurede danske søer. Aborren påvirkes dog negativt, hvis pH falder til under 5,2 (Degerman & Nyberg, 1989). Mere følsomme er (i rækkefølge) arter som helt, sandart, skalle og ørred. Den kritiske grænse for skalle er omkring 6,1 (Degerman & Nyberg, 1989).

Analysen af dyresamfundene peger på en kritisk grænse omkring pH 6 og 10,3-10,5. Da pH-værdier væsentligt over 10 kun forekommer i stærkt eutrofierede søer som et resultat af en for høj næringsstofforskel, der dækkes af den økologiske tilstandsklassificering, synes der kun at være behov for to typer nemlig søer med pH <6 og pH >6, hvilket typisk i alkalinitet svarer til omkring 0,2 meq l<sup>-1</sup> og altså er den samme som for undervandsplanterne.

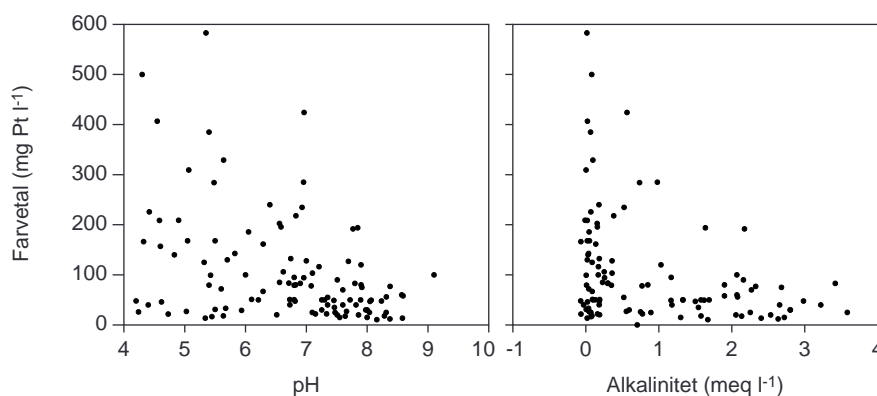
### **Humusindhold**

Søers humusindhold og dermed brunfarvningen afgøres af tilførslen af allochton organisk stof (humus) fra de omgivende arealer. Humusindholdet beskrives normalt ved et farvetal, der måles spektrofotometrisk i forhold til en referencefarve. Farvetallet er dog en vanskelig størrelse, fordi et givet farvetal dækker over mange forskellige effekter på lysets nedtrængning i vand (mængde og farvesammen-

sætning mm.), hvilket vanskeliggør relationerne til bestemte forskellige biologiske forhold.

Søer beliggende i surbundsområder (heder, moser, etc.) og skovområder vil typisk, omend i varierende grad, være brunvandede (dystrofe). Mange brunvandede søer er samtidig kalkfattige og kan derfor også være mere eller mindre sure, hvilket viser sig ved, at farvetallet generelt er højest i de lavalkaline søer (figur 3.8). Der er dog ikke nødvendigvis nogen sammenhæng mellem vandets farve og surhedsgrad, som også påpeget af Iversen (1929) på grundlag af en undersøgelse i 50 danske søer, og som også vist i et studium af 500 svenske søer, hvor de højeste farvetal blev fundet ved intermediære pH-værdier (4,9-6,9) (Hörnström, 2002). Meget høje farvetal (>200 mg Pt l<sup>-1</sup>) findes dog næsten udelukkende ved meget lav eller negativ alkalinitet. Også i kalkrige søer kan der findes farvetal over 50, men dog sjældent over 100 Pt l<sup>-1</sup>.

Figur 3.8 Farvetal i relation til pH (øverst) og alkalinitet (nederst). N= 111.

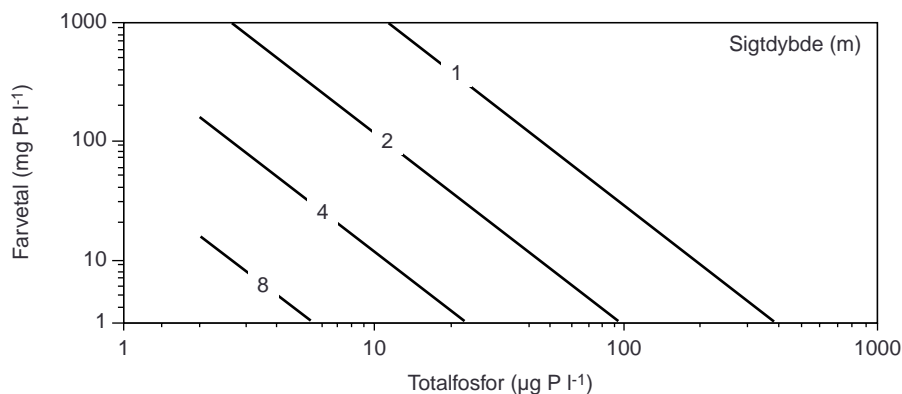


Graden af brunfarvningen afhænger endvidere i betydelig grad af vandgennemstrømningen, hvilket betyder, at mange især mindre søer uden større gennemstrømning kan være brunvandede, mens lidt større søer med gennemstrømmende, klart vand generelt sjældnere vil være brunvandede. Blandt de 110 sure, lavalkaline søer og overvejende små søer (størsteparten mindre end 8 hektar) gennemgået af Rebsdorf og Nygaard (1991) blev de 88 karakteriseret som brunvandede eller svagt brunvandede. Tilsvarende fandt Laursen (2002) og Hansen (upubl.) i en undersøgelse af 35 vandhuller og småsøer (størsteparten mellem 200 og 2000 m<sup>2</sup>) i Århus Amt, at de alle havde et farvetal over 50 mg Pt l<sup>-1</sup> (medianværdi: 162 mg Pt l<sup>-1</sup>).

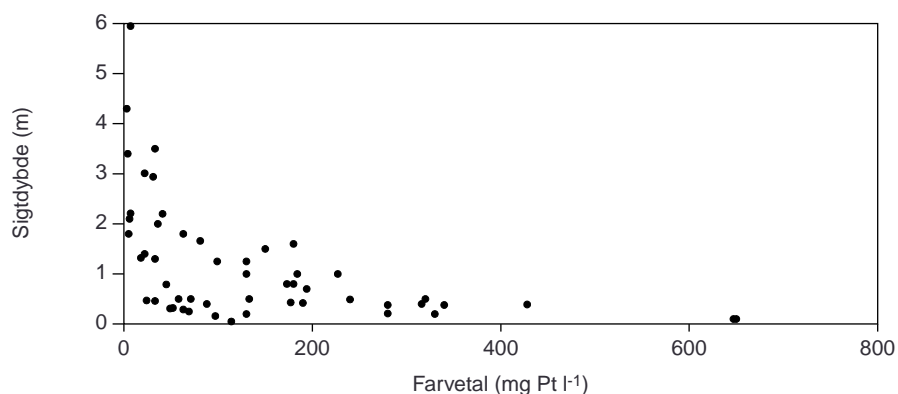
Brunfarvningen påvirker direkte sigtbarheden i vandet (figur 3.9 og 3.10), hvilket har stor betydning for bundplanternes udbredelse. Brunfarvningen og indholdet af humusstoffer har også betydning for en række andre biologiske forhold. Dette gælder eksempelvis forekomsten af planteplankton, der ofte kendetegnes ved specifikke arter knyttet til denne søtype, eksempelvis den mixotrofe alge *Gonyostomum*, der ofte ses i meget brunvandede søer, hvor den til tider kan være helt dominerende (Hehmann et al., 2001). Algemængden påvirkes ikke nødvendigvis af brunfarvningen. Data fra næsten 100 mindre søer i Ribe amt (Ribe amt 1998a, 1998b, 1999) viser således, at også søer med farvetal over 100 mg Pt l<sup>-1</sup> kan opnå høje klorofylværdier (figur 3.11). Samtidig synes mængden af klorofyl pr. fosforenhed (P-yield) kun i ringe grad at være påvirket af højt farvetal.

Sekundærproduktionen (bl.a. dyreplankton) kan i de brunvandede søer i mindre grad end i de øvrige søer være et spørgsmål om tilgængelighed af fosfor, idet disse søer kan have en betydelig produktion af bakterier og dyreplankton, der styres af allochtont kulstof og kvælstof (Jansson *et al.*, 2000; Håkansson & Boulion, 2001).

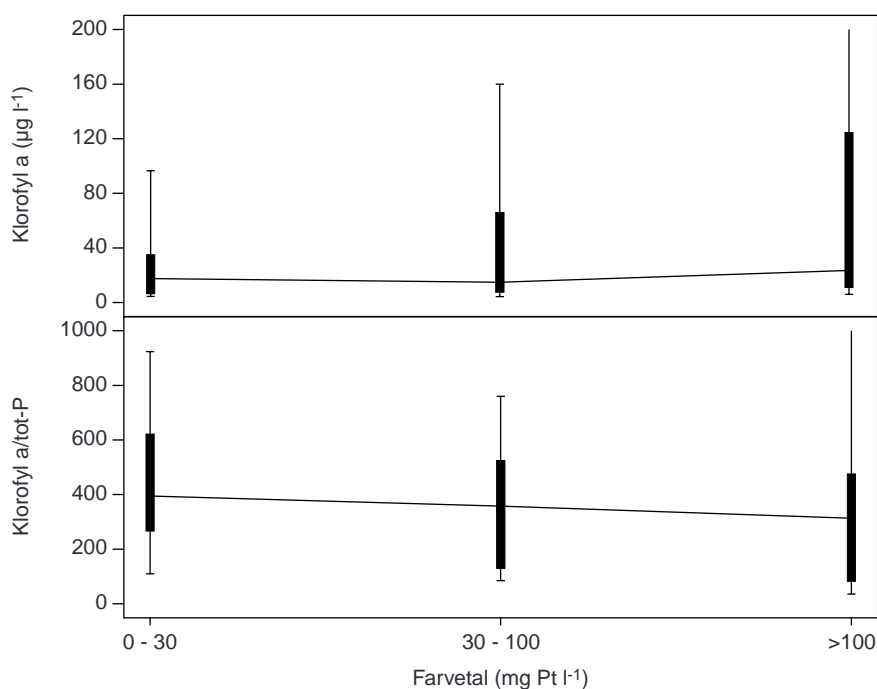
Figur 3.9 Sammenhænge mellem totalfosfor, farvetal og sigtddybe i søer. Fra Håkansson & Boulion (2001).



Figur 3.10 Sammenhæng mellem farvetal og sigtddybe. Baseret på data fra småsøer i Ribe amt (Ribe amt, 1998a, 1998b, 1999).



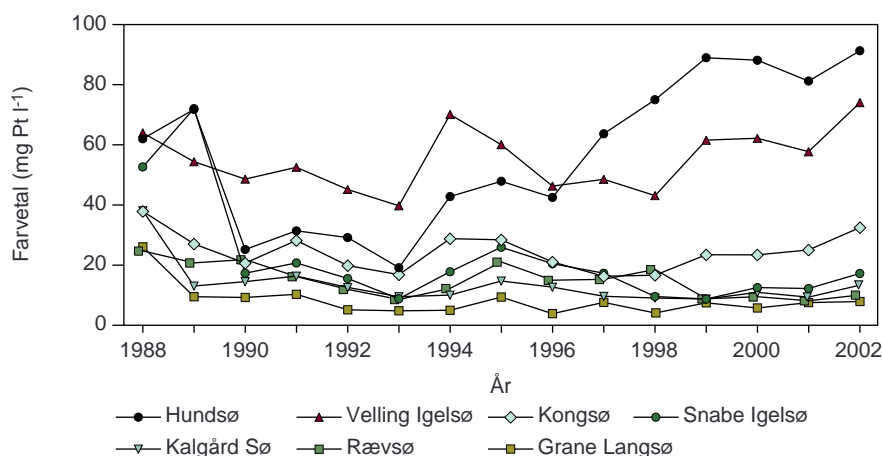
Figur 3.11 Indholdet af klorofyl (øverst) og klorofyl pr. fosforenhed (klorofyl a/tot-P) i 96 mindre søer i Ribe amt (Ribe amt 1998a, 1998b, 1999).



Farvetallet i søer betragtes normalt som forholdsvis konstant, men er dog stærkt afhængig af de hydrologiske forhold. Et eksempel er be-

skrevet af Rebsdorf og Nygaard (1991) fra en af Thy-søerne (Hykær). Over 3 år varierede farvetallet her mellem omkring 20 til over 500 mg Pt l<sup>-1</sup>, hvor høje farvetal blev tillagt et øget søareal i forbindelse med øget nedbør og efterfølgende frigivelse af humusstoffer. Et andet eksempel er Ræv Sø, hvor der i forbindelse med stormfald og øget vandstand skete markante ændringer. Søen skiftede fra at være klarvandet til brunvandet (fra omkring 7 til 75 mg Pt l<sup>-1</sup>), og sigtddybden faldt fra over 5 m til mindre end 2 meter (Hagelskjær *et al.*, 1985; Rebsdorf & Nygaard, 1991). Også andre af Tingdalsøerne viser betydelige ændringer i farvetallet over en årrække (figur 3.12), som kan tillægges vandstandsændringer i oplandet (H. Skovgård, Århus Amt).

Figur 3.12 Variationen i det gennemsnitlige farvetal fra 1988 til 2002 i Tingdalsøerne. Data fra Århus amt.



Plantesamfundet i de brunvandede søer er også ofte karakteristisk, men dette kan dog i lige så høj grad være betinget af de lavalkaline forhold. Den almindeligste brunvandede sø er således ofte sur, hvor plantesamfundet ofte består af en hængesæk af tørvemosser langs bredden og under vandet af blad- og tørvemosser (typisk *Drepanocladus* og *Sphagnum*). Mere sjældent findes dog også alkaliske humussøer, og her er den submerse vegetation ligeledes svagt udviklet, men har ikke den karakteristiske mosflora, i stedet dominerer udpræget basephile arter som tornfrøet hornblad og *Cladophora* (Iversen, 1929; Tabel 3.9).

Tabel 3.9 Fordeling af planter i forhold til humusindhold og alkalinitet i 50 danske søer i 1925-27 (Iversen, 1929).

	Klarvandede	Brunvandede
Sure	Grundskudsplanter (lobelie, liden siv, m.fl.)	Liden siv, smalbladet pindsvineknop, hvid åkande
Alkaliske	Langskudsplanter (vandaks, tusindblad m.fl.), kransålgler	Tornfrøet hornblad, <i>Cladophora</i>

Afgrænsningen mellem den brunvandede og ikke-brunvandede sø har været fastsat forskelligt. Rebsdorf & Nygaard (1991) anvendte en grænse mellem klare og brunvandede søer på 40 mg Pt l<sup>-1</sup> (Berg & Petersen, 1956), mens Charles *et al.* (1990a) anvendte en grænse på 25 mg Pt l<sup>-1</sup>. Andre arbejder med betydeligt flere kategorier (tabel 3.10). I Vandrammedirektivsammenhæng arbejdes der typisk med 2 eller 3 kategorier af humusindhold, hvor afgrænsningen nedadtil fastsættes ved 30 mg Pt l<sup>-1</sup> samt ved 100 mg Pt l<sup>-1</sup>, hvis der anvendes tre kategorier (tabel 3.2).

*Tabel 3.10* Anvendelsen af farveklasser i søer. 1) Sverige (*Swedish EPA, 2000b*) og 2) Håkanson & Bouillon (2001). Betegnelsen er efter Håkanson & Bouillon (2001).

Betegnelse	Farvetal (mg Pt l <sup>-1</sup> )	
	1)	2)
Ultraoligohumøs	<10	3-10
Oligohumøs	10-25	10-30
Mesohumøs	25-60	30-100
Polyhumøs	60-100	100-300
Hyperhumøs	>100	300-1000

En analyse af en række data fra Estland peger på, at der ikke kun sker ændringer i den lave ende af skalaen, dvs. ved overgangen mellem ikke-brunvandet og brunvandet, men også i den højere ende ved overgangen til det meget brunvandede. Således optræder øjealgerne med en betydelig højere dominans i de mest brunvandede søer, hvor farvetallet typisk ligger mellem 200 og 400 mg Pt l<sup>-1</sup> (data ikke vist).

I mange sammenhænge ville det derfor være relevant også i Danmark at arbejde med flere end to typer af brunvandethed – ikke mindst, hvis Vandrammedirektivet også tænkes anvendt på de mindre søer, hvoraf mange er brunvandede. En inddeling i tre typer kunne omfatte: 1) ikke eller meget svag farvet (0-30 mg Pt l<sup>-1</sup>), 2) svag-/gulfarvet (30-100 mg Pt l<sup>-1</sup>) og 3) stærk brunvandet (>100 mg Pt l<sup>-1</sup>).

Et vigtigt forhold for fastsættelsen af grænser for farvetallet i de danske søer er de generelt meget lavvandede forhold. Dette giver et potentiale for en høj udbredelse af undervandsplanter og dermed højt humusindhold, idet disse også udskilles fra planterne. Lavvandede søer med stor udbredelse af undervandsplanter risikerer derfor at komme i gruppen af brunvandede søer, hvis grænsen mellem ikke-brunvandede og brunvandede søer sættes for lavt. Samtidig kan der som vist i figur 3.12 også være en betydelig variation i farvetallet fra år til år, hvilket betyder, at der ville være en risiko for at skulle skifte mellem to forskellige søtyper, hvis grænsen for farvetal sættes for lavt.

Samlet set foreslår vi, at der som udgangspunkt anvendes to typer af brunvandethed, og at grænsen sættes forholdsvis højt, nemlig ved 60 mg Pt l<sup>-1</sup>, så der skelnes mellem de kun svagt brunvandede og de mere eller mindre kraftigt brunvandede søer (box 3.3.2).

#### **Box 3.3.2. Søtyper inddelt efter farvetal**

Inddelt efter graden af brunfarvning, foreslår vi, at der anvendes to kategorier af brunvandethed, således at de ikke-brunvandede og kun svagt brunvandede udskilles som en type og de brunvandede og kraftigt brunvandede søer som en anden type. Grænsen foreslås beliggende ved 60 mg Pt l<sup>-1</sup> (tabel 3.11), svarende til en af grænserne, der anvendes i Sverige (*Swedish EPA, 2000b*).

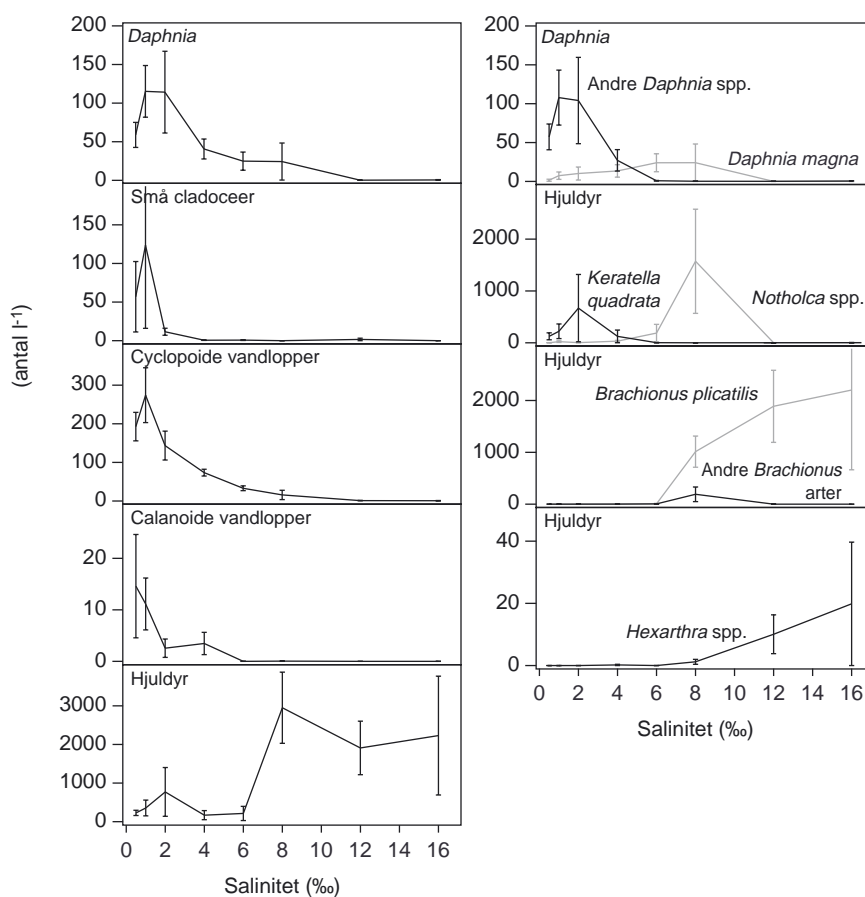
*Tabel 3.11* Forslag til typeinddeling af danske søer på grundlag af brunfarvning (humusindhold).

Antal typer	Klare (oligo - mesohumøse)	Brunvandede (polyhumøse)
2	<60 mg Pt l <sup>-1</sup>	≥60 mg Pt l <sup>-1</sup>

### 3.3.2 Saltholdighed

Brakvandssøer har en biologisk struktur, som på en række områder adskiller sig fra ferskvandssøerne (Jeppesen *et al.*, 1997; Jensen *et al.*, 1997; Jeppesen *et al.*, 2002a). Allerede ved saltholdigheder over ca. 0,5 ‰ begynder de første ændringer at finde sted, bl.a. betinget af tilstedeværelsen af mysider (*Neomysis integer*), mens der ved øget saltholdighed også sker betydelige ændringer i dyreplanktonsammensætningen (figur 3.13). Ved saltholdigheder over ca. 5 ‰ forekommer der sjældent større cladoceer, hvilket har betydning for dyreplanktonets evne til at begrænse mængden af planteplankton. Ved saltholdigheder over ca. 10-12 ‰ sker der igen flere skift i dyreplanktonet, samtidig med at muslinger bliver mere udbredte. Betydningen af ændret salinitet for mængden af muslinger er blandt andet dokumenteret i Ringkøbing Fjord. Efter at saliniteten blev øget fra omkring 6-8 ‰ til 10-14 ‰, og sandmuslingen optrådte i høje tætheder, ændredes hele økosystemet sig radikalt (Ringkøbing Amt, 2002).

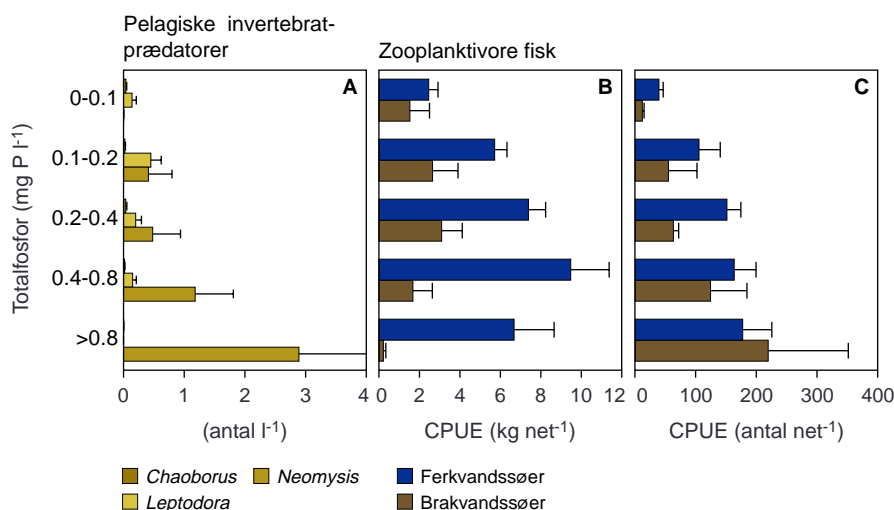
Figur 3.13 Forsøg med effekten af forskellig salinitet på forekomsten af dyreplankton. Fra Jeppesen *et al.* (2002).



Også inden for en række øvrige organismegrupper sker der markante ændringer langs en saltholdighedsgradient. Dette gælder eksempelvis for forekomsten af de forskellige fiske- og plantearter. Mange arter af fisk og undervandsplanter dækker forholdsvis bredt mht. salinitet, men vil dog ofte have visse præferencer. Ved saliniteter over 6-8 ‰ vil mange af ferskvandsarterne have problemer et eller flere steder i deres livscyklus og derfor være mindre udbredte. Visse plantearter, som eksempelvis børsteblandet vandaks, kan dog klare sig helt op til omkring 14 ‰.



Figur 3.14 Forekomsten af invertebratprædatorer og dyreplanktonædende fisk ved forskelligt fosforindhold i henholdsvis ferskvandssøer og brakvandssøer (fra Jeppesen *et al.*, 1997).

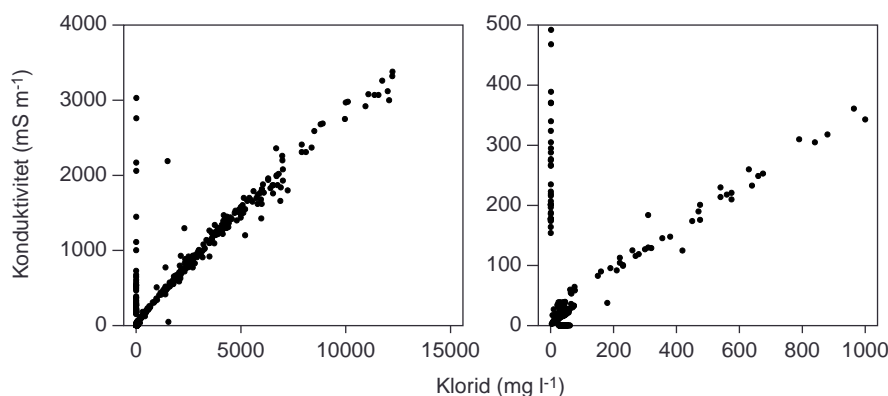


Også antals- og størrelsesmæssigt sker der ændringer. I fiskesamfundet ses typisk et større islæt af små fiskearter som hundestejler i de meget næringsrige søer (figur 3.14). Blandt undervandsplanterne kan der være fysiologiske tilpasninger, som gør, at arter, som gror i brakvand, adskiller sig fra arter i ferskvand. Blandt planteplanktonet sker der også ændringer i artssammensætningen, hvor f.eks. den toksiske alge *Prymnesium* kan være hyppig i næringsrige brakvandssøer og føre til omfattende fiskedød.

Ved typeinddelingen af søer foreslår vi, at der arbejdes med mindst to typer langs en gradient i saltholdighed, hvor udgangspunktet naturligt kunne være at adskille brakvandssøer fra ferskvandssøer. Her bør salinitetsgrænsen sættes forholdsvis lavt, formentlig allerede ved 0,5 eller 1 ‰, for at kunne adskille dem funktionelt (box 3.3.3). I nogle sammenhænge ville det være relevant at arbejde med flere typer af brakvandssøer især set i relation til forekomsten af det større dyreplankton, men også i relation til ændringer i forekomsten af planteplankton, fisk og planter, så der f.eks. blev 3 typer: <0,5 ‰, 0,5-5 ‰ og >5 ‰ eller endog fire kategorier, så der kan skelnes mellem 5-12 ‰ og >12 ‰.

Ligesom for farvetalet har vi ikke fyldestgørende data for danske søers salinitet i almindelighed, fordi saliniteten primært er blevet målt i søer, som man ved er saltvandspåvirkede. Konduktiviteten (ledningsevnen), der i saltvandspåvirkede søer er tæt koblet til saliniteten og derfor kan anvendes som et udtryk for saliniteten, er dog også blevet målt i mange ikke saltvandspåvirkede søer (omkring 200). Tilsvarende er der en god sammenhæng mellem konduktivitet og Cl-koncentration (figur 3.15).

Figur 3.15 Sammenhæng mellem konduktivitet og indhold af klorid (antal søestationer = 1059). Saliniteten  $S$  (‰) kan estimeres som:  $S = 1,8 \cdot Cl$  ( $g\ Cl\ l^{-1}$ ).



### Box 3.3.3. Søtyper inddelt efter saltholdighed

Inddelt efter saltholdighed foreslås anvendt to typer af søer, der afgrænser de egentlige ferske søer fra de let brakke og mere brakke søer. Grænsen foreslås sat ved 0,5 ‰ (tabel 3.12).

Tabel 3.12 Forslag til typeinddeling af danske søer på grundlag af salinitet.

Antal typer	Ferske	Brakke
2	<0,5 ‰	≥0,5 ‰

Sammenhængen mellem ledningsevne og saltvandspåvirkningen er bedst ved de høje saliniteter, fordi andre ioner også spiller ind ved de lave saliniteter, men antages linearitet også ved lave saliniteter, svarer 0,5 ‰ til en ledningsevne på omkring 80 mS/m (se også tabel 3.2). Af de 200 søer med ledningsevnedata har 12 % en ledningsevne over 80 mS/m. Under hensyntagen til at datasættet for ledningsevne ikke nødvendigvis er repræsentativt for de danske søer, samt at andre ioner end fra saltvand også spiller ind ved lave saliniteter, er et forsigtigt skøn, at omkring 10 % af de danske søer har en salinitet over 0,5 ‰.

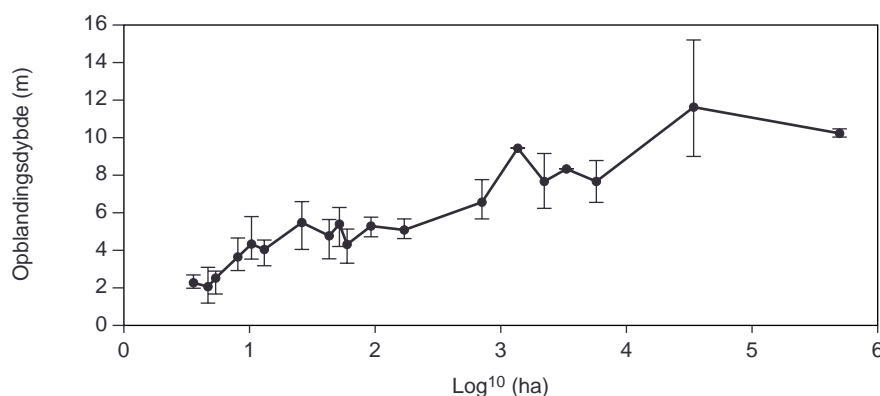
### 3.3.3 Morfologiske forhold

#### Dybdeforhold

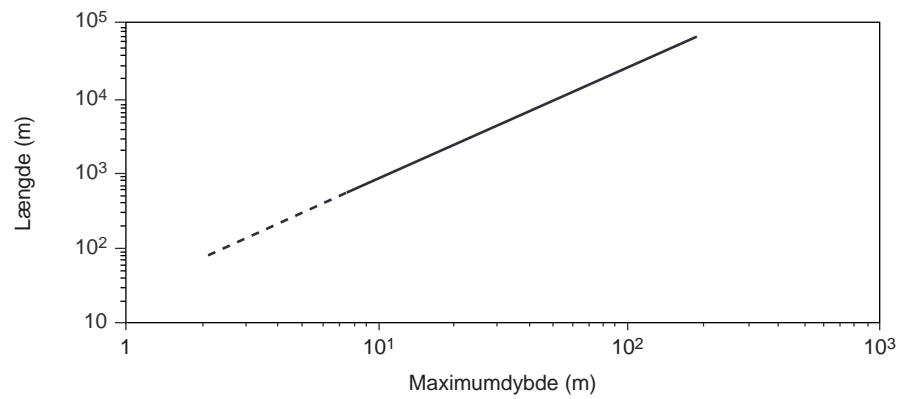
Sødybden er en af de klassiske måder at gruppere søer på betinget af forskelle i vands massefylde ved forskellig temperaturer og evt. saltindhold (se f.eks. Mathiesen, 1969; Wetzel, 2001). For danske forhold er det først og fremmest relevant at skelne imellem, om der sker en temperaturlagdeling om sommeren (samt evt. vinteren) eller ej. Den vanddybde, der skal til, for at der sker en permanent temperaturlagdeling om sommeren, varierer imidlertid stærkt, påvirket af især søstørrelse og i en vis grad også af, hvor vindbeskyttet søen ligger (figur 3.16 og 3.17).

Normalt er der i alle danske søer en sommerlagdeling, hvis dybden overstiger ca. 10 meter, mens der sjældent sker en lagdeling i søer med dybder mindre end 3-4 meter. Hvis søen er meget lille (f.eks. <1 ha), kan der dog udmærket skabes en temperaturlagdeling om sommeren, selv om dybden måske er mindre end 2 m. Maksimumsdybden overstiger kun 10 m i ca. 18 % af de danske søer større end 5 hektar (Jensen et al., 1997).

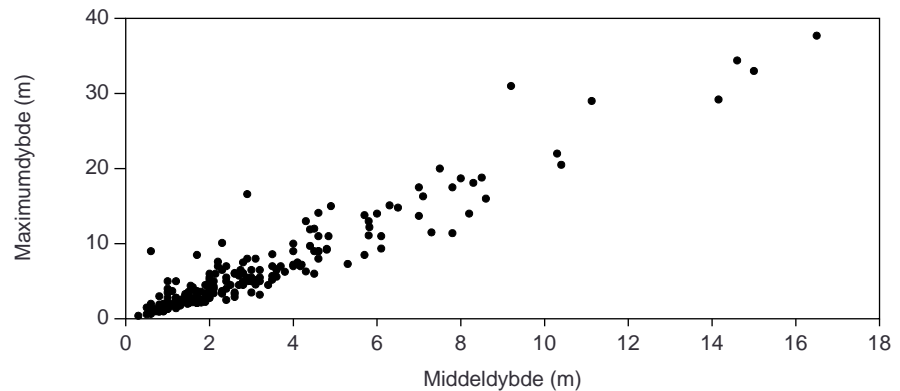
Figur 3.16 Opblandingsdybden (middel og range) ved forskellig søareal. Baseret på 21 canadiske søer mellem 4 og 484.000 ha målt gennem 2-23 år (n=1408). Baseret på Fee et al. (1996).



**Figur 3.17** Ordination af 36 britiske og irske søer efter vanddybde og sølængde. Linjen adskiller søer, som lagdeles/ikke lagdeles om sommeren. Den stiplede linje viser det dybde- og længdeområde, hvor lokale læforhold har betydning (i Bragg et al., i trykken)



**Figur 3.18** Sammenhæng mellem maksimumsdybde og middeldybde i danske søer. N= 213.



De halvdybe søer med dybder mellem ca. 3 og 10 m, der udgør omkring 40 % af de danske søer, kan imidlertid også være lagdelte. Mange af disse søer er dog ikke tilstrækkeligt dybe til, at der permanent dannes et springlag om sommeren, men i visse år med stille og varme perioder udvikles der også her et springlag. Varigheden af springlagsdannelsen er klimatisk bestemt og meget variabel, men kan være tilstrækkelig lang (flere-mange uger) til, at de i denne periode funktionelt kommer til at ligne de permanent lagdelte søer.

Generelt er der en tæt sammenhæng mellem søers middeldybde og maksimumsdybde (figur 3.18). Som gennemsnit er maksimumsdybden lidt mere end dobbelt så stor som middeldybden: maksimumsdybde = 2,08 \* middeldybde.

De lagdelte søer adskiller sig på en række områder fra de lavvandede søer. Næringsstofudvekslingen mellem sediment og de øvre vandlag er eksempelvis ringe om sommeren i de dybe søer, fordi der ikke som i de lavvandede søer til stadighed sker en opblanding. Til gengæld ses ofte en opbygning af høje fosforkoncentrationer i bundvandet i de dybe søer på grund af det lave iltindhold, hvilket i stedet kan føre til en mobilisering af fosfor i forbindelse med efterårs-cirkulationen. Denne forskel betyder også, at mens man i de næringsrige lavvandede søer ofte ser betydeligt højere koncentrationer om sommeren end om vinteren på grund af den interne fosforfrigivelse, ses der i lagdelte søer ofte et mindre fald i fosforindholdet over sommeren (Jeppesen et al., 1997).

Den biologiske respons på f.eks. en given næringsstofftilførsel er ligeledes markant forskellig mellem dybe og lavvandede søer. Dette

hænger blandt andet sammen med, at en given arealmæssig belastning vil udmønte sig forskelligt i den dybe og den lavvandede sø. Blandt andet er der en bedre mulighed for, at dyreplanktonet kan kontrollere mængden af alger i de dybe end i de lavvandede søer, fordi biomassen af fisk og bentiske invertebrater pr. vandvolumen ved et givent næringsstofniveau er højere i lavvandede søer (Jeppesen *et al.*, 1997).

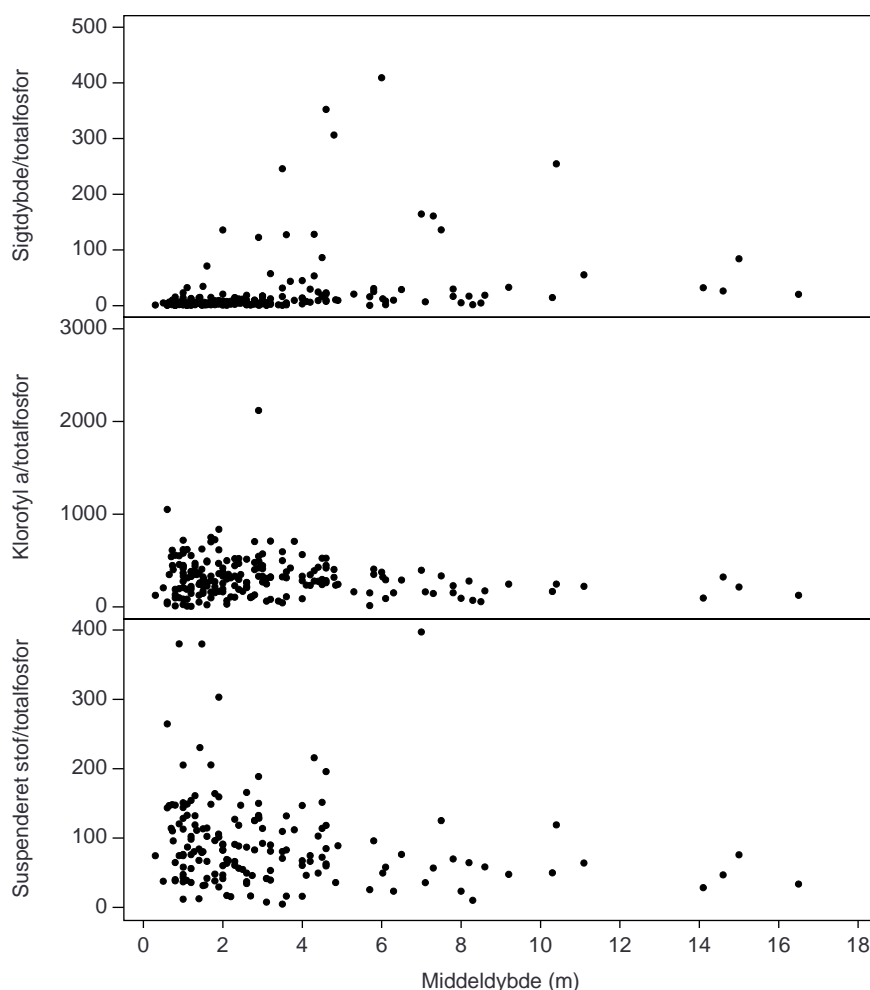
En anden væsentlig forskel mellem dybe og lavvandede søer er endvidere, at undervandsplanter i de lavvandede søer kan fylde det meste af bunden, mens udbredelsen i de dybe søer er begrænset til de lavvandede og brednære områder. Endelig betyder sommerlagdelingen i dybe søer også, at der her optræder dyrearter, som er tilpasset det kolde og som regel mere iltfattige bundvand.

### Dybdens indflydelse på suspenderet stof og klorofyl a

Hvis man ser direkte på sammenhænge mellem dybde og sigtdybde, klorofyl og indhold af suspenderet stof i forhold til fosforindhold, er der generelt kun en ringe ændring langs en dybdegradient (figur 3.19). Der er dog en tendens til, at der ved middeldybder over ca. 5 m opnås en højere sigtdybde, men lavere klorofyl a indhold og suspenderet stof pr. fosforenhed.

Tilsvarende er der kun en forholdsvis ringe forskel mellem dybe og lavvandede søer, hvis man ser på klorofylresponsen i forskellige fos-

*Figur 3.19* Sammenhænge mellem søers middeldybde og års-gennemsnit.  
 Øverst: forholdet sigtdybde/totalfosfor (n=217).  
 I midten: forholdet klorofyl a/totalfosfor (n= 224)  
 Nederst: forholdet suspenderet stof/totalfosfor (n= 172).

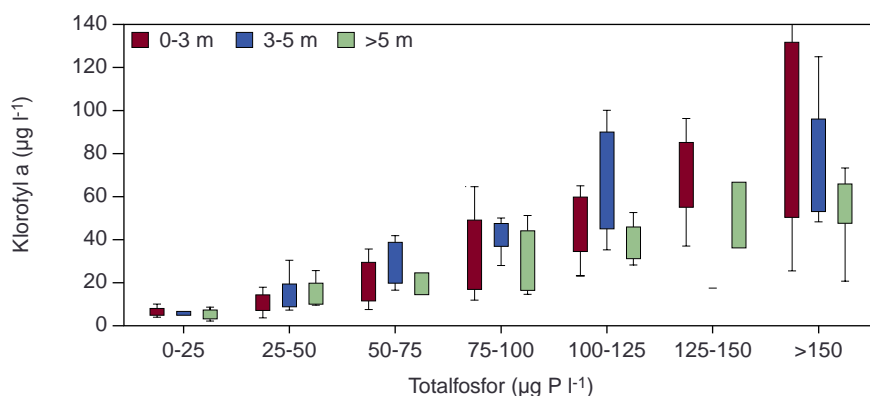


forkategorier (figur 3.20, tabel 3.12). Største forskel opnås ved relativt høje fosforkoncentrationer, hvor medianværdien af klorofyl a i gruppen med fosforkoncentrationer mellem 125 og 150  $\mu\text{g P l}^{-1}$  eksempelvis er 67  $\mu\text{g l}^{-1}$  i søer med middeldybde under 5 m, men kun 39  $\mu\text{g l}^{-1}$  i søer med middeldybde over 5 m (tabel 3.13).

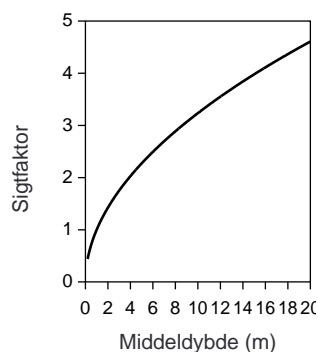
**Tabel 3.13** Sammenhænge mellem P-indhold og klorofyl a i lavvandede og dybe søer. Middelsommerværdier (se også figur 3.21).

P-indhold ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	Antal søer	Middel	25%-fraktil	Median	75%-fraktil
<b>Lavvandede søer (z&lt;5 m)</b>					
0-25	17	6,5	4,9	5,9	7,9
25-50	38	14,0	7,7	10,3	16,7
50-75	37	22,4	11,8	18,8	30,6
75-100	36	37,8	24,2	37,7	49,2
100-125	33	52,3	35,3	49,0	62,2
125-150	14	87,2	43,4	67,3	84,5
>150	233	100,2	53,2	83,9	125,0
<b>Dybe søer (z&gt;5 m)</b>					
0-25	5	5,1	3,3	4,3	7,3
25-50	4	14,9	10,0	12,2	19,8
50-75	3	18,4	14,1	16,0	25,1
75-100	6	31,4	17,6	30,4	44,1
100-125	3	42,0	34,2	39,0	52,6
125-150	4	43,1	32,2	38,7	53,9
>150	10	51,6	47,7	57,6	65,9

**Figur 3.20** Sammenhæng mellem P og klorofyl ved forskelligt P-indhold (sommerrmiddel): 0-25, 25-50, 50-75, 75-100, 100-125, 125-150 og >150  $\mu\text{g P l}^{-1}$  i søer med middeldybde på henholdsvis 0-3 m, 3-5 m og >5 m.



Ser man på de sammenhænge mellem sigtddybde og totalfosfor, der blev etableret i forbindelse med NPo-projektet for søer (Kristensen *et al.*, 1990), var konklusionen imidlertid, at relationen mellem totalfosfor og sigtddybde i høj grad er påvirket af middeldybden. Den primære årsag til dette er, at middeldybden fungerede som en god indikator for, i hvor høj grad resuspension reducerer sigtddybden i danske søer. Lavvandede søer er alt andet lige meget mere udsatte for vindforårsaget resuspension end dybe søer. Kristensen *et al.* (1990) beskrev sammenhængen således:



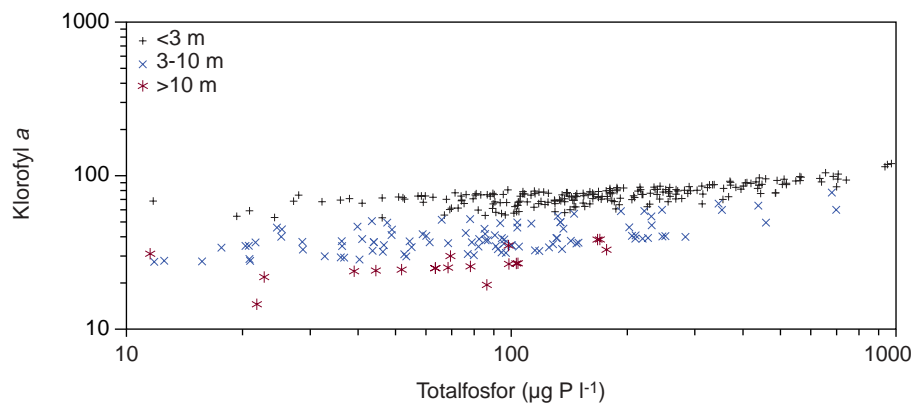
**Figur 3.21** Sigtdybdekorrektionen i forhold til middeldybden af søerne.

$$\text{Sigtdybde} = 0,36 * P_{so}^{-0,29} * \text{middeldybde}^{0,51},$$

hvor sigtdybde er i m og  $P_{so}$  ( $\text{mg P l}^{-1}$ ) er sommergennemsnit. Indflydelsen af dybdekorrektionen er gradvis hen over dybdeintervallet (figur 3.21), så selv om indflydelsen er stor (ca. en faktor 10 over hele dybdeintervallet), giver den gradvise ændring ikke nogen indlysende muligheder for en diskret inddeling i typer.

Analyseres dybdens indflydelse på klorofylindholdet mere detaljeret, ses det, at dybden er temmelig afgørende for mængden af klorofyl ved en given totalfosforkoncentration (figur 3.22). Her er mindst to faktorer afgørende. Dels er chancen for at være i den fotoniske zone naturligvis alt andet lige større med lavere vanddybde, og tilsvarende indeholder visse algetyper (f.eks. grønalger) højere klorofyl end gennemsnittet. Således medfører en høj betydning af grønalger ved de små dybder også et højere klorofylindhold. Typologisk set kan det dog være svært at sætte en præcis grænse, idet der er tale om en gradvis ændring i forhold til dybden (figur 3.21). Dog sker de største ændringer ved de laveste vanddybder ( $z < 3$  m), mens der ved større vanddybder ikke er så stor forskel.

Figur 3.22 Dybdens indflydelse på sammenhængen mellem totalfosfor og klorofylmængden. +:  $z < 3$  m, x:  $3 \text{ m} < z < 10 \text{ m}$ , \*:  $z > 10$  m. Bemærk logaritmisk skala.

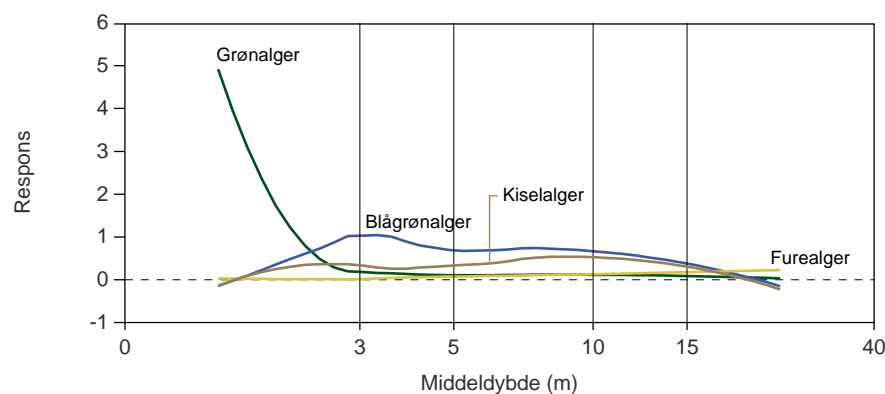


### Dybden indflydelse på planteplanktonets sammensætning

Dybden har også en væsentlig indflydelse på konkurrenceforholdet mellem forskellige planteplankton typer (se. f.eks. *Jensen et al., 1997*). Stabile og/eller lagdelte vandmasser fremmer typer, som kan regulere opdriften, således at disse typer undgår et højt sedimentationstab. Blågrønalger kan regulere deres vægtfylde og således undgå udsynkning, mens andre mere aktivt, som f.eks. furealger med flageller, kan "svømme" i vandet og dermed forblive i de øverste vandmasser. Furealger kan yderligere udnytte deres "svømmeegenskaber" til at hente næringsstoffer under springlaget i lagdelte søer for efterfølgende at udnytte disse næringsstoffer oppe i den fotoniske zone. Andre algetyper, som især de chroococcale grønalger, er afhængig af høj næringsstofftilførsel gennem sommeren. Dette kan de opnå i ikke-lagdelte søer, hvor der vil være en hurtig regenerering af næringsstoffer fra sedimentet.

Analyserne fra de danske søer bekræfter dybdens betydning for planteplanktonets sammensætning (figur 3.23). Ved middeldybder under ca. 3 meter er grønalger ofte et meget væsentligt element og kan ved de laveste dybder stort set udkonkurrere blågrønalgerne. Blågrønalgerne derimod har deres største dominans ved lidt højere middeldybder, hvor der ses et maksimum ved 3-5 meter. Blågrønalger er dog også et væsentligt element ved større dybder og udgør en betydelig del af planteplanktonsamfundet også i de dybeste danske søer. Kiselalgerne er almindelige i såvel lavvandede som dybe søer, men sammen med blågrønalgerne dominerer de ofte planktonsamfundene i middeldybe søer (5-10 meter). Furealgerne øges med stigende middeldybde og har en gradvis øgning over hele bredden af

Figur 3.23 Respons af udvalgte planteplanktonklasser i forhold til middeldybden (bemærk selve akseinddelingen er logaritmisk, men labels er på normal skala). De 4 lodrette linjer repræsenterer middeldybder på hhv. 3, 5, 10 og 15 meter. Resultaterne fremkommer via en CCA-analyse på planteplanktonklasser.



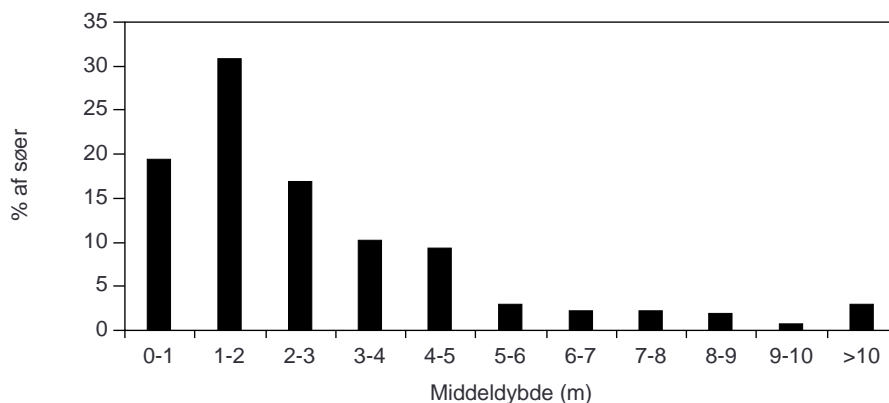
dybder i danske søer, men deres relative betydning er høj ved middeldybder over 10 meter.

Konklusionen vedrørende typologisk opdeling af søerne i relation til planteplankton er derfor, at der er en væsentlig grænse omkring 3 meter, mens ændringerne i relation til dybdeforholdene ellers er gradvise og derfor ikke taler for en yderligere dybdeinddeling.

### Dybdeinddeling samlet set

Der er således ingen tvivl om, at der bør foretages en typeinddeling af søer på grundlag af dybde, men at det på grund af lagdelingens store afhængighed af søstørrelse og vindeksponering er vanskeligt at fastsætte eksakte grænser alene ud fra dybden. Der synes at være to muligheder, enten arbejdes der med to dybdetyper, hvor de helt lavvandede søer skilles ud som en særskilt gruppe, eller også arbejdes med tre, så der skelnes mellem ikke-lagdelte, temporært lagdelte og permanent sommerlagdelte søer. Hvis tre typer anvendes, er det mest oplagt med middeldybde: <3 m, 3-10 m og >10 m, svarende til inddelingen foreslået anvendt for de nordiske lande, bortset fra at der i stedet for 10 m anvendes en øvre grænse ved 15 m (Walsh & Fölster, 2002). Anvendelsen af tre dybdekategorier i stedet for to ville forøge antallet af søtyper med op til 7, selv om størsteparten ville være ret sjældne.

Figur 3.24 Fordelingen af danske søer efter middeldybde (n=266).



Samlet set foreslår vi, at der arbejdes med to dybdetyper, idet der ikke synes at være tilstrækkelige forskelle til at nødvendiggøre tre dybdetyper, og der altså ikke er afgørende forskelle mellem de ikke-lagdelte og de temporært lagdelte søer. Vi foreslår dog samtidigt, at man uafhængigt af dybden henfører en sø som værende lagdelt eller

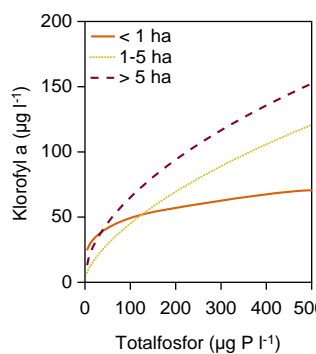
ikke-lagdelt, hvis man har kendskab til, at en sø er lagdelt i mere eller mindre end to måneder (box 3.3.4).

#### Box 3.3.4. Søtyper inddelt efter vanddybde

Inddelt efter vanddybde foreslås anvendt to dybdekategorier, hvor der som udgangspunkt skelnes mellem dybe og lavvandede søer ved en middeldybde på 3 m (tabel 3.14). Hvis en sø er lagdelt i mere end to måneder om sommeren henføres den til kategorien af dybe søer uanset dybde. Tilsvarende henføres søer med en middeldybde over 3 m til de lavvandede søer, hvis det vides, at søen er lagdelt mindre end to måneder om sommeren. Af de større danske søer har 67 % en middeldybde under 3 m, mens 86 % har en middeldybde under 5 m (figur 3.24).

Tabel 3.14 Forslag til typeinddeling af danske søer på grundlag af vanddybde (middeldybde).\*) Hvis søen er lagdelt i mere end to måneder om sommeren, henføres den uanset dybde til de dybe søer.

Antal typer	Lavvandet*	Dyb
2	≤3 m	>3 m



Figur 3.25 Sammenhæng mellem indhold af totalfosfor og klorofyl i søer med forskellig størrelse.

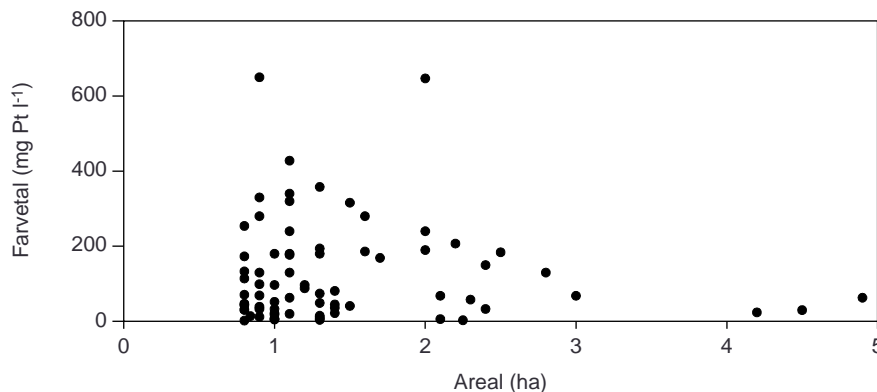
#### Areal

Søstørrelse har betydning for en række forhold, herunder opblandingsforhold, som allerede nævnt, men også på en række andre områder (tabel 3.15).

En af de vigtigste strukturerende forskelle er, at fisk ofte mangler i de mindste søer. Data, som er vist i Søndergaard *et al.* (2002), peger dog på, at de væsentligste forskelle primært findes i søer under 1 ha. Dette forhold synes også at gøre sig gældende for relationerne mellem totalfosfor og klorofyl på den måde, at der generelt opnås væsentlige lavere koncentrationer af klorofyl ved et givent fosforindhold i søer mindre end 1 ha. (figur 3.25). Derimod er forskellen mellem søer på 1-5 ha og >5 ha ikke så stor. Datamaterialet fra de små søer er dog indtil videre beskedent, og det kan ikke afgøres, i hvilket omfang også andre forhold spiller ind.

Søstørrelse har også betydning for farvetallet. Således ses generelt de højeste farvetal i de mindste søer. Selv blandt småsøerne synes denne effekt at kunne ses (figur 3.26).

Figur 3.26 Sammenhæng mellem farvetal og søareal i 77 mindre søer i Ribe amt (Ribe amt 1998a, 1998b, 1999).





*Tabel 3.15* Væsentlige og generelle forskelle mellem store (f.eks. >5 ha), mindre (småsøer, f.eks. 0,1-5 ha) og små søer (vandhuller, f.eks. <0,1 ha). Fra Søndergaard *et al.* (2002). <sup>1</sup> andehold, udsætning af fisk, deponering af affald, m.m. (men ekskl. næringsstofbelastning).

Påvirkningstype	Store søer	Mindre søer	Små søer
Udtørring	aldrig	meget sjældent	forekommer
Samspil bredzone – åbent vand	ringe – betydelig	betydelig	stor
Forekomst af fisk	altid	ofte	sjældent
Antal padder pr. m <sup>2</sup> sø	lille	lille - middel	middel – stor
Pot. udbredelse undervandsplanter	lille - stor	middel - stor	stor
Udbredelse flydebladsplanter	lille	middel - stor	stor
Påvirkning fra mennesker*	lille	middel	stor
Daglig temperaturvariation	lille	lille - middel	stor
Horisontal temperaturvariation	lille	lille - middel	stor
Brunvandet	sjældent	ofte	ofte
Beskygning	lille	lille - middel	lille – stor

I nordisk sammenhæng er det forslået at arbejde med mindst tre størrelseskategorier: 50-500 ha, 500-4000 ha og >4000 ha (*Walín & Fölster, 2002*). Disse kategorier virker dog ikke hensigtsmæssige efter danske forhold, idet vi ikke har nogen søer større end 4000 ha og kun 15 søer over 500 ha. Samtidigt har vi ikke data, der tyder på, at søer mellem 50 og 500 ha adskiller sig væsentlig fra søerne større end 500 ha.

Hvis Vandrammedirektivet kun implementeres for de større søer (>5 ha), ser det derfor med det nuværende datagrundlag ikke ud til at være nødvendigt at foretage nogen typeinddeling mht. til søstørrelse. Hvis der under Vandrammedirektivet også skal arbejdes med de mindre og evt. helt små søer, foreslår vi, at der som minimum arbejdes med to kategorier, hvor grænsen sættes ved 1 ha eller alternativt tre typer, hvor grænserne sættes ved <0,1 ha, 0,1-1 ha og >1 ha.

Anvendelsen af to størrelseskategorier i stedet for kun én (>1 ha og <1 ha) ville formentlig mere eller mindre fordoble antallet af søtyper i forhold til tabel 3.16, dvs. 22 søtyper i stedet for 11, fordi alle de øvrige variable findes både blandt store og små søer. Mange søtyper ville dog blive sjældne. Anvendelsen af tre størrelseskategorier i stedet for kun én ville formentlig ikke helt føre til en tredobling af søtyper, fordi der kun findes få små søer med middelvanddybder over 3 m.

### 3.3.4 Isolation

Graden af isolation og en søs beliggenhed i forhold til andre vandområder har betydning for spredningsforholdene og muligheden for indvandringen af nye arter fra tilstødende vådområder. Betydningen af isolation vil afhænge af de enkelte arters spredningsevne, hvor visse arter, som eksempelvis grundskudsplanter, vil være mere følsomme end andre plantearter.

Søer, som ligger isoleret, må forventes at kunne huse en mindre divers flora og fauna, idet der her sjældnere vil tilføres nyt materiale udefra. Dette gælder især mindre søer og søer med ustabile forhold, hvilket kan betyde, at visse plante- eller dyregrupper lettere forsvinder. Dette kunne f.eks. være undervandsplanter, der forsvinder under ugunstige klimatiske forhold, eller fisk, der ikke klarer et langt isdække under en hård vinter. Møller og Rørdam (1985) viste eksem-

pelvis, at der i en række sjællandske vandhuller var en ringere artsdiversitet blandt planter i søer, der lå langt væk fra hinanden, end i søer, der lå tæt ved hinanden. I andre henseender synes der derimod kun at være ringe variation mellem søer med forskellige grader af isolation (BIOMAN, data ikke vist).

Hvis der under typeinddelingen skal arbejdes med graden af isolation, foreslår vi, at der anvendes tre kategorier: Søer, som ligger isoleret i landskabet (>1 km fra nærmeste vådområde), søer, som ligger tæt på andre vådområder (0,1-1 km), men uden egentlig kontakt, og søer, som er i nær kontakt med andre vandområder eller evt. beliggende på vandløbssystemer.

I Danmark ligger langt de fleste søer imidlertid tæt på andre vådområder. Det må derfor forventes, at spredningsforhold kun i mindre omfang har indflydelse på forekomsten af planter og dyr, og at det derfor som udgangspunkt ikke er nødvendigt at indføre en typeinddeling på grundlag af kontakt til andre vandområder. Der mangler dog gode undersøgelser på dette felt i Danmark.

### **3.4 Eksempler på søtyper**

#### **3.4.1 Eksempler**

I dette afsnit giver vi eksempler på "typiske" danske søer inden for de enkelte søtyper i det omfang, vi har data til det. Disse søer skal forestås som dem, der "ligner" den pågældende type i forhold til de definitioner, der er sat op for de enkelte variable. Det betyder dog stadigvæk, at der vil være store variationer inden for de enkelte typer. Derudover vil der igen være store forskelle søerne imellem, fordi der inden for hver type vil være alle grader af næringsstofbelastning.

Hvis man vælger at arbejde med to typer af henholdsvis alkalinitet, saltholdighed, humusindhold og dybde, men kun en størrelsestype, bliver det samlet til i alt 11 forskellige søtyper i Danmark, idet der er flere kombinationer af de fire variable, som ikke findes i Danmark. Heraf er langt den mest almindelige den kalkrige, klarvandede (lavt farvetal), ferske og lavvandede sø (type 6 i tabel 3.16). Denne type omfatter alene omkring halvdelen af de danske søer >5 ha. Næsthypigst er den kalkrige, klarvandede, ferske, dybe (middeldybde >3 m) sø, der vurderes at udgøre ca. en fjerdedel af de danske søer. De øvrige søtyper er betydeligt sjældnere og vurderes alle at udgøre mindre end 6 % af de danske søer og flere endda <1 %.

**Tabel 3.16** Eksempler på danske søer inden for de forskellige søtyper. Under antal søer i DK er der angivet, hvor mange af de 600 danske søer >5 ha, der skønsmæssigt tilhører denne type (% af samlet antal). Tallene er fremkommet under antagelse af, at 11 % har en lav alkalinitet, 10 % et højt farvetal, 10 % en høj salinitet og 67 % en lav vanddybde, samt at de enkelte variable er uafhængige. Hvis søer <5 ha medtages, vil de brunvandede søer formentlig udgøre en væsentlig større andel.

Type	Alkalinitet	Farvetal	Saltholdighed	Dybde	Antal i DK (%)	Eksempler på søer
1	Lav	Lav	Lav	Lav	6	Kvie Sø (S-Jylland)
2				Dyb	3	Kalgård Sø (M-Jylland)
3			Høj	Lav	<1	?
-				Dyb	-	-
4		Høj	Lav	Lav	<1	findes ikke i DK ? få store søer, men mange småsøer V-Jylland ?
5				Dyb	<1	Store Grib sø (N-Sjælland)
-			Høj	Lav	-	-
-				Dyb	-	findes ikke i DK ?
6	Høj	Lav	Lav	Lav	49	Silkeborg søerne, Arresø
7				Dyb	24	Slåen Sø Furesøen
8			Høj	Lav	5	Vejlerne, Ferring Sø
-				Dyb	-	-
9		Høj	Lav	Lav	5	findes ikke i DK ? især mindre søer Fuglsø, Mols
10				Dyb	3	?
11			Høj	Lav	2	?
-				Dyb	-	-
						findes ikke i DK ?

### 3.4.2 NATURA 2000

I relation til fuglebeskyttelses- og habitatdirektivet er der udpeget et netværk af naturområder, som EU-landene har forpligtiget sig til at beskytte i særlig grad, kaldet NATURA 2000. Områderne udpeges bl.a. på grundlag af forekomst af en række naturtyper, herunder søtyper (*Buchwald & Søgaard, 2000*). I Danmark er der omfattet flere deciderede søtyper, som nævnt i tabel 3.17, hvortil kommer nogle typer, som kan rumme mindre søelementer. Sidstnævnte omfatter småsøer i klitlavninger (type 2190), småsøer i højmoser (type 7110) og hængesæk (type 7140).

Typerne listet i habitatdirektivet er udvalgt efter behov for beskyttelse og defineres ud fra forekomsten af karakteristiske plantesamfund. I habitatdirektivet skelnes der ikke mellem dybe og lavvandede søer, men mellem forskellige plantesamfund i søerne, som relaterer sig til især vandkemien. Vores forslag til vandrammedirektivets typeinddeling af søer stemmer derfor ikke helt overens med habitatdirektivet, idet vi blandt andet er kommet frem til flere typer end dem, der er nævnt i habitatdirektivet (tabel 3.17). Til gengæld defineres kalkhol-

dige søer med kransnålalger som en særskilt naturtype i habitatdirektivet. En anden forskel er, at habitatdirektivet i højere grad end vandrammedirektivet synes rettet også mod de mindre søer, idet der direkte under de enkelte habitattyper nævnes "søer og vandhuller" som værende omfattet (tabel 3.17).

*Tabel 3.17 Danske søtyper jf. habitatdirektivet (Buchwald & Søgaard, 2000). Søtype 3130 omfatter små arealer på lavt vand, herunder i form af vandhuller, som evt. er periodisk udtørrende.*

Omfatter Type*	Søtype jf. habitatdirektivet	Karakteristiske planter
1, 2	3110 Kalk- og næringsfattige søer og vandhuller (lobeliesøer)	Lobelie, strandbo, bransenføde, liden siv m.fl.
1, 2, 4, 6	3130 Ret næringsfattige søer og vandhuller med små amfibiske planter ved bredden	Strandbo, liden siv, dyndurt, aflagbladet vandaks m.fl.
6, 7	3140 Kalkrige søer og vandhuller med kransnålalger	Kransnålalger
6, 7	3150 Næringsrige søer og vandhuller med flydeplanter eller store vandaks	Arter af vandaks, andemad, blærerod, frøbid m.fl.
4, 5, 9, 10	3160 Brunvandede søer og vandhuller	Tørvemos, næbfrø, liden blærerod, spæd pindsvineknop.
8	1150 Kystlaguner og strandsøer	Kransnålalger, strandvandranunkel alm. havgræs, m.fl.

\*) Typenummer jvf. tabel 3.16

## 4 Danske søers referencetilstand

### Resume

*Referencetilstanden i en sø skal jf. Vandrammedirektivet anvendes som udgangspunkt for den økologiske klassificering. Fastsættelsen af denne tilstand er derfor vigtig, men der er flere angrebsmetoder: 1) nutidig tilstand i upåvirkede danske søer, 2) historiske data, 3) nutidig tilstand i upåvirkede søer fra lande sammenlignelig med Danmark og 4) palæolimnologiske undersøgelser. Fælles for alle metoder er dog, at datamaterialet er meget begrænset, og de data, der findes også inden for de enkelte søtyper, viser en betydelig variation. Det er derfor vanskeligt at definere en entydig referencetilstand for de enkelte søtyper, også fordi mange søer gennem århundreder viser glidende ændringer. Den mest fremkommelige metode, indtil der genereres flere data, er derfor at anvende en delmængde af søerne i den høje økologiske klasse. Vi foreslår her, at der anvendes den øvre 25 % fraktil som udgangspunkt, dvs. at fastsættelsen af referencetilstanden foretages ud fra den "bedste" fjerdedel af søerne i den høje klasse.*

### 4.1 Indledning

Referencetilstanden af søer inden for de enkelte søtyper er et centralt punkt i forbindelse med den efterfølgende klassifikation, idet alle fem økologiske klasser i princippet fastsættes med udgangspunkt i netop den uberørte og ikke menneskelige påvirkede tilstand (referencetilstanden). Manglende viden om søernes tilstand tilbage i tiden gør imidlertid dette til en vanskelig opgave.

For danske søer er det umiddelbart vanskeligt at definere referencetilstanden alene ud fra eksisterende måleserier. Det skyldes dels, at disse måleserier typisk kun dækker de seneste 10-20 år, og dels, at kulturpåvirkningen har været så omfattende, at kun få søer befinder sig i en tilstand, som kan betegnes som værende kun påvirket i ringe grad.

Et specielt problem i forhold til at definere referencetilstand udgøres af de såkaldte naturligt eutrofe søer. I visse områder findes der næringsrige jordlag, hvilket betyder, at der vil være en naturlig høj tilførsel af fosfor. Resultater fra grundvandsboringer i relativt upåvirkede skov- og naturområder i såvel vestjyske som østdanske morænelandskaber har vist, at fosforindholdet i grundvandet nogle steder kan være ganske højt (Refsgaard et al., 2002). Det betyder, at søer med et betydeligt input fra grundvand i disse områder naturligt vil være eutrofe.

### 4.2 Bestemmelse af referencetilstanden

Som udgangspunkt er der fire metoder, der kan anvendes til at fastlægge søers økologiske tilstand tilbage i tiden: 1) analyse af data fra søer i naturoplande, 2) historiske data, 3) sammenligninger med lande med lavere belastning end i Danmark og 4) palæoøkologiske undersøgelser.

#### 4.2.1 Danske søer i naturoplande

Oplysninger om referencetilstanden kan baseres på data fra de få danske søer, som ligger i overvejende naturoplande med relativt ringe antropogen påvirkning. Også disse søer har dog ikke mindst i de senere årtier været udsat for tilførsel af forurenede stoffer, herunder næringsstoffer. Dette gør det vanskeligt alene at basere vurderingen af en referencetilstand på oplysninger fra disse søer.

Mange af de ionfattige søer har desuden været udsat for forurening op gennem det forrige århundrede og ikke mindst i den sidste halvdel heraf (*Rebsdorf & Nygaard, 1991*). Et eksempel er Grane Langsø, hvor søvandets gennemsnitlige pH fra perioden 1958-61 til perioden 1977-79 faldt fra 5,57 til 5,19 (*Rebsdorf & Nygaard, 1991*), hvilket har påvirket tilstanden.

Tilsvarende har alle søer fået tilført en øget mængde næringsstoffer og ikke mindst kvælstof i samme periode, så også søer på kalkbund må antages at have ændret sig. Analyser af sigtdybden i Almind Sø og Slæen Sø i Midtjylland, som begge har et opland, der næsten udelukkende består af skov, peger således på en svag om end ikke signifikant reduktion i sigtdybden i perioden 1973 til 1986, hvor der årligt blev foretaget målinger hver 14. dag (*Jeppesen et al., 1986*). Denne reduktion kan formentlig især tilskrives en øget atmosfærisk deposition af næringsstoffer. Almind Sø og i mindre grad Slæen Sø er dog også badesøer, og det kan ikke udelukkes, at det også har påvirket disse søers tilstand. En referencetilstand kan derfor næppe alene baseres på data fra danske søer i naturoplande.

#### 4.2.2 Historiske data

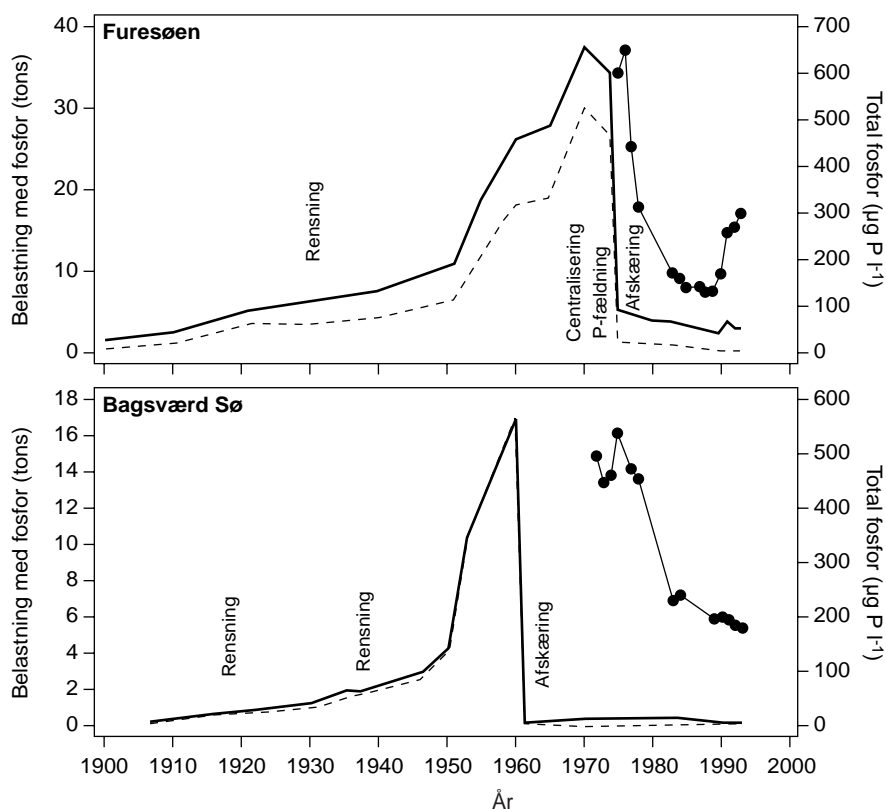
For nogle danske søer findes spredte beskrivelser af tilstanden tilbage i tiden, som kan anvendes til at vurdere referencetilstanden. Disse beskrivelser giver dog ofte kun et fragmentarisk billede af den økologiske tilstand. Et eksempel er undersøgelserne af plantesamfund i danske søer i 1890'erne (*Baagøe & Kølpin Ravn, 1895*) og begyndelsen af det 20. århundrede (*Boye Petersen, 1917*). Undersøgelserne gav også oplysninger om planternes dybdegrænse i søerne, som blandt andet har kunnet anvendes til ud fra recente data at bestemme det forventede fosforniveau i søerne tilbage i tiden (*Iversen et al., 1991*, tabel 4.1). Tydeligvis er der sket store ændringer fra 1890'erne til 1980'erne i retning af mindsket dybdegrænse for undervandsplanter og øget fosforniveau.

Et andet eksempel er udviklingen i Furesøen og Bagsværd Sø igennem de sidste 100 år (*Sand-Jensen, 1997*, og figur 4.1). I begge søer steg fosforkoncentrationen jævnt frem til omkring 1950, hvor tilførslen og koncentrationen i søerne øgedes markant. Denne udvikling fortsatte frem til 1960 i Bagsværd Sø og midten af 1970'erne i Furesøen, hvor tilførslen blev reduceret ved øget spildevandsrensning og afskæring af spildevand. Som det også ses, var der en forsinket respons på søkoncentrationen i begge søer på grund af indflydelsen fra sedimentet. Søkoncentrationen er derfor stadigvæk betydeligt højere end forventet ud fra en ligevægtssituation.

**Tabel 4.1** Målt dybdegrænse for undervandsplanterne og skønnet fosforkoncentration baseret på kendte relationer mellem dybdegrænsen for undervandsplanter og fosfor i en række søer ved århundredskiftet sammenholdt med målte fosforkoncentrationer i søerne i 1980'erne (1: *Baagøe & Kølpin Ravn, 1895*; 2: *Boye Petersen, 1917*; 3: *Cowiconsult, 1989*). Fra Iversen *et al.* (1991).

Sø	Dybdegrænse (m)	Kilde	Totalfosfor ( $\mu\text{g P l}^{-1}$ )	
			1895-1912	1980'erne
Brabrand Sø	til bund >1,5	1	<100	920
Gudenå søer (Silkeborg)	2-3 (4)	1	<20-75	115-175
Bagsværd Sø	2	2	<75	250
Lyngby Sø	3,5	2	<20-50	140
Gundsømagle Sø	>2 (til bund)	3	<75	1280
Sjælsø	3-3,5	3	<20-50	225
Vejle Sø	2,5	3	<50-75	600
Farum Sø	6,5-7	2	<10-30	120
Søllerød Sø	5,4	3	<20-40	950
Furesø	7-7,5	2	<10-30	90

**Figur 4.1** Udviklingen i fosfortilførsel (total, (—) og spildevand (--) og søkoncentration (....) i Furesøen og Bagsværd Sø i 1900-årtallet. Fra Jensen *et al.* (1997).



#### 4.2.3 Data fra søer fra andre lande med lavere antropogen påvirkning

Oplysninger om en mulig referencetilstand kan også søges fremskaffet fra tilsvarende søtyper i andre lande med lavere antropogen påvirkning end danske søer. Eksempelvis minder søerne i de baltiske lande en del om de danske søer. De baltiske søer er dog udsat for et mere kontinentalt klima end de danske, med strengere vintre og varmere somre, hvilket i nogen grad vanskeliggør en direkte sammenligning. Til gengæld er de som danske søer gennemgående lavvandede, ligger i blandet sand-moræne landskab forment af isen og er beliggende tæt ved kysten. Søerne har været langt mindre belastede

end de danske, fordi en væsentlig mindre del af jorden her anvendes til landbrug, som ydermere er langt mere ekstensivt drevet end det danske. Tilmed har de seneste års økonomiske afmatning betinget en væsentlig reduktion i belastningen med næringsstoffer fra landbruget. I Estland toppede belastningen således i midten af 1970'erne (Ott *et al.*, pers. komm.).

Vi har sammenlignet forskellige kemiske variable og klorofyl *a* i estiske og danske søer med lavt fosforniveau (0-25 µg P l<sup>-1</sup>) svarende til definitionen af klassen "høj økologisk kvalitet" anvendt i afsnit 5. Sammenligningen viser, at der kun er ringe forskel mellem de danske og estiske søer (tabel 4.2). Kun for kvælstof er der forskel i fordelingen af de valgte nøglevariable. Her har søerne med de højeste kvælstofkoncentrationer væsentligt højere værdier i danske søer i overensstemmelse med den mere intensive landbrugspraksis, men fra medianen og nedefter er der ingen forskel. Derimod er der ingen forskel i fordelingen af fosfor, klorofyl *a* og sigtddybde mellem de to lande i denne klasse.

Der er derfor ikke noget, der taler for, at de 50 % rene søer i klassen med høj økologisk kvalitet er i dårligere tilstand i Danmark end i Estland på trods af mere intensivt agerbrug i Danmark. I begge lande kan tilstanden dog være forrykket i forhold til en referencesituation i perioden forud for en intensivning i agerbruget. Til belysning heraf er palæoøkologiske undersøgelser et vigtigt værktøj.

Det samme billede viser sig for samme søtype, men med en alkalinitet < 0,2 meq l<sup>-1</sup> (tabel 4.3), og for dybe alkaliske søer (tabel 4.4). Dog er datamaterialet her især for estiske søer væsentligt mindre omfattende, hvorfor resultaterne skal tolkes med forsigtighed.

*Tabel 4.2* Fordeling af sommermiddel (maj-september) af forskellige kemiske variable i danske (DK) og estiske (EST) søer i fosforkategorien 0-25 µg P l<sup>-1</sup> og med totalalkalinitet ≥0,2 meq l<sup>-1</sup> og middeldybde <3 m og et areal >1 ha. N er antallet af søer. Estiske data: Ott *et al.* (upubl.)

Percentil	0 %	1 %	5 %	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %	95 %	99 %	N
Totalfosfor (µg P l <sup>-1</sup> )											
DK	5	5	8	11	14,6	18	21	24	25	24,8	76
EST	3	3	15	15	18	20	22	23,5	24	25	27
Totalkvælstof (mg N l <sup>-1</sup> )											
DK	0,2	0,2	0,3	0,4	0,4	0,6	1,0	3,0	5,3	10,7	76
EST	0,3	0,3	0,3	0,4	0,5	0,8	1,2	1,5	1,5	2,5	27
Klorofyl <i>a</i> (µg l <sup>-1</sup> )											
DK	1,3	2	1,8	2,0	3,7	6	8	11	18	137	62
EST	0,8	0,8	1,5	2,1	3,4	6,6	12	18	20	32	22
Sigtddybde (m)											
DK	0,5	0,5	0,7	1,2	1,9	2,9	3,8	4,5	6,0	7,0	61
EST	0,5	0,5	0,9	1,1	2,2	2,5	3,8	5,8	5,8	6,0	25



**Tabel 4.3** Fordeling af sommermiddel (maj-september) af forskellige kemiske variable i danske (DK) og estiske (EST) søer i fosforkategorien 0-25 µg P l<sup>-1</sup> og med totalalkalinitet <0,2 meq l<sup>-1</sup>, middeldybde <3 m og et areal >1 ha. N er antallet af søer. Estiske data: Ott *et al.* (upubl.)

Percentil	0 %	1 %	5 %	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %	95 %	99 %	N
Totalfosfor (µg P l <sup>-1</sup> )											
DK		4	5	6	10	16	20	23	23	24	111
EST				3	12,8	18,5	21,4	22,5			8
Totalkvælstof (mg N l <sup>-1</sup> )											
DK	0,13	0,17	0,21	0,37	0,5	0,76	1,2	1,6	6,6	111	
EST			0,4	0,5	0,60	0,64	0,7				8
Klorofyl a (µg l <sup>-1</sup> )											
DK	1,5	1,7	1,9	2,5	3,9	6,0	9,0	13			72
EST			8,3	9,1	14,2	15,0	17				5
Sigtdybde (m)											
DK	0,4	0,8	0,9	1,5	2,5	4,1	7,0	7,7	9,2	62	
EST			0,5	2,6	3,7	4,6	5,9				8

**Tabel 4.4** Fordeling af sommermiddel (maj-september) af forskellige kemiske variable i danske (DK) og estiske (EST) søer i fosforkategorien 0-25 µg P l<sup>-1</sup> og med totalalkalinitet ≥0,2 meq l<sup>-1</sup>, middeldybde >3 m og et areal >1 ha. N er antallet af søer. Estiske data: Ott *et al.* (upubl.)

Percentil	0 %	1 %	5 %	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %	95 %	99 %	N
Totalfosfor (µg P l <sup>-1</sup> )											
DK			2	4	6	10	11,9	12	12,3		13
EST				4,5	7,3	8	10,5	12			5
Totalkvælstof (mg N l <sup>-1</sup> )											
DK		0,24	0,27	0,38	0,82	1,4	2,8	3,6			13
EST			0,6	0,7	1,1	1,7	2,1				5
Klorofyl a (µg l <sup>-1</sup> )											
DK				3,9	4,6	5,0					9
EST			3,4	4	6,7	9,6	10,5				4
Sigtdybde (m)											
DK				1,0	2,9	4,5	5,4	6,0			9
EST				2	2,2	2,5	3,0	3,8			4

#### 4.2.4 Palæoøkologiske undersøgelser

##### Metoden

En fjerde metode til at vurdere tilstanden tilbage i tiden er at undersøge de rester af planter og dyr, der gennem tiden er bundfældet i søerne, og som herved ligger bevaret i kronologisk rækkefølge i søbunden. Sammenholdes resterne i forskellige dybder af sedimentet med en datering, kan der gives en beskrivelse af søernes udvikling. Især gennem de sidste årtier er det palæolimnologiske felt blevet styrket markant ved udvikling af relativt nøjagtige dateringsteknikker (<sup>210</sup>Pb, <sup>137</sup>Cs) samt udvikling af numeriske multivariate metoder (kalibreringsdatasæt, transfer funktioner etc.) (Birks, 1998; Battarbee, 1999). Implementering af de nye kvantitative teknikker i en lang række ferskvandssøer har bidraget til øget forståelse af de biologiske samspil samt til fastlæggelse af udviklingsforløb i relation til eksempelvis eutrofiering og forsurening.

Et af grundprincipperne i den kvantitative palæolimnologi er anvendelse af biologiske fossiler som indikatorer (proxies) for historiske niveauer af variable, som ikke længere er mulige at måle direkte i sedimentet, eksempelvis pH, fosfor og temperatur. Blandt de hyppigst anvendte biologiske rester er kiselalger, chironomider og cladoccer. Kiselalger benyttes til at estimere især pH (Birks *et al.*, 1990; Dixit *et al.*, 1993), totalfosfor (Hall & Smol, 1992; Fritz *et al.*, 1993; Anderson *et al.*, 1993; Bennion *et al.*, 1996), saltholdighed (Fritz *et al.*, 1991; Reed, 1998) og i mindre grad DOC og aluminium (Kingston *et al.*, 1992). Fos-

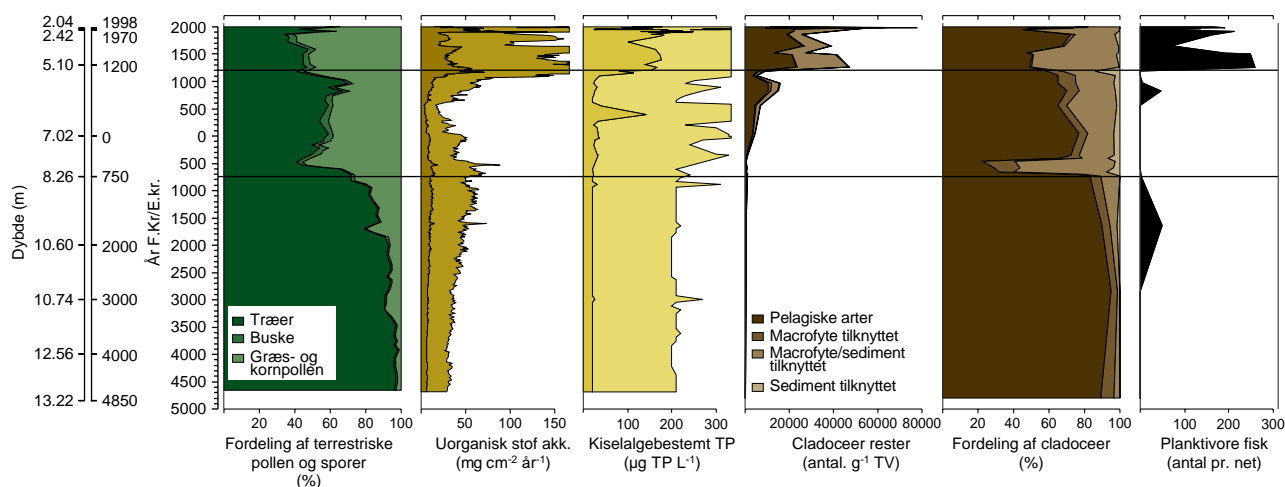
sile rester af chironomider anvendes som proxies for især temperatur (Olander et al., 1997; Walker et al., 1997), ilt (Hofmann, 1988) og i mindre udstrækning til rekonstruktion af fiskeprædation, klorofyl *a* samt totalfosfor (Brodersen & Lindegaard, 1999).

Fossile fragmenter af cladoccer har vist sig egnede til at rekonstruere den historiske udvikling af planktivore fisk (Jeppesen et al., 1996; Jeppesen et al., 2002b), dækningsgrad af makrofyter (Jeppesen et al., unpubl.), totalfosfor (Brodersen et al., 1998) og vandstand (Hofmann, 1998; Korhola et al., 2000). Den seneste årrække er der blevet udført en række multi-proxy studier, der sammenholder historiske udviklingstendenser for kiselalger, cladoccer, chironomider, chrysofyter og pigmenter (Whitehead et al., 1989; Charles et al., 1990b; Lotter et al., 1998; Barber et al., 1999; Pienitz et al., 2000). Styrken ved multi-proxy metoden er, at den muliggør en sammenligning af flere uafhængige proxies, hvilket styrker en vurdering af kvaliteten af en estimeret udviklingstendens.

Der er således særdeles gode muligheder i de palæoøkologiske analyser. Ulempen er, at metoderne er lidt arbejdstunge, samt at de stiller krav til specialistviden.

### Dallund Sø

De palæolimnologiske undersøgelser, som hidtil har været gennemført i Danmark, viser, at der har været store ændringer i søerne, ikke mindst siden ældre bronzealder. Et studium af en meget lang tidsserie fra Dallund Sø på Fyn viser således de første små ændringer i slutningen af bronzealderen som følge af tiltagende agerbrug (figur 4.2). Endnu større ændringer fandt sted i middelalderen efter introduktion af hjulploven og skovrydning med betydelig forøgelse i næringsstofforsyningen til følge. Senere kommer så en øget antropogen påvirkning i de seneste 200 år. Der er altså ikke en entydig referencetilstand. Mest stabil har situationen i Dallund Sø været i perioden før bronzealderen. Det er selvsagt omsonst at fastlægge en referencetilstand som situationen før bronzealderen, da det i så fald vil betyde en ret så markant ændring i vores adfærd, hvis søerne skal nærme sig denne tilstand. En bedre udvej er derfor at fastlægge referencetilstanden som tilstanden i en given recent periode.



Figur 4.2 Palæolimnologiske undersøgelser i Dallund Sø (Bradshaw et al., unpubl.; Bradshaw, 2001; Amsinck et al. 2003).

Vi har derfor foretaget analyser af lag i sediment i 21 søer, som, baseret på  $^{210}\text{Pb}$ -dateringer dækker tiden omkring 1850, 1900, 1950 og 2000 (se nærmere beskrivelse af metode og resultater i Amsinck *et al.*, 2003). Sedimentet er indsamlet i forbindelse med et andet projekt (Odgaard *et al.*, *unpubl.*). En stor del af søerne ligger i områder, som i dag forventeligt kun i ringe grad er påvirket af antropogene aktiviteter – andre dækker næringsrige søer med tidligere eller nuværende påvirkning fra spildevand eller forhøjet næringsstofftilførsel fra dyrkede arealer.

### **Brunvandede søer**

Der indgår fem brunvandede søer i naturoplande blandt de 21 søer (figur 4.3). Løvenholm Sø (Djursland), der ligger i et skovområde, Skørsø (Vestjylland), der ligger i et plantage-mose-hede område, Sortesø, der ligger i et skovområde (Helsingør), Agersø, der har ligget i et skovområde (Rude Skov, Holte), og Velling Igelsø, som ligeledes er en skovsø beliggende ved Salten (Midtjylland). Kun Sortesø og Velling Igelsø har mindre tilløb. De tre førstnævnte er i dag relativt sure (pH 4,3, 5,9 og 6,2), mens Agersø og Velling Igelsø, som kun er lettere brunvandede, har et pH på 7,9 og 7,4. De palæolimnologiske undersøgelser viser små ændringer i den relative sammensætning af kiselalger og cladoceer i de fem søer gennem de sidste 150 år.

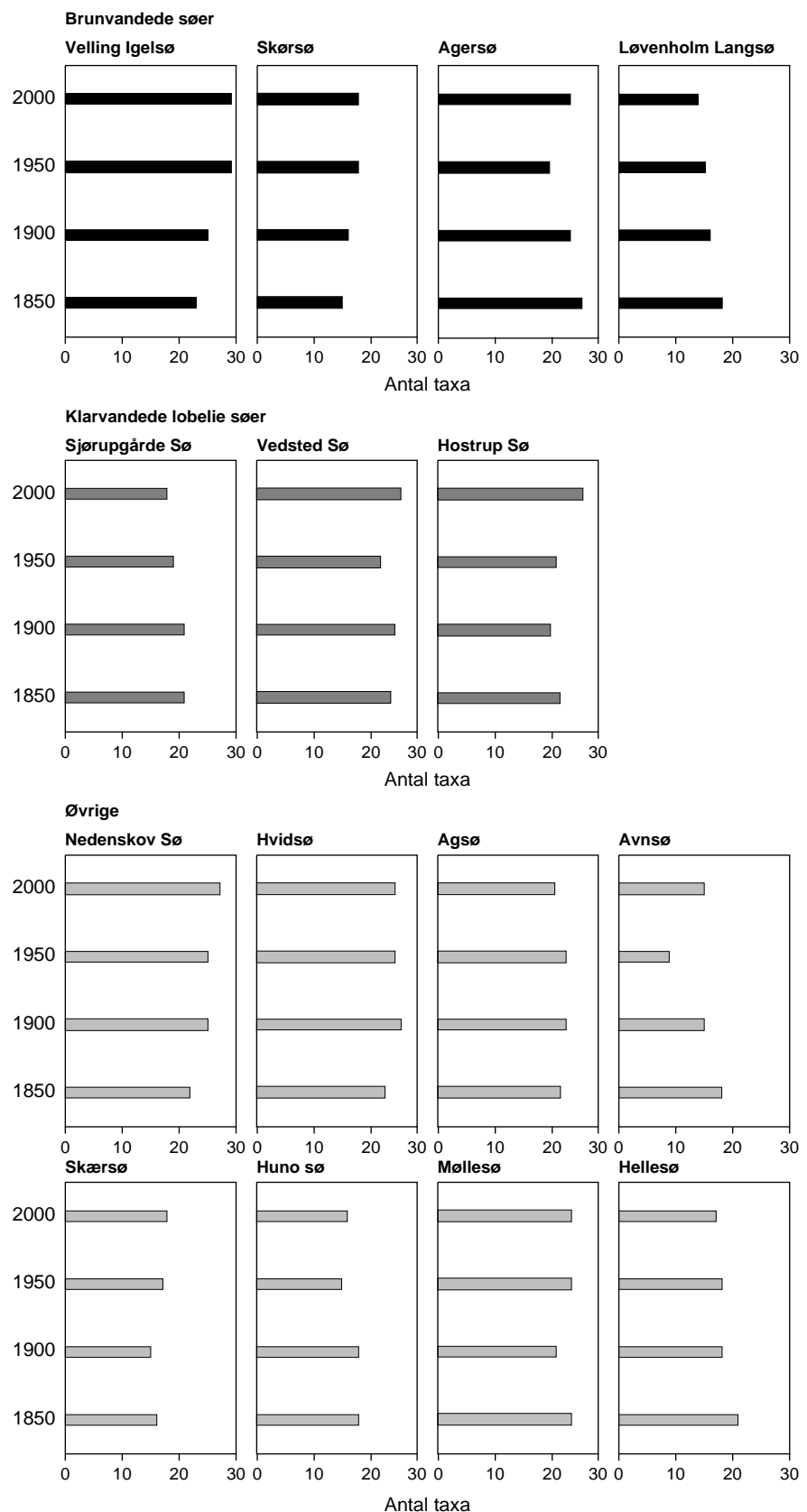
I Løvenholm Sø er der ud fra cladoceernes sammensætning og antal tegn på både øget forsurening og øget næringsstofniveau, mens kiselalgesammensætningen peger mod svag eutrofiering, idet andelen af pelagiske arter øges – ikke mindst i perioden fra 1950-2000 (Amsinck *et al.*, 2003). De limnologiske monitoringer peger ligeledes mod en øget eutrofiering over de seneste 20 år, hvilket tilskrives intensiv træfældning og jordbehandling og måske det faktum, at skoven er vokset tættere på søen, med løvfald i søen til følge (Århus Amt, 2002a/b/c/d).

I Skørsø er der kun små ændringer i kiselalgesammensætningen i de seneste 150 år, og de domineres helt af bentiske former. Cladoceerne viser tegn på øget dominans af plantetilknyttede arter siden år 1900 og frem til i dag, hvilket formentlig skyldes en øget udbredelse af mosser i søen. Dette sidste er konstateret ud fra vegetationsundersøgelser i 40'erne og 90'erne.

I Sorte sø er der ikke sket væsentlige ændringer i kiselalgesammensætningen siden 1850, og forholdet mellem planktoniske og bentiske former har ligeledes været konstant. Søen har altså været stabil i hele perioden.

I Agersø, som er lettere brunvandet, er der ligeledes kun sket små ændringer i sammensætningen af kiselalger og cladoceer igennem perioden. Pelagiske arter dominerer i hele perioden, mens den pelagiske andel af kiselalger er øget efter 1900, uden at fosforkoncentrationen dog er øget (snarere tværtimod). Fosforindholdet har i følge de palæolimnologiske undersøgelser ligget på 20-26  $\mu\text{g P l}^{-1}$ , mens målinger i 1999 for sommeren viser 39  $\mu\text{g P l}^{-1}$ .

Figur 4.3 Antallet af identificerede arter/slægter af cladoceer i sedimentet i 15 af de 21 søer gennem fire tidsperioder fra 1850 til 2000. Fra Amsinck *et al.* (2003).



I Velling Igelsø, som er ligeledes er lettere brunvandet, er der i de seneste 10 år sket en forværring af tilstanden, idet undervandsplanterne er gået kraftigt tilbage. De palæoøkologiske undersøgelser ty-

der på en ændring over en længere periode med øget akkumulering af cladoceer (øget produktion) og en større andel af pelagiske former, for cladoceerne især fra 1850 til efter 1900 og for kiselalger fra 1900 til efter 1950. De palæolimnologiske undersøgelser indikerer en mindre stigning i fosforkoncentrationen fra 15 til 18  $\mu\text{g P l}^{-1}$  fra 1950 til 2000 (målinger i søen på 12-18  $\mu\text{g P l}^{-1}$  i 2001), men var dog højere i 1850 i følge rekonstruktionen.

De fem søer viser altså et forskelligt udviklingsforløb: Løvenholm Sø er blevet både mere sur og mere næringsrig i perioden, mens Skærsø viser tegn på øget dominans af planter (mosses). I Velling Igelsø er der sket en gradvis stigning i produktionen fra 1850-1900, men fosforindholdet er dog fortsat relativt lav, og i Sortesø og Agersø er der ikke sket væsentlige ændringer. For de to førstnævnte søer sker ændringerne fra 1900 og fremefter, mens der ikke er væsentlige forskelle mellem 1850- og 1900-lagene i sedimentet i 3 af de 4 søer. Ændringerne kan derfor nok tilskrives den industrielle forurening eller mere intensiv skovdrift.

Sammenfattende peger undersøgelserne fra de brunvandede søer på, at et rimeligt bud på moderat lav påvirkning er en tilstand fra omkring 1900-tallet.

#### **Klarvandede lobeliesøer med alkalinitet > 0,2 meq $\text{l}^{-1}$**

Tre af de 21 søer er klarvandede lobeliesøer med en alkalinitet på 0,3-0,7 meq  $\text{l}^{-1}$ : Sjørupgårde Sø, Vedsted Sø og Hostrup Sø. I oplandet til alle tre søer er der landbrug, og det har præget søernes udvikling.

I Sjørupgårde Sø er der i de seneste 25 år sket en forringelse af søens tilstand. Grundskudsplanter findes stadig, men udbredelsen af langskudsplanter er steget. Bedømt ud fra de palæolimnologiske undersøgelser er denne udvikling igangsat fra omkring 1850-1900. Specielt er ændringen i retning af mere pelagiske former af cladoceer startet mellem 1900 og 1950, hvor også fosforkoncentrationen steg markant. Cladoceerne peger på, at denne udvikling er fortsat fra 1950-2000, selv om kiselalgerne peger på faldende fosforindhold. I 1850 var den beregnede fosforkoncentration på 22  $\mu\text{g P l}^{-1}$ .

I Hostrup sø viser cladoceerne en gradvis forøgelse i produktionen siden 1850, mens kiselalgerne peger på markante ændringer fra dominans af bentiske former til større betydning af pelagiske former fra 1900 til 1950. I denne periode skete der også en markant stigning i fosforindholdet, som i 2000 var på samme niveau som i 1950, men dog højere end målingerne viser (125  $\mu\text{g P l}^{-1}$  rekonstrueret mod 70  $\mu\text{g P l}^{-1}$  målt).

Vedsted Sø har i de sidste 30 år ændret sig fra en særdeles ren sø mod en mere eutrof tilstand. Dette underbygges af de palæolimnologiske undersøgelser. I hele perioden fra 1850 til 2000 er der sket en gradvis forøgelse af andelen af planktoniske kiselalger og en stigning i fosforkoncentrationen fra 70 til 90  $\mu\text{g P l}^{-1}$  (målt dog 50  $\mu\text{g P l}^{-1}$  i 2001). Cladoceerne har især i de seneste 50 år vist en stigning i plantetilknittede arter, hvilket tyder på større dominans af langskudsplanter.

De tre søer har altså alle ændret sig fra at være meget klarvandede søer mod mere eutrofe tilstande allerede fra omkring 1850 (eller før), men særligt i de sidste 50 år. En referencetilstand for disse søer skal altså søges omkring 1850 eller tidligere.

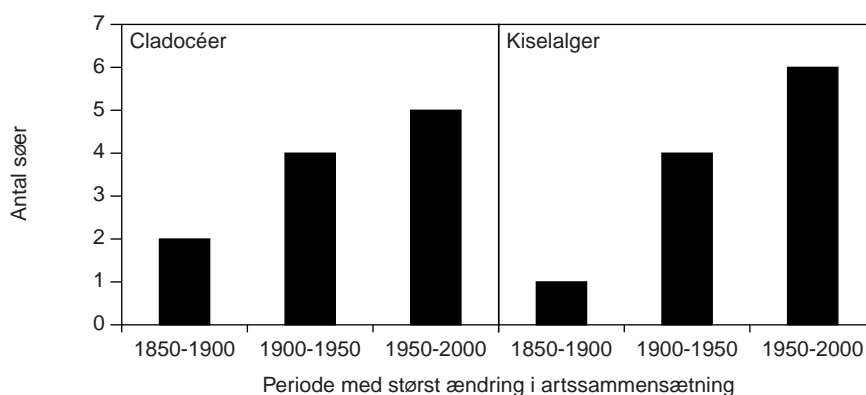
### Andre søer

De øvrige 14 søer, der repræsenterer forskellige søtyper viser for de fleste søers vedkommende en stigende eutrofiering, som er startet omkring 1850 eller væsentligt tidligere. Der henvises i øvrigt til Amsinck *et al.* (2003) for en mere detaljeret beskrivelse af søerne.

### Tidspunkt for ændringer

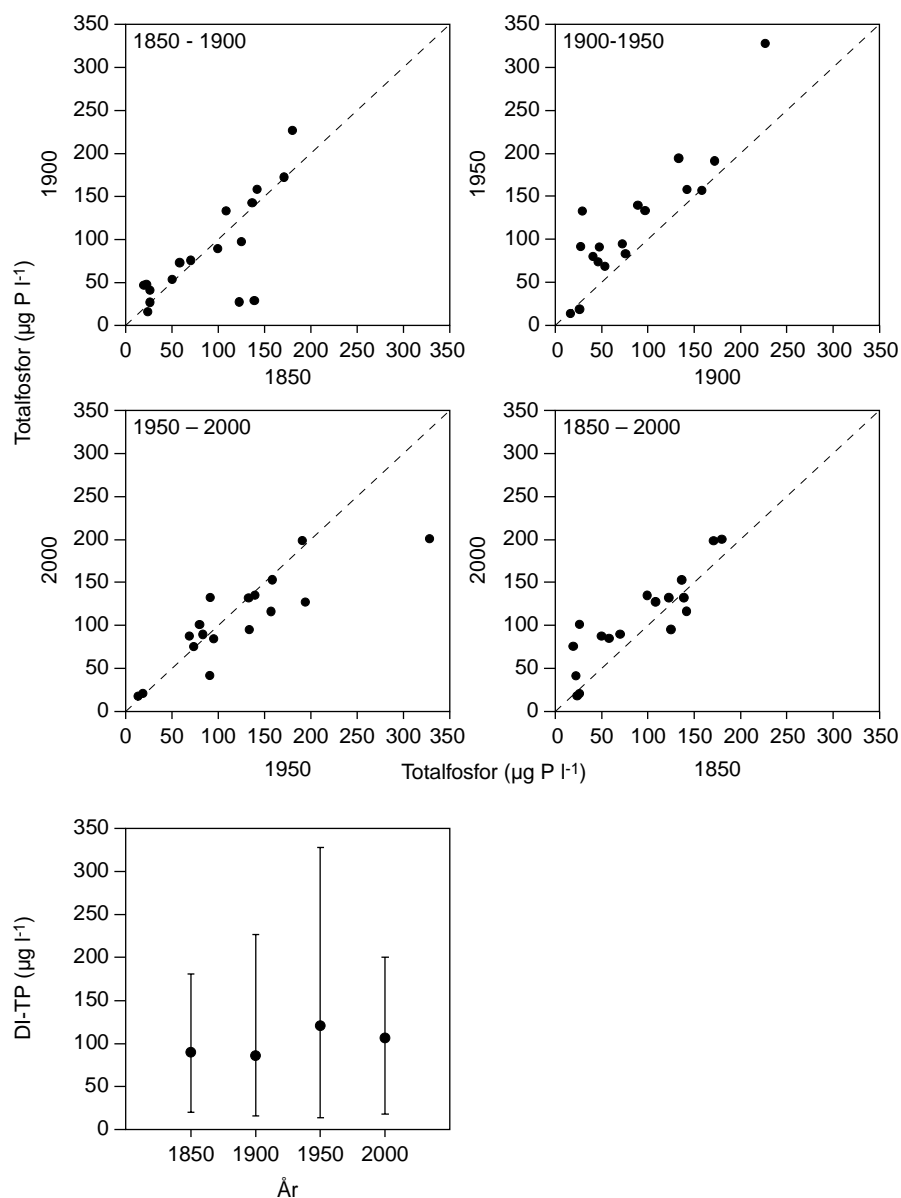
Der er ikke fundet nogen tydelige ændringer i antallet af registrerede arter/slægter af plankton i sedimentet og heller ingen entydige forskelle søtyperne imellem. For alle de 21 søer viser analyserne af kiselalger, at de største ændringer er sket i perioden 1950-2000, fulgt af perioden 1900-1950, mens kun få søer udviser de største ændringer i perioden 1850-1900. For cladoceer er antallet af søer med de største ændringer i 1900-1950 og 1950-2000 nogenlunde ens, mens der kun er få søer, som udviser de største ændringer i perioden 1850-1900 (figur 4.4). De rekonstruerede fosforkoncentrationer viser ligeledes gennemgående størst forøgelse fra 1900 til 1950, hvorefter de igen falder frem til 2000 (figur 4.5). Den har formentlig i mellemtiden været højere, da næringsstofftilførslen toppede i midten af perioden 1950-2000. De historiske data (tabel 4.1) peger ligeledes mod større ændringer i søernes tilstand fra 1900 til 1980'erne.

Figur 4.4 Analyse af, i hvilken periode fra 1850 til 2000 de største ændringer har fundet sted i cladocé- og kiselalgesamfundene i 11 danske søer. Bemærk: Kun få søer med de største ændringer fra 1850-1900 og flere i de to næste perioder. Fra Amsinck *et al.* (2003).



Forløbet i rekonstruktionen af vandplanters dækningsgrad følger tendensen for rekonstrueret fosforkoncentration. Den største ændring ses i perioden fra 1900 til 1950, men der er dog en tilnærmelsesvis lige så stor ændring i modsat retning i 1950 til 2000 (figur 4.6). Andelen af søer med højt plantedække (3. kvartil) i 1850 havde en langt lavere dækningsgrad end i både 1900 og 1950. Et sådant udviklingsforløb med stigende plantedække og biomasse af planter fulgt af et fald ved højere næringsstoffbelastning er karakteristisk for søer, som undergår eutrofiering. Dækningsgraden i søer med høj plantedækningsgrad faldt dramatisk i perioden fra 1950-2000 (fra 57 % til 19 %), hvilket tyder på en øget belastning af søerne med høj plantedækningsgrad.

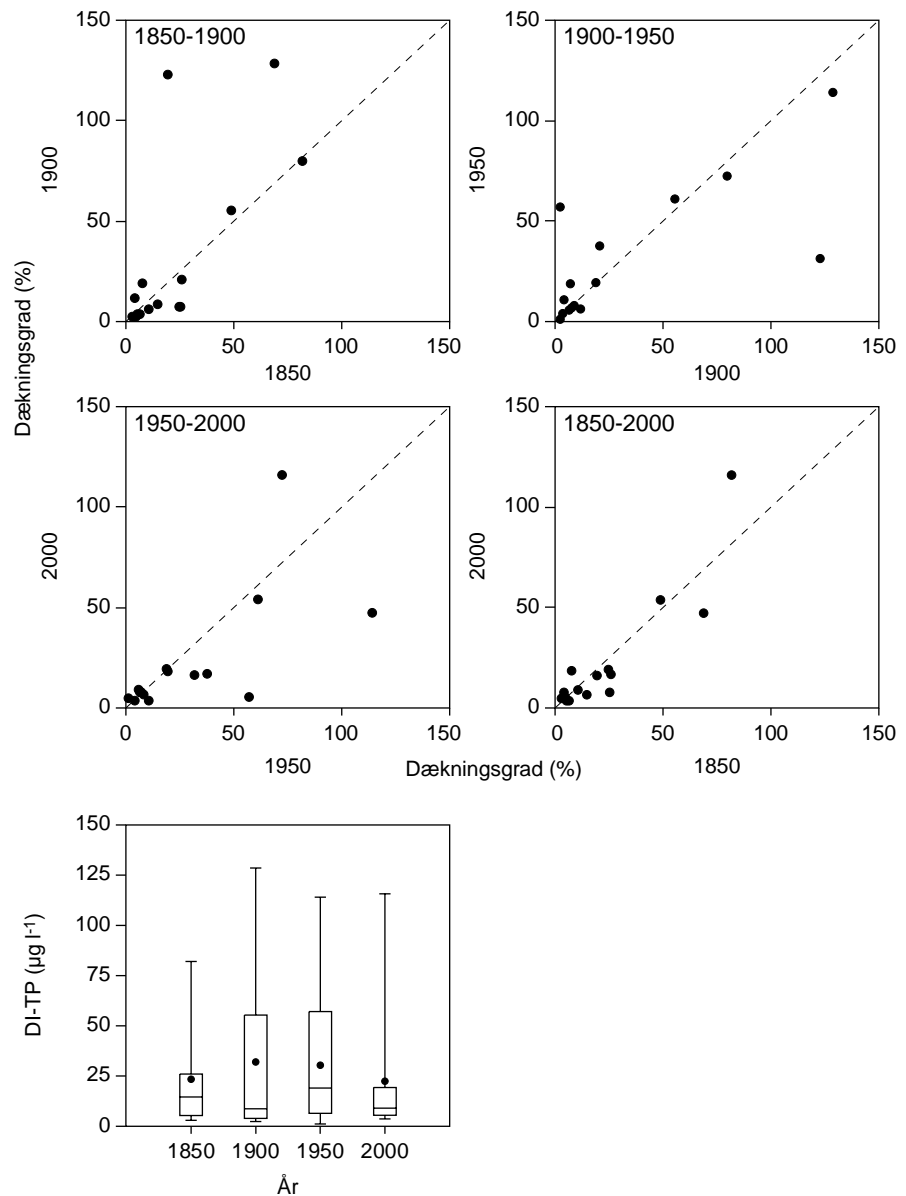
Figur 4.5 Udviklingen i koncentrationen af totalfosfor i 17 danske søer beregnet på grundlag af kiselalgesammensætningen (fra Amsinck *et al.* 2003).



Plantedækningsgraden generelt i søerne var således lav i både 1850 og 2000, formentlig af modsatrettede årsager, hhv. næringsbegrænsning og næringsbelastning.

Samme tendens kunne ikke udledes af rekonstruktionerne af planktivore fisk (figur 4.7). Medianen af antal fisk pr. net faldt svagt igennem hele perioden. Det antydes, at i 2000 havde både søer med lave CPUE-værdier og søer med høje CPUE-værdier lavere fisketæthed end i de foregående perioder (fald i 1. og 3. kvartil). Ifølge rekonstruktionerne af fosforindhold og plantedække ville en øget CPUE af planktivore fisk gennem hele perioden forventes. Dette kunne ikke vises. Det må dog nævnes, at rekonstruktionerne er baseret på bare 5 arter, hvorfor den er mere følsom over for tilfældige variationer end rekonstruktionen af plantedække baseret på 11 arter, og at kalibreringssættet hovedsageligt omfatter mere næringsrige søer.

**Figur 4.6** Variationen og udviklingen i plantedækningsgraden (%) i 15 danske søer beregnet på grundlag af cladocé-sammensætningen. I nederste plot repræsenterer boksenes afgrænsninger 1. og 3. kvartil, linjen angiver medianen, mens '•' markerer middelværdien. Fra Amsinck *et al.* (2003).

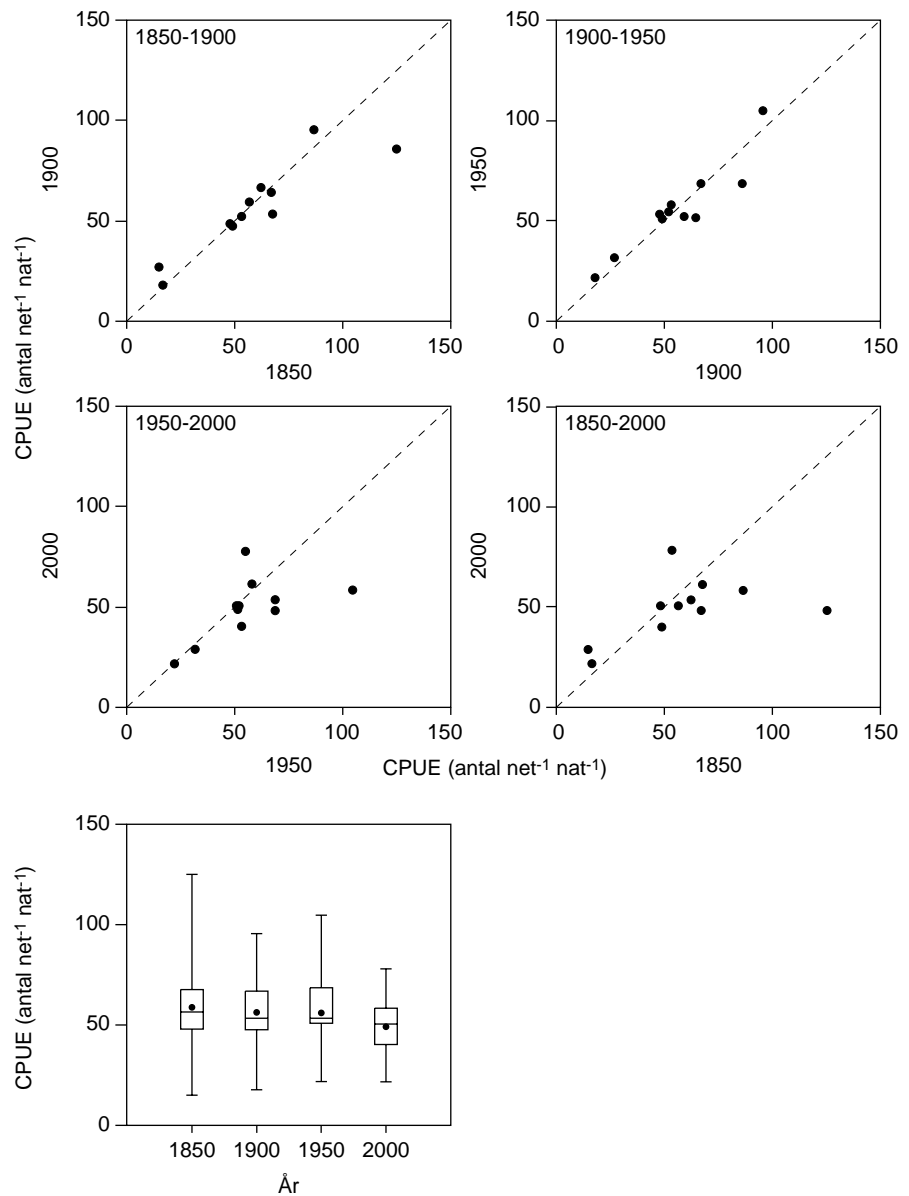


Baseret på især fosfor og undervandsplanter samt ændringer i sammensætningen af kiselalger og cladocæer vil det for mange søers vedkommende være rimeligt at fastsætte en tilnærmet "referencesituation" til tiden omkring 1850-1900, hvilket jo stemmer meget godt med perioden før den industrielle revolution og intensiveringen og effektiviseringen af agerbruget. Resultaterne af de palæolimnologiske undersøgelser siger imidlertid også, at det ikke vil være rimeligt at vælge 1950 som fixpunkt (dvs. umiddelbart før centraliseringen af spildevand og en markant forøgelse i brugen af kunstgødning fandt sted). Der er sket store forandringer i mange søer i den forudgående 50-årsperiode.

Da det selvsagt er en næsten uoverkommelig opgave at analysere sedimenter fra alle danske søer, vil der være mere fornuft i at fastlægge en referencetilstand for de enkelte søtyper og så behandle dem under et i vurderingen af, om en given målsætning (tilladt afvigelse fra referencetilstanden) er opfyldt. Enkelte søer kan derfor godt afvige, hvis en given (og høj) andel af søerne opfylder kriterierne om god eller høj økologiske kvalitet.



**Figur 4.7** Variationen og udviklingen i tæthed af planktivore fisk (CPUE (antal fisk pr. net pr. nat)) i 11 danske søer beregnet på grundlag af cladocé-sammensætningen. I nederste plot repræsenterer boksenes afgrænsninger 1. og 3. kvartil, linjen angiver medianen, mens '•' markerer middelværdien. Fra Amsinck *et al.* (2003).



### 4.3 Konklusion

Hvis det overhovedet er relevant at tale om søers referencetilstand, fordi de palæolimnologiske undersøgelser viser, at søer kan have glidende ændringer over århundreder, så synes det bedste bud på en referencetilstand for danske søer generelt rent tidsmæssigt at skulle sættes til omkring 1850-1900. Der er dog tydeligvis også er søer, som er betydeligt påvirkede langt tidligere. Således fastslår de palæolimnologiske analyser, at en del søer allerede i 1800-tallet var eutrofiere-

Konklusionen vedrørende indikatormæssigt at kunne fastlægge og definere en referencetilstand på baggrund af de forskellige måder at vurdere forskellige søtypers referencetilstand på er imidlertid mere problematisk, fordi det nuværende datamateriale er for spinkelt til at fastsætte generelle grænser.

Der kan gives eksempler, der illustrerer tilstanden i nogle af søtyperne og for nogle parametre, men der er ikke nok data til en fastlæggelse af alle søtyper. Samtidig viser de palæolimnologiske analyser, at der også dengang var store forskelle mellem søerne. Palæolimnologien giver således ikke baggrund for at drage mere generelle konklusioner.

For dog at kunne komme med et bud foreslår vi, at man, indtil flere data er tilvejebragt, anvender den "bedre" del af søerne i den høje økologiske klasse. Vi foreslår her, at man anvender den øvre 25 % fraktil, svarende til den "bedste" fjerdedel af søerne.

For de kemiske data, hvor det bedste grundlag findes, er der på denne baggrund for tre typer af søer med tilstrækkelige data, nemlig de lavvandede og lavalkaline søer, de lavvandede og højalkaline søer og de dybe og højalkaline søer, angivet referenceværdier i tabel 4.5. Disse søer omfatter mere end 80 % af de danske søer >5 hektar.

Som det fremgår af tabellen, er der gennemgående kun ringe forskel på disse tre søkategorier. For de øvrige søtyper, som er langt sjældnere, men ikke specifikt omfattet, herunder f.eks. de brunvandede søer eller brakvandssøerne, er der ikke et tilstrækkeligt datagrundlag, men vi har ingen baggrund for at vurdere dem som havende væsentlig anderledes kemiske referenceværdier.

*Tabel 4.5* Bud på en referenceværdi for tre søtyper (>1 ha) baseret på 25 % percentiler fra klassen med høj økologisk kvalitet.

Søtype	<3 m, <0,2 meq l <sup>-1</sup>	<3 m, >0,2 meq l <sup>-1</sup>	>3 m, >0,2 meq l <sup>-1</sup>
Totalfosfor (µg P l <sup>-1</sup> )	10	14,6	7,6
Totalkvælstof (mg N l <sup>-1</sup> )	0,37	0,4	0,38
Klorofyl a (µg l <sup>-1</sup> )	2,5	3,7	3,9
Sigt dybde (m)	4,1	3,8	5,4

## 5 Økologiske kvalitetsklasser

### Resume

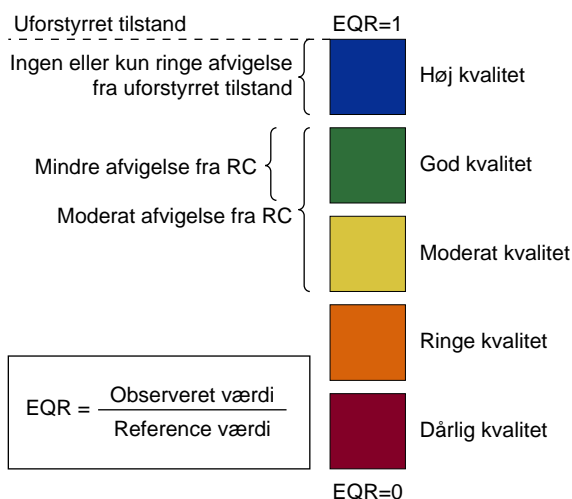
I Danmark foreslås anvendt 6 typer af indikatorer til bestemmelse af økologisk kvalitet samt de fem økologiske klasser: fisk, undervandsplanter, planteplankton, dyreplankton, bunddyr og vandkemi. Inden for de enkelte søtyper er der gennemgået en række variable - op imod i alt ca. 30, som hver især potentielt kan anvendes til afgrænsningen af de 5 økologiske klasser. For hver økologisk klasse og for de søtyper, hvor der er tilstrækkeligt med data, er der i en række boxplots vist fordelingen af søer langs en fosforgradient, svarende til en inddeling i fem klasser. Denne præsentation illustrerer, hvilke indikatorer, der har største muligheder som anvendelse til at afgrænse klasserne. Analysen viser samtidigt også, at selv indikatorer med et godt datagrundlag viser en betydelig variation inden for de enkelte klasser.

### 5.1 Indledning

#### 5.1.1 Baggrund

Med udgangspunkt i de enkelte søtypers referencetilstand opereres der i Vandrammedirektivet med 5 forskellige økologiske kvalitetsklasser (høj, god, moderat, ringe og dårlig, se figur 5.1). Især er grænsen mellem god og moderat kvalitet vigtig, idet denne samtidigt vil være grænsen for, hvornår der skal igangsættes foranstaltninger til at forbedre vandkvaliteten. Vandrammedirektivet foreskriver, at der foretages en konkretisering af de anvendte klassifikationsvariable i egentlige indices (EQR), så der for hver sø fastlægges en økologisk værdi mellem 0 og 1, hvor 1 er den højeste og 0 den dårligste kvalitet.

Figur 5.1 Principperne bag definitionen af de 5 økologiske klasser i Vandrammedirektivet (fra Wallin *et al.*, 2003).



Vandrammedirektivet behandler de kunstige søer ("heavily modified water bodies") som en separat gruppe, hvor der i stedet for økologisk kvalitet tales om det økologiske potentiale. Kunstige søer, som eksempelvis opstemmede søer, forekommer også i Danmark, men umiddelbart synes der ikke at være nogen grund til særskilt at arbejde med disse typer, idet langt de fleste kunstigt anlagte søer, her-

under også de mange mindre søer, ikke adskiller sig responsmæssigt fra andre "naturlige" søer. Det samme synes at gøre sig gældende for søer af nyere dato, og de fleste data peger på, at nyetablerede søer allerede efter få år på langt de fleste områder "opfører sig" som alle andre søer. Vurderingen af den økologiske kvalitet i relation til en ekstern påvirkningsfaktor er således normalt uafhængig af søens oprindelse.

Der kan dog være undtagelser, hvor der også er mere funktionelle forskelle. Dette omfatter for eksempel forringede ynglemuligheder for fisk i søer med faskiner og murede sider (søer i parker m.m.) eller mølledamme, der har en unaturlig hurtigt opfyldning og tilgroning på grund af en stor stoftilførsel fra et gennemløbende vandløb.

Adskillelsen af de økologiske kvalitetsklasser skal som udgangspunkt baseres på faktiske udtryk for de fire indikatorgrupper, planteplankton, vandplanter, fisk og smådyr, nævnt i Vandrammedirektivet (tabel 5.1). Dyreplanktonet er ikke medtaget som en obligatorisk indikatorgruppe i Vandrammedirektivet, men er medtaget i dette afsnit, fordi dyreplankton er et centralt element med en betydelig indikatorværdi for søers struktur og funktion. I Danmark er der også tradition for at anvende dyreplankton i søovervågningen.

*Tabel 5.1* Kvalitetselementer som jf. Vandrammedirektivet (Annex V, 1.1.2) anvendes til karakterisering af økologisk kvalitet i søer. De hydromorfologiske og fysisk-kemiske elementer er til understøttelse af de biologiske.

Elementer	Indikatorer
Biologiske	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Planteplankton (sammensætning, tæthed og biomasse)</li> <li>• Anden akvatisk flora (sammensætning og tætheder)</li> <li>• Benthiske invertebrater (sammensætning og tætheder)</li> <li>• Fisk (sammensætning, tætheder og aldersstruktur)</li> </ul>
Hydromorfologiske	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Hydrologiske forhold (vandstrømning, opholdstid, forbindelse til grundvand)</li> <li>• Morfologiske forhold (variationer i sødybde, bundforhold, søbreddens struktur)</li> </ul>
Fysisk-kemiske	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Generelle forhold (sigtdybde, termiske forhold, iltforhold, salinitet, forureningstilstand, næringsstofforhold)</li> <li>• Specifikke forurenende stoffer (forurening med prioriterede stoffer, forurening med øvrige stoffer)</li> </ul>

Ud over de biologiske elementer kan også anvendes hydromorfologiske og fysisk-kemiske elementer som støtte til at udmønte den økologiske kvalitet (tabel 5.1). De nævnte hydromorfologiske elementer kan i nogen omfang være betydende, som eksempelvis i søer med stor grundvandstilførsel, men har i mange tilfælde ingen større relevans i forhold til at vurdere den økologiske kvalitet i danske søer. Derimod er det oplagt også at inddrage de fysisk-kemiske elementer, hvor især variable som næringsstofindhold og sigtdybde er vigtige og hyppigt anvendte i Danmark.

Vandplanter omfatter i Direktivets udlægning ikke kun undervandsplanter, men også benthiske alger (phytobenthos). De benthiske algers primærproduktion kan udgøre en stor del af den samlede primærproduktion i lavvandede søer (*Liboriussen & Jeppesen, 2003*) og udgør som sådan en potentiel vigtig faktor i søernes stofkredsløb. Samtidigt må phytobenthos ligesom undervandsplanterne forventes at være en

potentielt god indikator for ændringer i vandkvaliteten. Dette gælder ikke mindst den situation, hvor lavvandede søer går fra uklare til mere klarvandede forhold. Der findes imidlertid stort set ingen data på dette område, ligesom der er meget ringe erfaringer med undersøgelser af phytobenthos og deres anvendelse som miljøindikator i Danmark. Da der indtil videre heller ingen planer findes herom i NOVANA-sammenhæng, har vi ikke behandlet dette område nærmere.

Vi har i gennemgangen taget udgangspunkt i eutrofieringsproblematikken, der anses som langt den væsentligste påvirkningsfaktor for miljøtilstanden i danske søer. Som nævnt (afsnit 2.1) kan der også ske en påvirkning via forsurening eller miljøfremmede stoffer. Disse er kort omtalt sidst i afsnittet.

### 5.1.2 Metoder og dataomfang

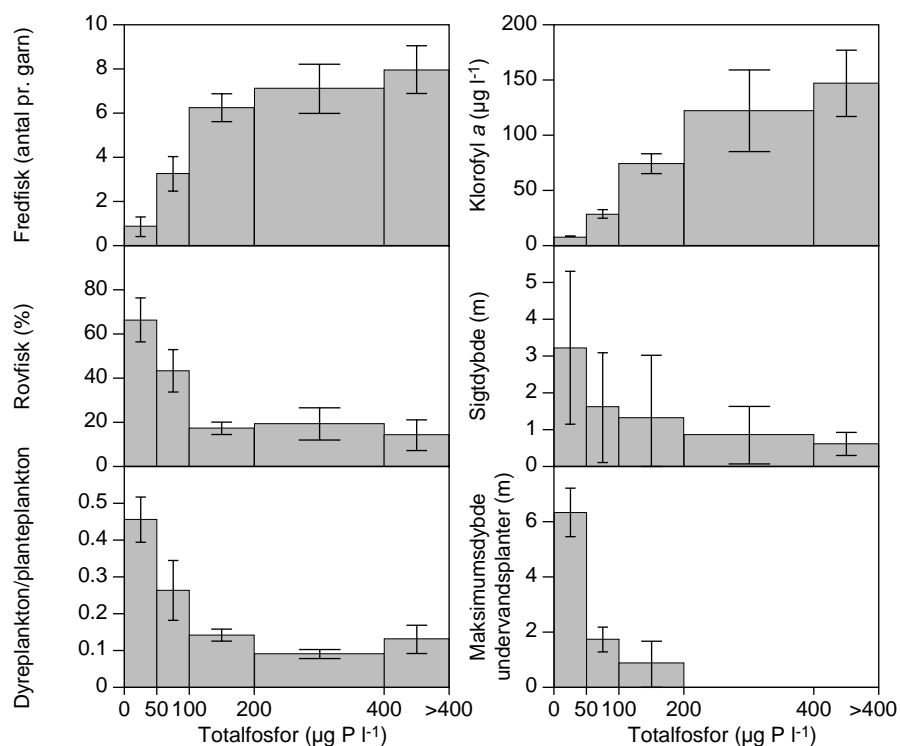
Inden for de enkelte indikatorgrupper (undervandsplanter, planteplankton, etc.) kan der anvendes en række variable, som vi gennemgår her i afsnit 5. Princippet bag fastsættelse af de økologiske klasser er derefter, at der inden for hver indikatorgruppe vælges et antal variable, som giver en god beskrivelse af den økologiske kvalitet. Selve fastsættelsen af de økologiske klasser beskrives nærmere i afsnit 6. Det bør tilstræbes at vælge variable, som er uafhængige, dvs. så lidt autokorrelerede som muligt, for at undgå, at man ikke får flere værdier, som mere eller mindre er et udtryk for det samme. I praksis vil næsten alle variable dog til en vis grad være autokorrelerede, fordi der er tale om samme stressfaktor (eutrofiering).

Det samlede datasæt, vi har brugt i de følgende analyser, omfatter i alt godt 1000 søer med et areal mellem 0,03 og 4000 hektar. Datasættet er mest omfattende, hvad angår de kemiske data, hvor der for de fleste variables vedkommende er data fra over 700 søer. Data med biologiske variable er langt mindre omfattende, og her er der i bedste fald tale om få hundrede søer.

Det trods alt begrænsede datamateriale betyder, at man hurtigt løber ind i problemer, når der inddeles efter søtype. Dette gælder ikke mindst de mere sjældne typer, herunder eksempelvis de brunvandede søer, hvorfra der generelt findes meget få data. Det betyder, at selve klassificeringen inden for de enkelte søtyper og økologiske variable er baseret på et meget forskelligt grundlag og som sådan med varierende sikkerhed. Man skal endvidere også være opmærksom på, at mange søer kan være repræsenteret ved meget få eller enkelte målinger gennem sæsonen og derfor dækker over en betydelig variation.

I præsentationen har vi valgt at vise en fordeling langs en fosforgradient, der er inddelt i kategorierne: 0-25, 25-50, 50-100, 100-200 og >200  $\mu\text{g P l}^{-1}$ . Disse fem kategorier kan ses som en parallel til de fem økologiske klasser, der beskrives i Vandrammedirektivet. I nogle sammenhænge er datamaterialet for lille til at skelne mellem de to laveste fosforkategorier, som derfor er slået sammen til 0-50  $\mu\text{g P l}^{-1}$ . For de dybe søer er kategorien med 0-25  $\mu\text{g P l}^{-1}$  yderligere inddelt i 0-12,5 og 12,5-25  $\mu\text{g P l}^{-1}$ . Empiriske relationer har tidligere vist, at der sker store ændringer i en række forhold ved fosforkoncentrationer op

Figur 5.2 Ændringer i en række biologiske forhold langs en fosforgradient.



til ca. 100  $\mu\text{g P l}^{-1}$  (figur 5.2). Figuren illustrerer samtidigt, at der er store forskelle for alle de viste parametre, hvis gruppen af søer med fosforkoncentrationer under 50  $\mu\text{g P l}^{-1}$  sammenlignes med gruppen af søer med fosforkoncentrationer mellem 50 og 100  $\mu\text{g P l}^{-1}$ . Ved fosforkoncentrationer over 200  $\mu\text{g P l}^{-1}$  er der derimod ikke større ændringer.

## 5.2 Fisk som indikator for økologisk kvalitet

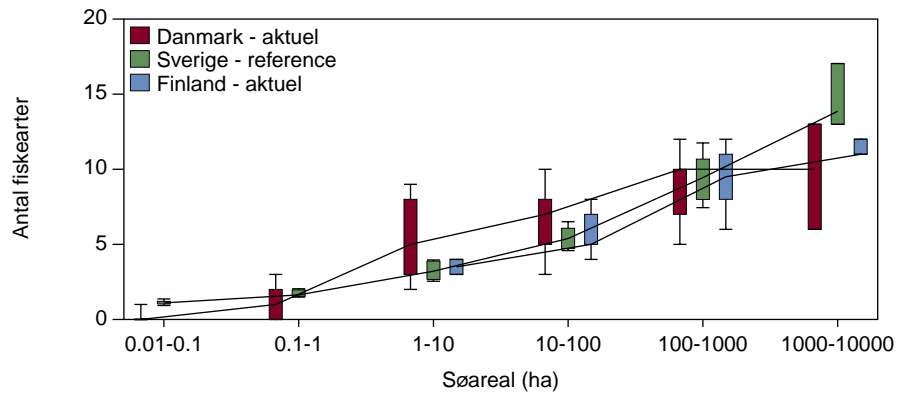
### 5.2.1 Eutrofiering

Fisk indgår som en nøglevariabel i undersøgelserne af den økologiske tilstand i søerne. Fisk er følsomme over for en række miljøgifte og ændres og påvirkes i høj grad også, når søer forures eller beriges med næringsstoffer. Effekterne er dog forskellige afhængig af påvirkningen. Eksempelvis bliver aborre totalt dominerende i stærkt forurede søer – en art, der, hvis den dominerer i næringsrige søer, indikerer høj kvalitet. For at dække forskellige påvirkninger må der anvendes flere indikatorer.

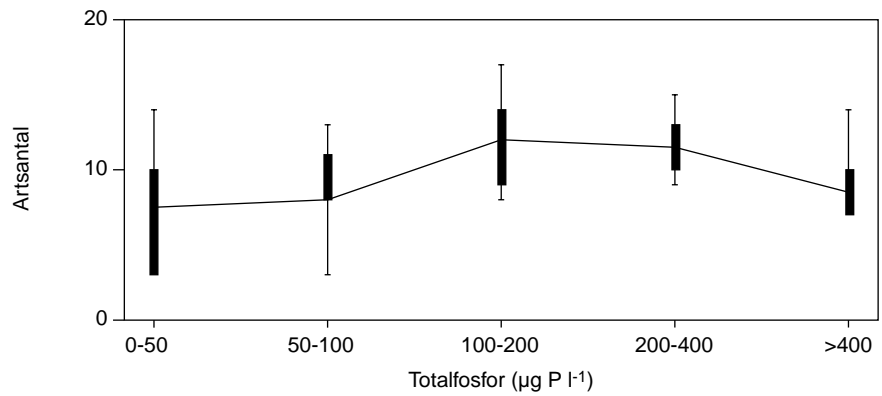
Artsrigdommen af fisk ændres meget markant med ændringer i arealet, eutrofieringstilstanden og forsurening. Mange damme og småsøer er uden fisk eller har kun få arter. I et svensk indeks gøres referenceantallet da også afhængigt af arealet, hvor der for lavvandede søer er udviklet følgende sammenhæng: artsantal = 2,44 søareal<sup>0,233</sup>.

Denne relation stemmer godt med faktiske målinger i en række finske søer (data fra Olin *et al.*, 2002) med fosforkoncentrationer på 12-130  $\mu\text{g P l}^{-1}$  (figur 5.3), men relationen underestimerer artsantallet i danske søer på trods af, at de fleste danske søer er svært påvirket af eutrofiering og derfor må antages at have en sub-optimal artsrigdom.

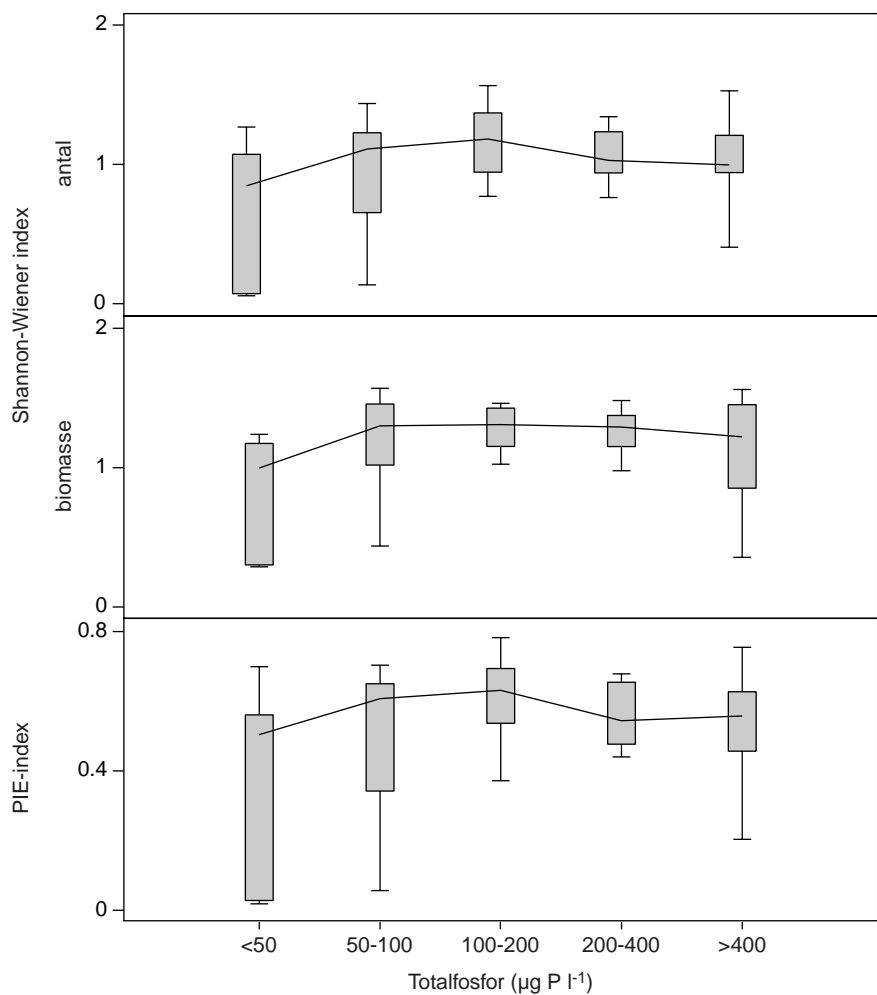
**Figur 5.3** Antallet af fiskearter relateret til søarealet for danske søer og finske søer, som de er i dag. For de svenske søer er relationen baseret på søer i en referencetilstand.



**Figur 5.4** Artsantallet af fisk i danske søer som funktion af koncentrationen af totalfosfor om sommeren (1/5-1/10).



**Figur 5.5** Diversiteten af fisk i danske søer som funktion af totalfosforkoncentrationen om sommeren (1/5-1/10).

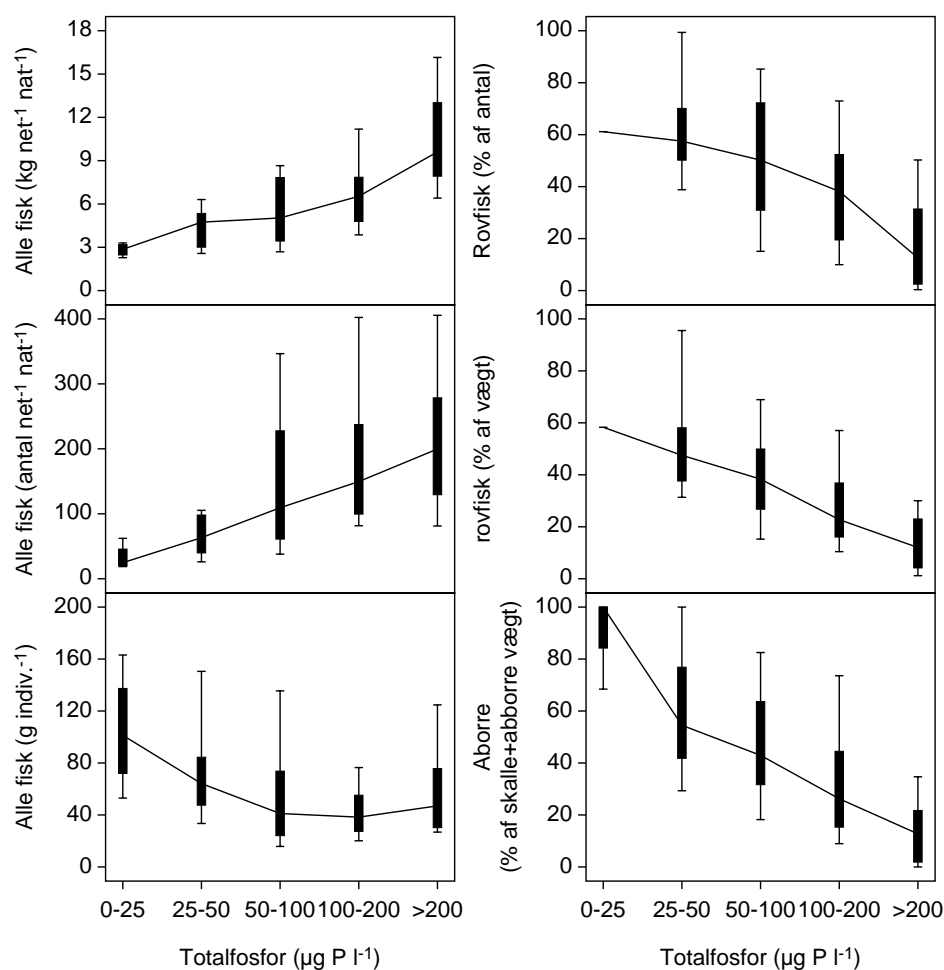


Dog har vi for danske søer fundet en svag unimodal sammenhæng mellem artsantal og biodiversiteten og fosforkoncentration, med et toppunkt ved middelhøje koncentrationer (figur 5.4 og 5.5). Dertil kommer, at de danske tal er baseret på flere fangstredskaber, mens de svenske alene er baseret på fangster i gællenet, hvor arter som ål og nipigget hundestejle ofte ikke fanges. Men alt andet lige skal man dog forvente et højere artsantal i danske søer end i svenske søer, da artsantallet øges fra Grønland (2-3 arter) og det nordlige Skandinavien til Afrika, betinget af ændringer i klimaet (*upubl. resultater*).

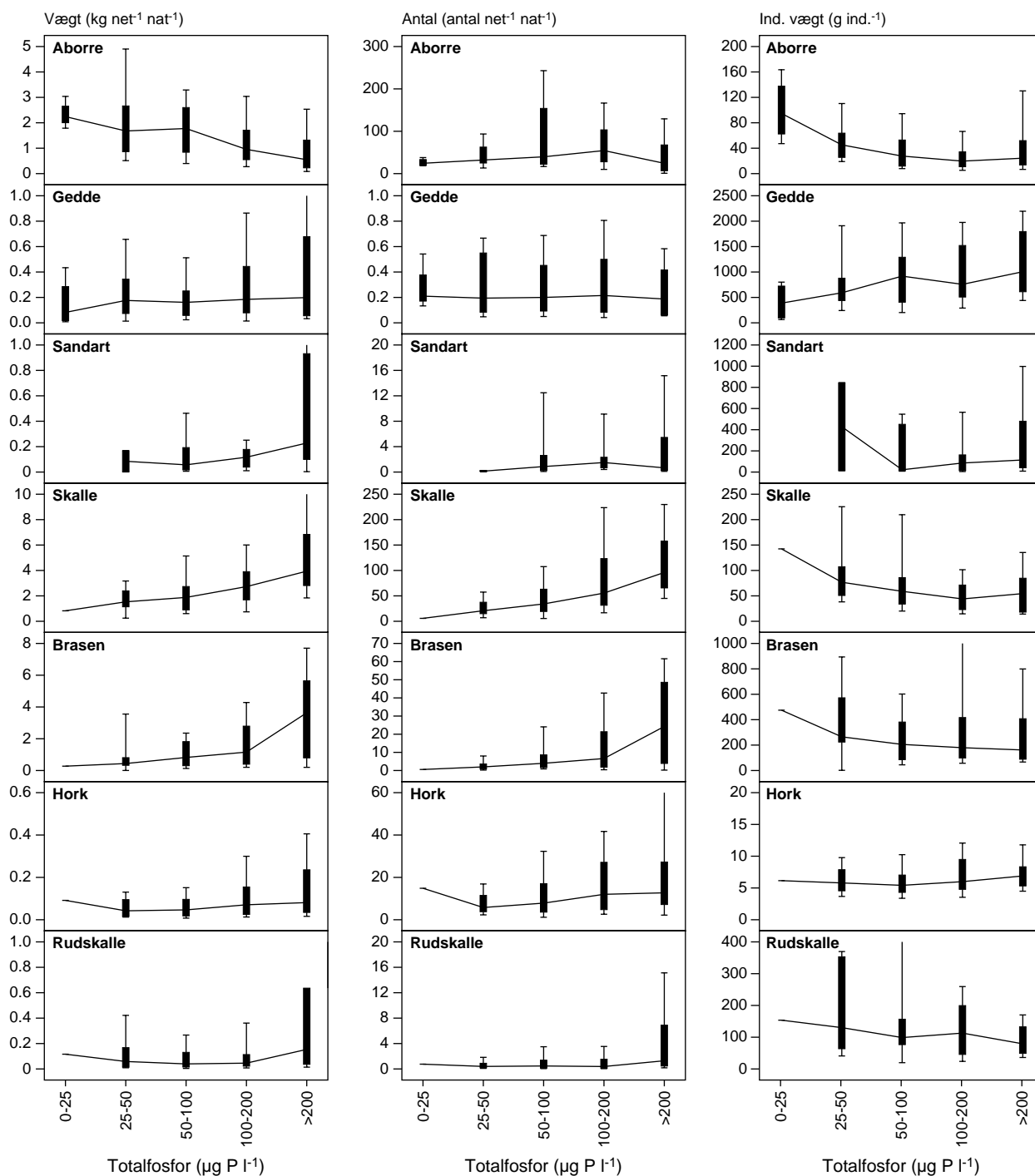
Der sker store forandringer langs fosforgradienten i både antal, vægt, og den gennemsnitlige vægt af fisk fanget i gællenet. Desuden er der store ændringer i andelen af potentielle rovfisk, især på vægtbasis (figur 5.6). De meget markante ændringer viser, at disse variable er gode indikatorer.

Den totale fangst i både antal, men især i biomasse, øges med stigende næringsrigdom. Dog kan biomassen være lav i ekstremt næringsrige søer pga. fiskedød. Andelen af rovfisk (vægt) aftager således meget markant med stigende næringsrigdom, og denne indikator synes meget robust (figur 5.6, 5.7). Også bedømt ud fra analyser, som er gennemført i en række nordeuropæiske søer, synes et sådant indeks velegnet for de fleste søer (*Moss et al., 2003*).

Figur 5.6 Ændring i CPUE (fangst pr. net i gællenet med 14 maskevidder) i vægt og antal, gennemsnitsvægten af alle fisk samt andelen af potentielle rovfisk i danske søer i relation til gennemsnitskoncentrationen af totalfosfor (1/5-1/10).







Figur 5.7 Ændringer i CPUE (gællenet) og gennemsnitsvægt af forskellige betydnende fiskearter i danske søer i relation til den gennemsnitlige fosforkoncentration om sommeren (1/5-1/10).

Blandt de enkelte arter er der især store ændringer langs fosforgradienten i aborre (vægtbasis), skalle (antal og vægt) og brasen (antal og vægt) (figur 5.7). Desuden er der store ændringer i gennemsnitsvægten af både aborre, gedde, skalle, brasen og rudskalle. Således stiger individbiomassen af gedde, mens den aftager hos aborre, skalle og brasen.

Andelen af laksefisk kan ikke tillægges en stor indikatorværdi for danske søer, da de kun forekommer naturligt i få søer. I mange damme og småsøer (inkl. put-and-take søer) samt enkelte store søer

(Esrum) er regnbueørred eller bækørred udsat. Helt, heltling og smelt forekommer dog i en række søer.

### 5.2.2 Forsuring

Laksefisk og karpefisk er meget følsomme over for forsuring, mens gedde og især aborre tolererer relativt lave pH værdier. I det svenske indeks arbejdes med tre niveauer. Der opereres imidlertid med nøglearter, som ikke er så udbredte i danske søer. Et dansk system kunne se således ud: 1) *ringe effekt*: Tilstedeværelse af juvenile skaller eller krebs; 2) *påvirket i nogen grad*: Mangel på ovennævnte, men tilstedeværelse af juvenile aborre, hork eller ørred; 3) *svært påvirket*: Kun tilstedeværelse af aborre > 10 cm eller gedde, eller fisk mangler helt. Desuden er der ikke tilstrækkelige kvantitative fiskedata fra denne søtype, så en højere klassificering er ikke mulig.

#### **Box 5.1 Fisk som økologisk indikator.**

En række variable vedrørende fiskesammensætning og -mængde er anvendelige som økologiske indikatorer. Mest oplagt er antal og vægt (CPUE), rovfiskeprocenten (antal og vægt) samt den gennemsnitlige vægt af rovfisk. Antallet af fiskearter synes derimod kun at have en ringe indikatorværdi, fordi afhængigheden af søstørrelse overskygger eventuelle eutrofieringseffekter.

## 5.3 Undervandsplanter som indikator for økologisk kvalitet

Undervandsplanter er ligesom fisk en af nøgleparametrene til vurdering af den økologisk kvalitet i søer betinget især af undervandsplanternes stærke respons på ændringer i lysforholdene. Udbredelsen er som sådan stærkt knyttet til vandets turbiditet og dermed også til mængden af planteplankton og indholdet af næringsstoffer. Derudover er alkaliniteten, som beskrevet under typeinddelingen, også en vigtig plantefordelende faktor for artssammensætningen.

Flydebladsplanter udgør i princippet også en mulig indikator i forhold til forskellige miljøfaktorer. Eksempelvis er der artsmæssigt, ligesom med undervandsplanterne, forskelle mellem lav- og højalkaline søer, hvor især en art som hvid åkande primært træffes i de lavalkaline søer, mens der til gengæld ikke forekommer så mange andre arter (se også afsnit 3.3.1). Flydebladsplanter er i udbredelse begrænset til lavvandede områder i de mindre søer eller vindbeskyttede områder af større søer, og den relative dækningsgrad af flydebladsplanter vil som sådan øges med faldende søstørrelse. Åkanderne forekomst kan også hænge sammen med sedimentforholdene. Andelen af de enkelte arter af flydebladsplanter synes kun i mindre grad afhængig af, om der findes undervandsplanter eller ej (Körner, 2002). Der findes dog kun få kvantitative danske data vedrørende flydebladsplanter og deres eventuelle respons på en eutrofiering, så for øjeblikket er der ikke tilstrækkelig baggrund til at støtte en evt. klassificering efter udbredelse af flydebladsplanter.

For undervandsplanterne fokuserer vi på følgende mulige indikatorer, som herefter gennemgås med udgangspunkt i data fra danske søer:

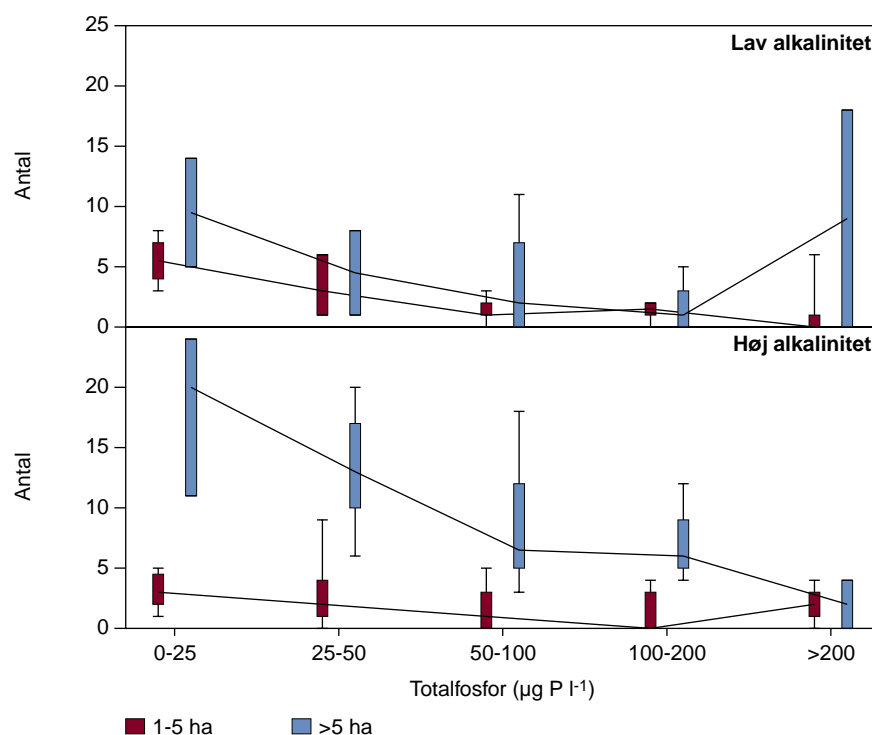
1. Artsrigdom
2. Invasive arter
3. Dybdegrænse
4. Dækningsgrad og plantefyldt vandvolumen af undervandsplanter
5. Artssammensætning af undervandsplanter
  - Isoetider (% dækning af total dækning)
  - Mosser (% dækning af total dækning)
  - Kransalger (% dækning af total dækning)
  - Elodeider (% dækning af total dækning)
  - Trådalger (% dækning af total dækning)

### 5.3.1 Artsrigdom

Det generelle billede er, at artsantallet af undervandsplanter er markant højere ved næringsfattige end ved næringsrige forhold (figur 5.8). Således findes der i større (>5 ha) alkaliske søer som medianværdi 20 arter i de mest næringsfattige søer, men kun omkring 2 arter i de mest næringsrige søer. Eftersom datamaterialet primært omfatter data fra søer med undervandsplanter og i mindre grad de næringsrige søer uden undervandsplanter, ligger det reelle artsantal som medianværdi i de næringsrigeste søer endnu lavere.

De mest næringsfattige søer er repræsenteret ved 31 søer med fosforkoncentrationer mellem 5 og 25  $\mu\text{g P l}^{-1}$ , hvoraf kun 5 søer har en koncentration under 10  $\mu\text{g P l}^{-1}$ . Hvis der i Danmark var flere søer med meget lave fosforkoncentrationer (<5-10  $\mu\text{g P l}^{-1}$ ), kunne man her forvente en nedgang i artsantallet, fordi færre arter er tilpasset de helt næringsfattige forhold. Dette svarer til, at der i næringsfattige søer

*Figur 5.8* Antal arter af undervandsplanter langs en P-gradient i henholdsvis små søer (1-5 ha) og større søer (>5 ha) og ved lav og høj alkalinitet. For hver P-gruppe er vist 10 %, 25 %, median, 75 % og 90 % fraktiler. Antal søer = 161.

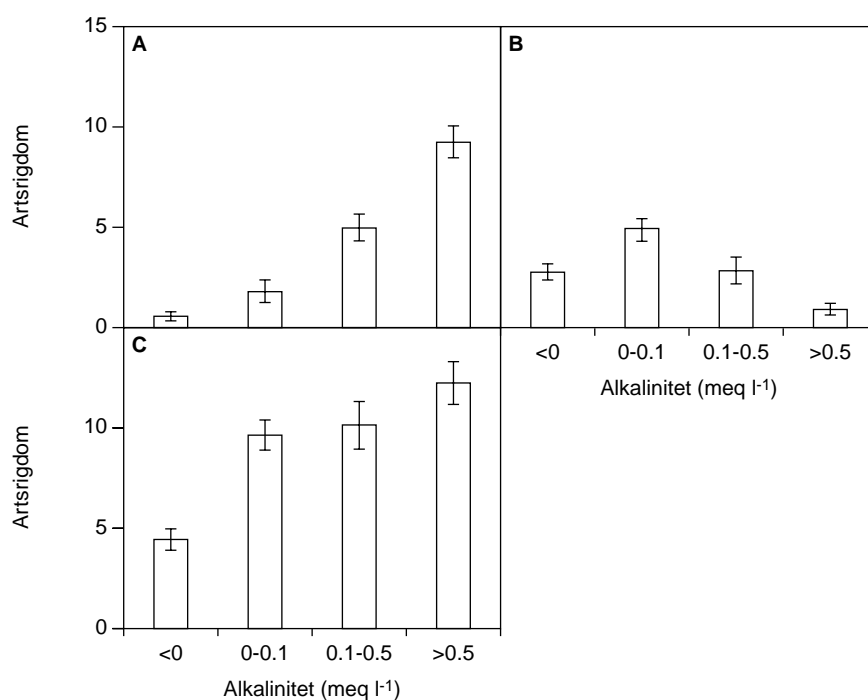


ved en begrænset eutrofiering kan forventes et øget artsantal, fordi der så fås en blandet plantesamfund med repræsentanter fra både lobelie- og vandakssøen. Et eksempel på denne udvikling er set i Hampen Sø i Midtjylland.

En markant forskel mellem søtyperne er, at antallet af arter af undervandsplanter generelt er meget mindre i de lavalkaline søer end i de højalkaline (figur 5.8 og 5.9). Dette er et udtryk for, at færre arter er tilpasset de kalkfattige betingelser. Der må derfor i klassifikationen anvendes forskellige værdier for kalkfattige og kalkrige søer. Det betyder samtidigt, at artsantallet i de lavalkaline søer bevæger sig inden for et snævrere interval og dermed kan være mindre anvendelig til at fastsætte den økologisk tilstand end artsantallet i de højalkaline søer.

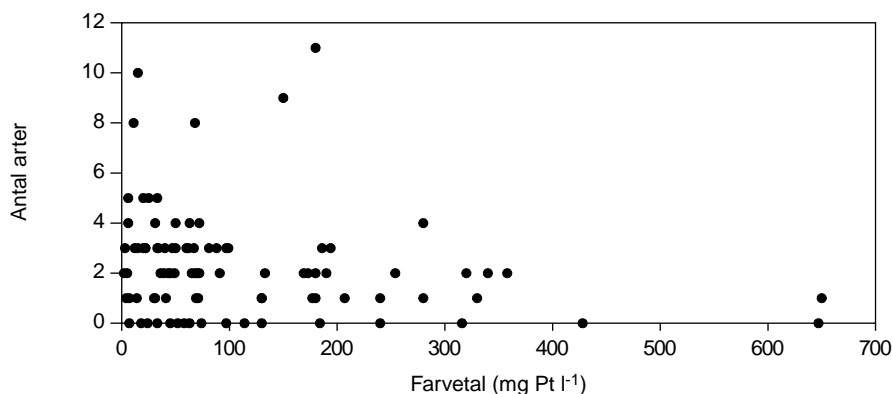
Også i de lavalkaline søer er der dog en klar effekt af øget fosforindhold. I søer >5 ha reduceres medianværdien her fra omkring 9 arter ved totalfosforkoncentrationer <25  $\mu\text{g P l}^{-1}$  til omkring 1 art ved 100-200  $\mu\text{g P l}^{-1}$  (figur 5.8). Der synes at være en tendens til et øget antal arter ved totalfosfor >200  $\mu\text{g P l}^{-1}$ , men dette skyldes, at datamaterialet her er baseret på meget få søer, og at én sø dominerer, nemlig den opstemmede Margrethe Sø på 5,5 ha ved Gråsten, hvor der på trods af et fosforindhold på 480  $\mu\text{g P l}^{-1}$  er registreret 18 arter af undervandsplanter (Sønderjyllands amt, 1994).

Figur 5.9 Gennemsnitlig artsrigdom af undervandsplanter langs en alkalinitetsgradient i 73 overvejende større danske søer. A: langskudsplanter, B: grundskudsplanter, C: alle planter (efter Vestergaard & Sand-Jensen, 2000).



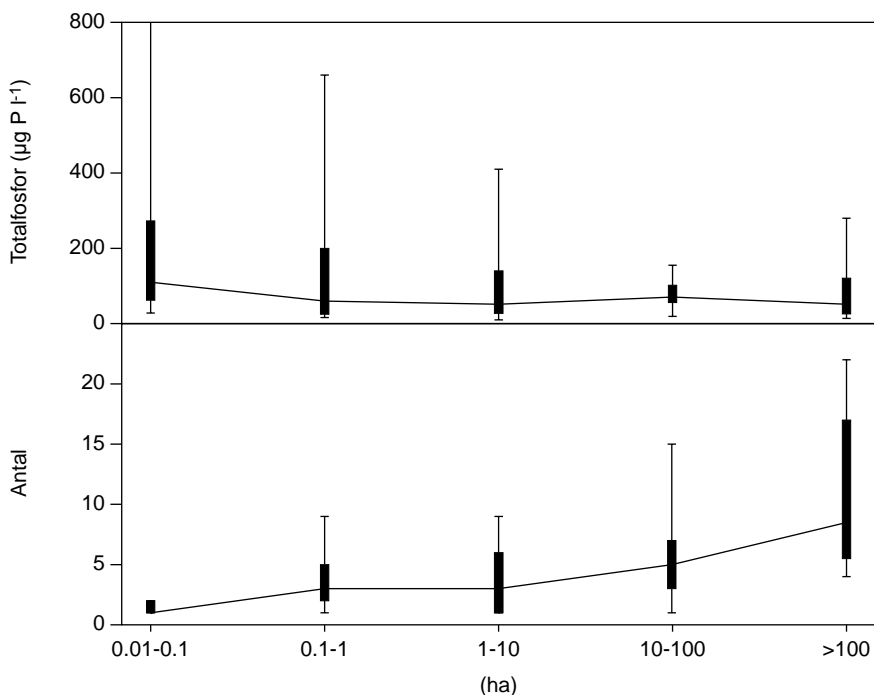
I de brunvandede søer kan antallet af arter være begrænset alene på grund af de dårlige lysbetingelser i søer med højt farvetal. I en undersøgelse af 319 lavvandede søer i Florida blev der således registreret en markant nedgang i makrofytbiomassen ved farvetal over 150  $\text{mg Pt l}^{-1}$  (Bachman et al., 2002). I det danske materiale ses også en nedgang i artsantallet ved højt farvetal, men det kan være svært at sætte nogen egentlig grænse (figur 5.10). Dog findes kun i et enkelt tilfælde mere end to arter ved farvetal over 200  $\text{mg Pt l}^{-1}$ .

Figur 5.10 Antal arter af undervandsplanter i søer med forskelligt farvetal. Baserer sig fortrinsvis på data fra mindre søer i Ribe, Sønderjylland og Fyns amter.



Endelig er antallet af arter af undervandsplanter afhængig af søstørrelse (figur 5.11), idet store søer alt andet lige vil rumme flere niches og dermed flere arter. Det vil sige, at man er nødt til at tage højde for søstørrelse, når det forventede antal planter i en given økologisk klasse skal vurderes. Denne forskel er også tydelig, hvis søer på 1-5 ha sammenlignes med søer >5 ha (figur 5.8). I de små søer er medianværdien kun omkring 3 arter i de mest næringsfattige, alkaline søer mod 20 arter i søer >5 ha. Også i de små søer reduceres antallet af arter dog ved øget P-indhold.

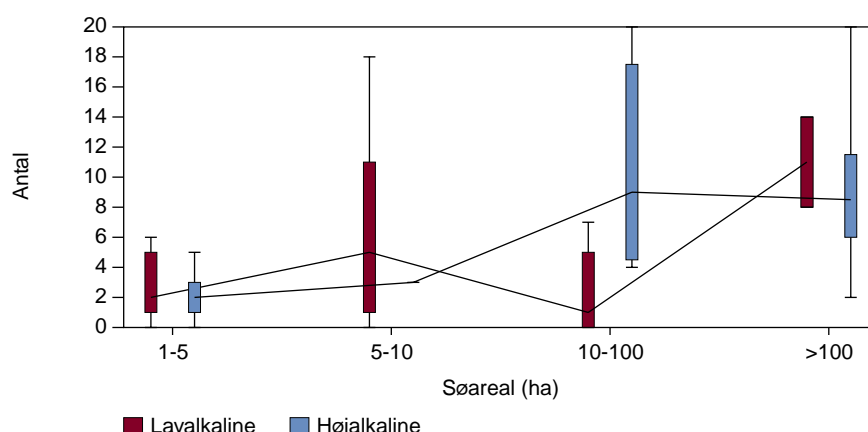
Figur 5.11 Undervandsplanter i danske søer langs en størrelsesgradient. Øverst: Totalfosfor i de undersøgte søer, der kun viser ringe forskel mellem de 5 størrelseskategorier og derfor ikke kan forklare forskellen i antal undervandsplanter. Nederst: Antal arter af undervandsplanter.



Forskellen i antal arter langs en størrelsesgradient kommer mest til udtryk i de højalkaline søer, hvor medianværdien øges fra omkring 2 arter i søer med totalfosfor  $<100 \mu\text{g P l}^{-1}$  og  $<10$  ha til omkring 10 arter i søer  $>10$  ha (figur 5.12). Derimod er der i de lavalkaline søer kun ringe forskel i artsantallet; dog er der en tendens til stigende artsantal ved søer over 100 ha. I tabel 5.2 er der ved anvendelsen af en ikke-lineær model, der beskriver antal arter som funktion af søareal (antal arter =  $a \cdot \text{søareal}^b$ ) givet et estimat for antallet af arter, der kan for-

ventes ved forskellig søstørrelse i henholdsvis lav- og højalkaline søer med totalfosfor  $<100 \mu\text{g P l}^{-1}$ .

Figur 5.12 Antallet af arter langs en størrelsesgradient i søer med totalfosfor  $<0,1 \text{ mg P l}^{-1}$  i henholdsvis lavalkaline ( $<0,2 \text{ meq l}^{-1}$ ,  $n=58$ ) og højalkaline søer ( $>0,2 \text{ meq l}^{-1}$ ,  $n=80$ ).



Tabel 5.2 Estimeret antal arter af undervandsplanter i søer med forskelligt indhold af totalfosfor ( $0-100 \mu\text{g P l}^{-1}$ ), søareal (ha) og ved henholdsvis høj ( $n=87$ ) og lav alkalinitet ( $n=59$ ). Der er anvendt proc NLIN, SAS. Der er ikke angivet estimeret artsantal i de næringsrige klasser ( $>100 \mu\text{g P l}^{-1}$ ), fordi det bagved liggende datamateriale primært omfatter søer, hvor der er fundet undervandsplanter, dvs. der mangler en masse nul-værdier for de næringsrige søer, hvor der ikke er findes undervandsplanter.

Lavalkaline søer (alkalinitet $\leq 0,2 \text{ meq l}^{-1}$ ), antal arter = $a \cdot \text{areal}^b$			
Areal ha	$0-25 \mu\text{g P l}^{-1}$ $a=4,26 \quad b=0,23$	$25-50 \mu\text{g P l}^{-1}$ $a=3,01 \quad b=0,16$	$50-100 \mu\text{g P l}^{-1}$ $a=1,97 \quad b=0,19$
1	4,3	3,0	2,0
10	7,2	4,4	3,1
100	12,3	6,3	4,7
1000	20,9	9,1	7,3
Højalkaline søer (alkalinitet $>0,2 \text{ meq l}^{-1}$ ), antal arter = $a \cdot \text{areal}^b$			
Areal ha	$0-25 \mu\text{g P l}^{-1}$ $a=3,60 \quad b=0,33$	$25-50 \mu\text{g P l}^{-1}$ $a=3,13 \quad b=0,30$	$50-100 \mu\text{g P l}^{-1}$ $a=2,55 \quad b=0,11$
1	3,6	3,1	2,6
10	7,7	6,2	3,3
100	16,5	12,5	4,2
1000	35,2	24,9	5,5

### 5.3.2 Invasive arter

Arter af undervandsplanter, som ikke naturligt er hjemmehørende i Danmark, kan potentielt være med til at forarme den naturlige flora og fauna. Traditionelt har denne problemstilling ikke haft den store opmærksomhed, men der findes dog en del arter, som mere eller mindre hyppigt træffes i de danske søer. Mange er arter, der udsættes med akvarievand o.lign., og som normalt hurtigt dør ud. Nogle er dog i stand til at klare de naturlige forhold i Danmark. En af de mest udbredte og mest kendte er uden tvivl vandpest, der også i Danmark har formået at slå igennem mange steder.

Vandpest stammer oprindeligt fra Nordamerika, men blev i 1800-tallet indført til Europa, hvor den i 1850'erne og 1860'erne bredte sig over hele Mellemeuropa. I dag findes vandpest udbredt over hele landet, ikke mindst i de mere næringsrige søer, hvor den til tider kan blive totalt dominerende. Vandpest varierer ofte betydeligt i udbredelse fra år til år – et fænomen, som er både i udlandet og i Danmark.

Et eksempel fra Danmark er to middelnæringsøer i Midtjylland, Væng Sø og Stigsholm Sø, hvor dækningsgraden inden for ganske få år har svinget mellem 0 og næsten 100 % (Søndergaard *et al.*, 1997). Vandpest er en pionerart og ses også ofte som en af de første arter i nydannede søer. Masseforekomst af vandpest kan sandsynligvis forringe vækstmulighederne for de naturligt danske arter.

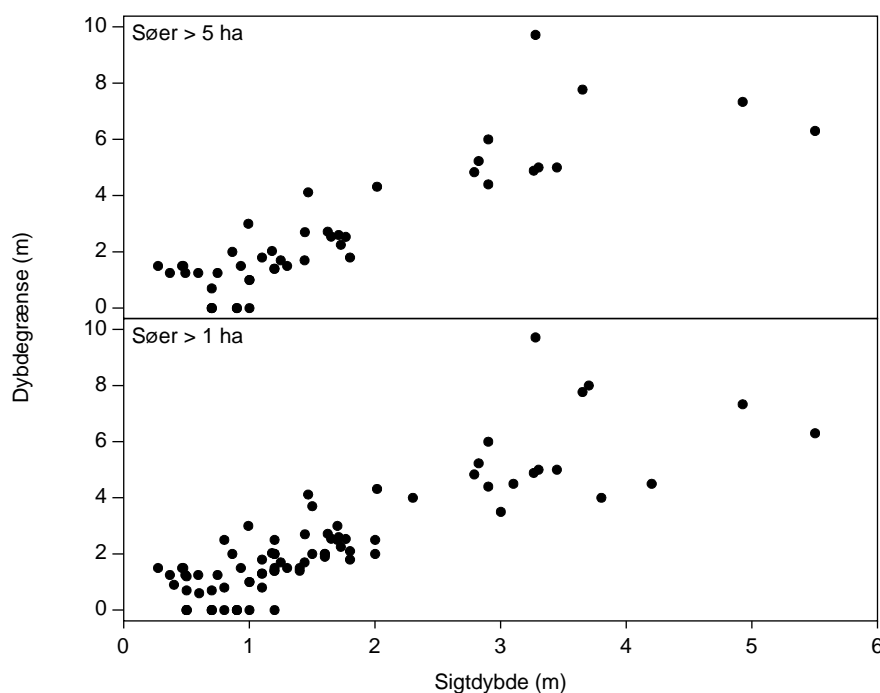
Det må overvejes, hvorvidt forekomsten af invasive arter skal trække ned i klassificeringen. Dette gælder også, hvis det drejer sig om arter, som længe har været til stede i Danmark som eksempelvis vandpest, der måske snarere bør opfattes som en indført naturaliseret art end en egentlig invasiv art.

### 5.3.3 Dybdegrænse

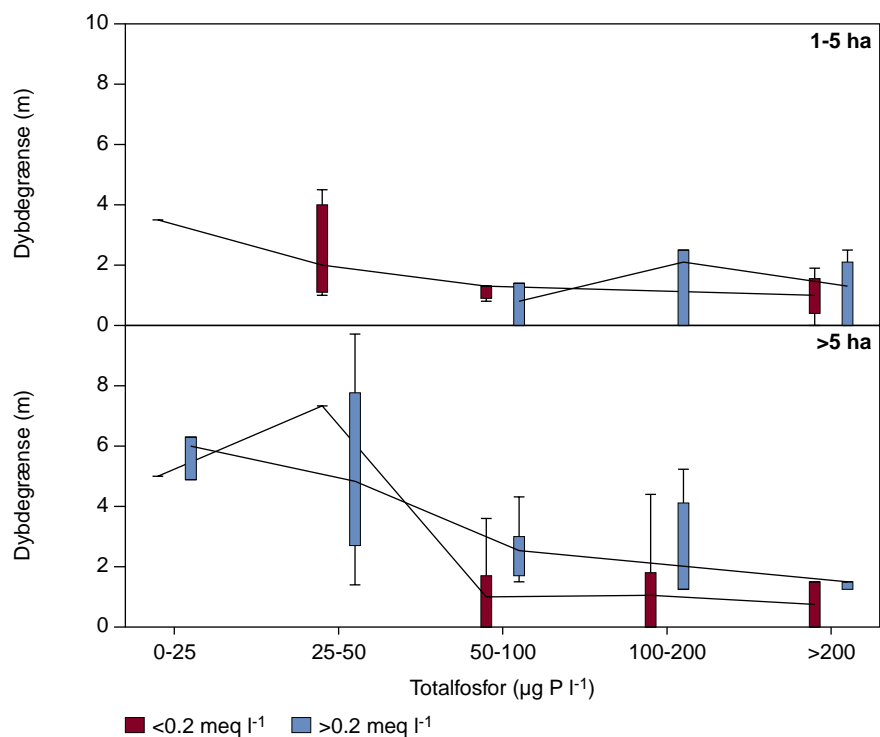
Undervandsplanternes dybdegrænse er stærkt afhængig af vandets sigtbarhed (figur 5.13). Som gennemsnit findes der undervandsplanter ud til en dybde, der svarer til ca. 1,6 \* sigtdybden. I de mest uklare søer findes slet ingen undervandsplanter.

I relation til fosforindhold reduceres medianværdien for undervandsplanternes dybdegrænse fra godt 5 m i de næringsfattige søer til under 2 m i de mest næringsrige søer (figur 5.14). Igen må der her tages forbehold over for dybdegrænsen i de næringsrige søer, fordi datamaterialet er overrepræsenteret af søer med undervandsplanter. Derfor er den reelle dybdegrænse nærmere 0 i de mest næringsrige søer.

Figur 5.13 Sammenhæng mellem sigtdybde og dybdegrænsen for undervandsplanter i søer >5 ha (n=40) og søer >1 ha (n=66). Sammenhængen for søer >1 ha kan beskrives som  $\text{dybdegrænse} = -0,17 + 1,58 \cdot \text{sigt}$  ( $r^2 = 0,73$ ). Søer med lav sigtdybde er fortrinsvis repræsenteret ved søer, hvor der forekommer undervandsplanter, dvs. ved søer med lav sigt- dybde er der reelt set langt flere med en dybdegrænse på 0.



Figur 5.14 Dybdegrænsen for undervandsplanter i søer med høj og lav alkalinitet i relation til forskelligt fosforindhold (0-25, 25-50, 50-100, 100-200 og >200  $\mu\text{g P l}^{-1}$ ), og for søer på 1-5 ha og søer >5 ha. Antal søer = 82. I de mest næringsrige kategorier er der fortrinsvis medtaget søer, hvor der forekommer undervandsplanter, dvs. hvis alle søer var med, ville medianværdien være væsentlig lavere.



Umiddelbart synes der ikke at være væsentlige forskelle mellem søer <5 ha og søer >5 ha. I forhold til alkalinitet er der en tendens til at dybdegrænsen i de lavalkaline søer med totalfosfor >50  $\mu\text{g P l}^{-1}$  er mindre end i de højalkaline. Den største ændring i dybdegrænsen sker mellem kategorierne 25-50 og 50-100  $\mu\text{g P l}^{-1}$ , hvor dybdegrænsen i højalkaline søer større end 5 ha halveres fra næsten 5 m til 2,5 m (medianværdier). Der er dog store variationer i dybdegrænsen for søer med koncentrationer mellem 25 og 50  $\mu\text{g P l}^{-1}$ .

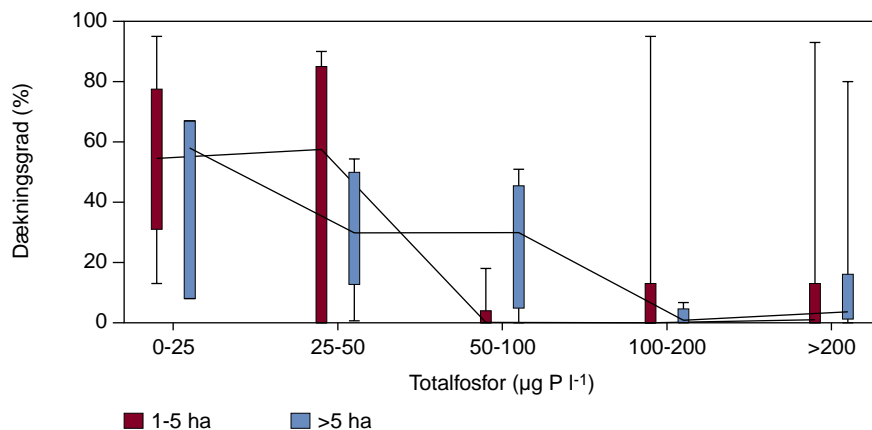
### 5.3.4 Dækningsgrad og plantefyldt vandvolumen

Undervandsplanternes dækningsgrad i søer afhænger dels af vandets turbiditet og søens dybdeforhold. Klarvandede, men dybe søer, vil således sjældent kunne opnå en særlig høj dækningsgrad for søen som helhed, fordi planternes udbredelse er begrænset til de brednære og lavvandede områder. Til gengæld vil de lavvandede søer under næringsfattige og gode lysforhold kunne opnå meget høje dækningsgrader og principielt dække hele søen. Bestemmende for dækningsgraden er også bundtopografien (f.eks. bundhældningen) og sedimenttypen, der kan have stor indflydelse på planternes vækstmuligheder.

Det plantefyldte vandvolumen, der beskriver hvor stor en del af vandet, der er fyldt med planter (dækningsgrad\*plante højde over bund/vanddybde), anvendes ligeledes ofte som en parameter til at beskrive udbredelsen af undervandsplanter i søer. Der er dog kun få data, og det er kun muligt at lave en nogenlunde beskrivelse langs en fosforgradient for de lavvandede større søer. I søer med langskudsplanter kan det plantefyldte vandvolumen endvidere variere betydeligt fra år til år afhængig af klimatiske forskelle og forskelle i planteplanktonets tidlige udvikling. I lavalkaline søer, hvor plantesamfundet består af grundskudsplanter, vil der på grund af disse planters



Figur 5.15 Den gennemsnitlige dækningsgrad af undervandsplanter i lavvandede søer ( $\leq 3$  m) med forskelligt fosforindhold i søer  $> 5$  ha ( $n=38$ ) og søer 1-5 ha ( $n=61$ ).

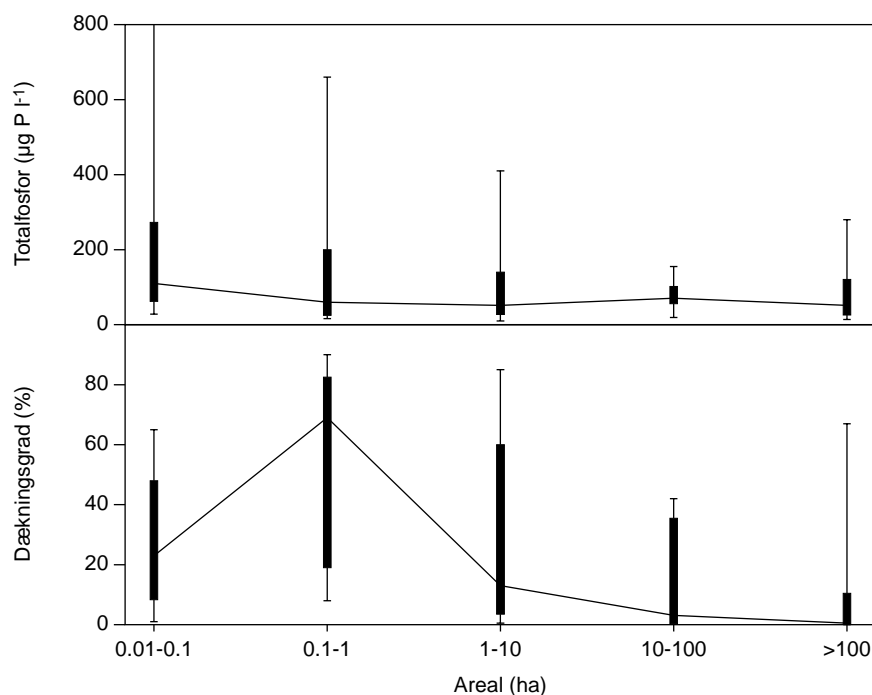


ringe højde sjældent kunne opnås høje værdier for plantefyldt vandvolumen.

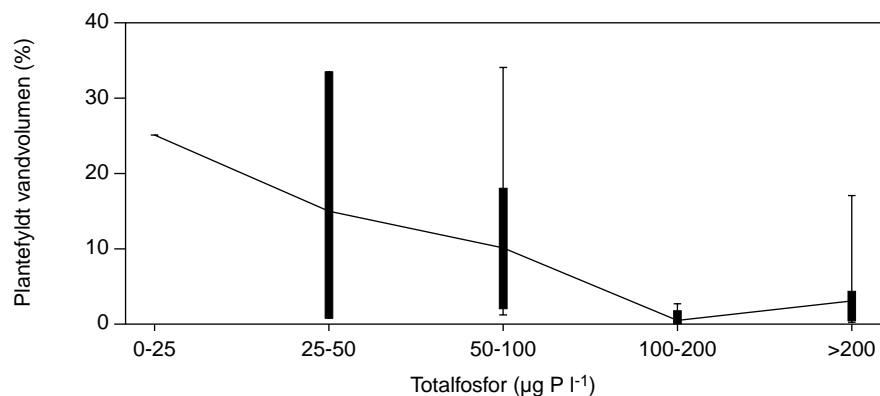
Derudover vil der i meget næringsfattige søer ikke kunne opnås den samme tæthed af planter på grund af næringsstofbegrænsning. Man må derfor forvente en unimodal sammenhæng mellem næringsstofindhold og plantefylde med de højeste værdier i mesotrofe til svagt eutrofe søer.

Datamaterialet vedrørende dækningsgraden af undervandsplanter i de lavvandede søer viser som forventet en aftagende dækningsgrad med øget fosforindhold (figur 5.15). I de mest næringsfattige søer er der som medianværdi en dækningsgrad på omkring 60 % aftagende til meget lave værdier i søer med totalfosfor  $>100 \mu\text{g P l}^{-1}$ . I de små søer synes dækningsgraden hurtigere at aftage, og allerede i kategorien  $50-100 \mu\text{g P l}^{-1}$  er dækningsgraden meget lav. Dette kunne skyldes en skæv fordeling mht. humusindhold, men der er dog ikke noget, der tyder på, at farvetallet skulle være specielt højt i denne kategori (figur 5.19). Endelig er dækningsgraden også størrelsesafhængig, hvor der typisk ses de højeste værdier i de små søer (0,1-1 ha, figur 5.16).

Figur 5.16 Undervandsplanters dækningsgrad langs en størrelsesgradient. Øverst er vist totalfosforkoncentrationen i de undersøgte søer, der kun viser ringe forskel mellem de 5 størrelseskategorier og derfor ikke alene kan forklare forskellen i dækningsgrad.



Figur 5.17 Plantefyldt vandvolumen i lavvandede (middeldybde  $\leq 3$  m) større (>5 ha) søer med forskelligt fosforindhold n=21.



Det plantefyldte volumen i de lavvandede søer følger tendensen for det plantedækkede areal (figur 5.17). I de mest næringsfattige søer ses et plantefyldt volumen på 10-20 %, men der er store variationer. Den største ændring sker mellem 50-100  $\mu\text{g P l}^{-1}$  og 100-200  $\mu\text{g P l}^{-1}$ , hvor medianværdien reduceres fra omkring 10 til 1 %.

### 5.3.5 Artssammensætning af undervandsplanter

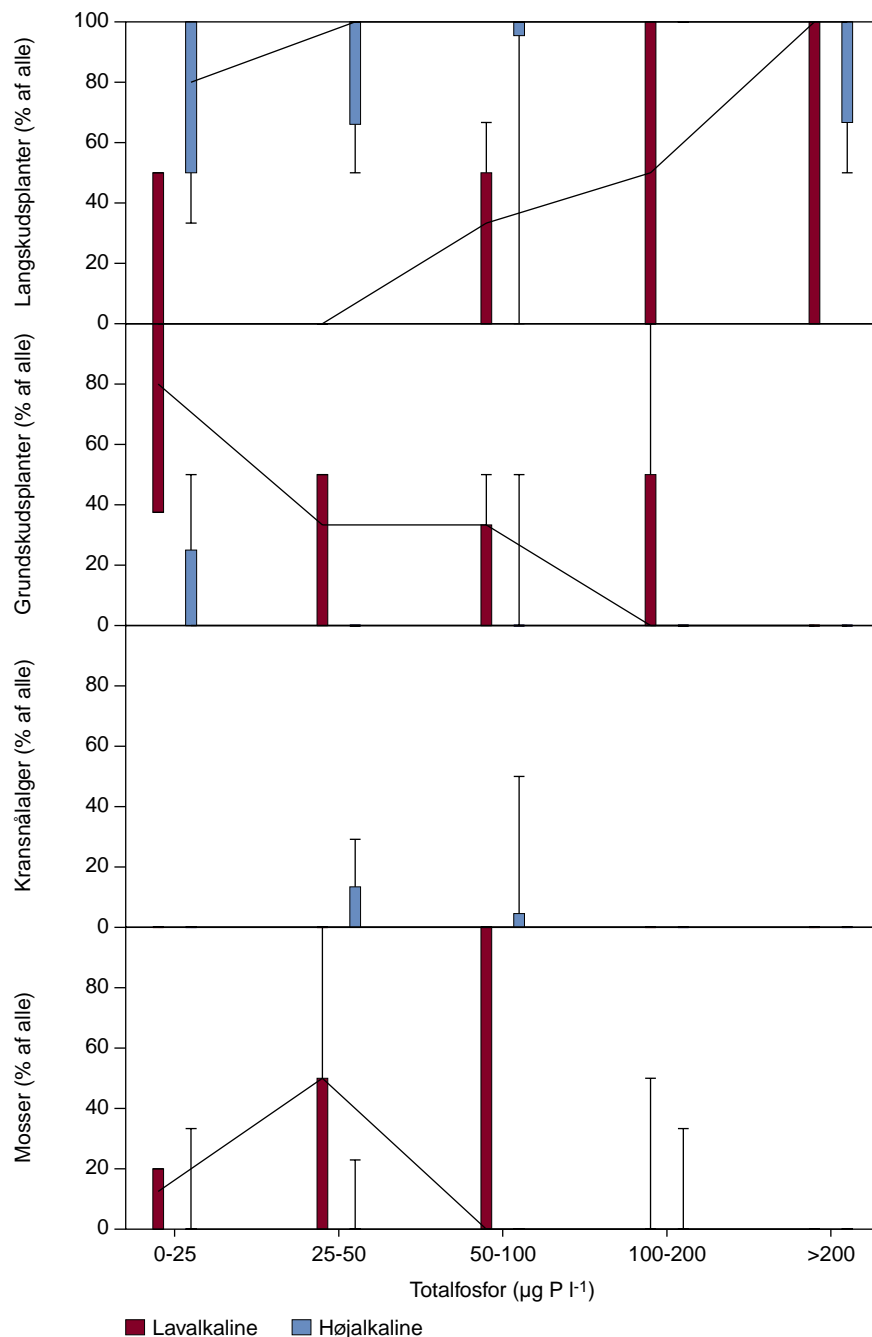
Artssammensætningen af undervandsplanter har, som nævnt i afsnit tre, længe været anvendt som en metode til at karakterisere forskellige søtyper (Iversen, 1929; Mathiesen, 1969). Typisk er der foretaget en inddeling efter alkalinitet, næringsrigdom og graden af brunvandethed, svarende til de kriterier, der også ligger til grund for habitatdirektivets definition af søtyper (Buchwald & Søgaard, 2000).

I det følgende har vi set på et materiale, der omfatter 129 mindre søer fra Ribe amt, og hvor der ud over vandkemiske data (herunder farvetal og alkalinitet) også findes oplysninger om undervandsplanter. Vi har grupperet planterne i 4 typer: langskudsplanter, grundskudsplanter, kransnålalger og mosser (figur 5.18). Liden siv, som primært findes i de lavalkaline søer, er i denne sammenhæng rubriceret sammen med de egentlige grundskudsplanter.

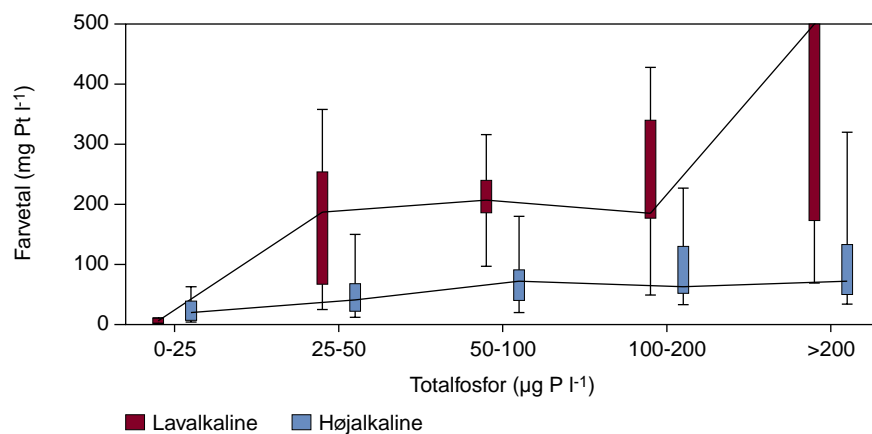
I de alkaliske søer ændres plantesammensætningen kun i ringe grad langs en fosforgradient. Over alle fosforniveauer dominerer langskudsplanterne, og kun i de allermest næringsfattige er der i nogle søer et mindre islæt af grundskudsplanter. Det tyder altså på, at typeinddelingen mht. alkalinitet (afsnit 3.3.1) er sat på fornuftig vis.

Derimod er der store forskelle i de lavalkaline søer. Her dominerer, som forventet, grundskudsplanterne, men kun i de næringsfattige søer. Allerede ved overgangen fra 0-25 til 25-50  $\mu\text{g P l}^{-1}$  sker der en forskydning, så mosserne bliver mere almindelige, samtidig med at grundskudsplantenes andel reduceres fra 80 til 35 % (medianværdier). Ved højere fosforkoncentrationer bliver langskudsplanterne hyppigere, og ved de højeste koncentrationer (100-200 og >200  $\mu\text{g P l}^{-1}$ ) dominerer langskudsplanterne totalt, også i de lavalkaline søer.

**Figur 5.18** Fordelingen (% af total antal arter) af grupper af undervandsplanter langs en fosforgradient i henholdsvis lavalkaline (<0,2 meq l<sup>-1</sup>) og højalkaline (>0,2 meq l<sup>-1</sup>) småsøer i Ribe amt (129 søer mellem 0,8 og 16 ha, kun 4 søer er dog større end 5 ha). Baseret på Ribe amt (1998a, 1998b, 1999). Kun søer med ledningsevne <100 mS/m (<ca. 0,5 ‰) er taget med. Fra oven er vist langskudsplanter, grundskudsplanter, kransålbølger og mosser. I gruppen "grundskudsplanter" er også medtaget liden siv, der typisk optræder i lavalkaline søer (se afsnit 3.3.1).



**Figur 5.19** Farvetallet langs en fosforgradient i småsøer fra Ribe amt med henholdsvis lav (<0,2 meq l<sup>-1</sup>) og høj (>0,2 meq l<sup>-1</sup>) alkalinitet (Ribe amt 1998a, 1998b, 1999).



Ændringen i farvetallet, der især i søerne med lav alkalinitet stiger i takt med øget fosforindhold (figur 5.19), betyder, at nogle af de ændringer, der ses langs fosforgradienten i undervandsplanternes sammensætning, lige så vel kunne skyldes øget farvetal. For de lavalkaline søer i fosforgrupperne 25-50, 50-100 og 100-200  $\mu\text{g P l}^{-1}$  sker der dog ikke væsentlige forskelle i farvetallet, hvilket betyder, at de ændringer, der her ses i artssammensætningen, må tillægges ændringer i fosforindhold. Det vil sige, at f.eks. skiftet i retning af færre grundskudsplanter og dominans af langskudsplanter ved højere fosforindhold synes at finde sted uafhængigt af humusindhold i de lavalkaline søer.

**Box 5.2 Undervandsplanter som økologisk indikator.**

Undervandsplanterne responderer i kraft af deres lysfølsomhed markant i udbredelse ved øget eutrofiering. Mest oplagte indikatorer er artsantal, dybdegrænse og dækningsgrad, samt i de lavalkaline søer andelen af grundskudsplanter. Artsantallet er imidlertid også stærk afhængig af søstørrelse, hvilket der må korrigeres for. Dækningsgraden har ringe værdi i de dybe søer, med mindre der kun kigges på de brednære områder, mens dybdegrænsen har begrænset anvendelse i de lavvandede søer, fordi dybdegrænsen ofte vil være lig med søens maksimumsdybde.

## 5.4 Planteplankton som indikator for økologisk kvalitet

### 5.4.1 Baggrund

Undersøgelser af søers planteplankton er også en af de metoder, der længe har været anvendt til at karakterisere søer på grund af deres markante respons på eutrofiering både i mængde og sammensætning. Eksempelvis har man igennem det meste af det 20. århundrede anvendt Nygaards alge-kvotient ("Compound index"), som et indeks for søers tilstand på baggrund af algesammensætningen. Gunnar Nygaard baserede sine indeks på et meget stort "semi-kvantitativt" datamateriale, som han selv havde indsamlet fra mange og forskellige danske søer (Nygaard, 1949). Ud over samle-indekset "Compound index" (se box 5.3 for en beskrivelse) beskrev han også, baseret på artsantal af forskellige typer af planteplankton, en række forskellige indeks, f.eks. defineret som forholdet mellem antal arter af pennate

**Box 5.3 Nygaard (1949): alge-kvotienten.**

Nygaards algekvotient  $Q$  tager udgangspunkt i antallet af arter i de følgende grupper: blågrønalger (B), centriske kiselalger (C), øjealger ( $\emptyset$ ), chlorococcale grønalger (G) og desmidiaceer (D) og beregnes ved følgende formel:

$$Q = (B + C + \emptyset + G) / D$$

Der findes 2 almindeligt anvendte modifikationer primært for at undgå 0 i nævneren. I den ene lægges der 1 til nævneren, så der divideres med  $D+1$ , mens der i den anden i stedet for desmidiaceerne anvendes hele zygnematales, hvilket dog inkluderer en række ikke rentvandsarter i nævneren.

Næringsfattige lokaliteter vil typisk give værdier mellem 0 og 1. Moderat næringsstofpåvirkede søer vil have en kvotient mellem 1 og 3. Næringsrige søer vil typisk have værdier væsentligt over 3.

og centriske kiselalger. Men kun samle-indekset bruges stadig i et vist omfang, og det typisk i en modificeret udgave, som bedre kan håndtere næringsrige forhold.

**Box 5.4 Reynolds, 1984: Planteplankton successioner i søer:**

Successioner i danske søer (Efter *Olrik, 1993*, baseret på *Reynolds, 1984*). Forkortelser: C1-C3: små flagellater, C4-C6: konkurrencearter, ubevægelige, CR1-CR3: konkurrencearter/forstyrrelsestolerante arter, RC1-RC2: forstyrrelsestolerante arter/konkurrencearter, RS1-RS5: forstyrrelsestolerante arter/stress-tolerante arter, SR1: stress-tolerante arter/forstyrrelsestolerante arter, CS1: konkurrencearter/stresstolerante arter, S1-S7: stresstolerante arter, R1-R5: forstyrrelsestolerante arter.

	Senvinter	Forår	Forsommer	Sensommer/efterår
<b>Oligotrofi</b>		Chrysococcus CR1 Rhizosolenia	Dinobryon RS1 Mallomonas Synura	Peridinium willei S1 Closterium Staurodesmus S2
	Ubest. flagellater < 5µm	Peridinium inconspicuum Chromulina		
<b>Mesotrofi</b>	Gymnodinium C1 Rhodomonas Cryptomonas Chrysochromulina Peridinium inconspicuum/pusillum	Chrysococcus CR1 Rhizosolenia Peridinium inconspicuum Chromulina	Dinobryon RS2 Mallomonas Uroglena Synura	Asterionella Fragilaria crotonensis Attheya R2 Aphanizomenon S3 Tabellaria RS3 Staurodesmus Botryococcus
		Cyclotella CR2 Asterionella	Sphaerocystis Oocystis RC1	Snowella rosea SR1 Woronichinia naegiliana
		Aulacoseira italica R1 Aulacoseira binderana		Peridinium spp. S4 Ceratium
				Cosmarium RS4 Closterium Staurostrum
				Asterionella R3 Fragilaria Stephanodiscus astraea Aulacoseira granulata R4 Aulacoseira islandica Aphanizomenon S5 Anabaena Pseudanabaena limnetica Microcystis S7 Ceratium S4
<b>Eutrofi</b>	Chlamydomonas Peridinium aciculiferum Gymnodinium Rhodomonas Cryptomonas Chrysochromulina		Ankyra C5 Sphaerocystis RC1 Oocystis	
			Eudorina CS1 Pandorina Volvox	
		Aulacoseira italica R2 Aulacoseira islandica		
		Asterionella CR3 Stephanodiscus		
	Monoraphidium C4 Scenedesmus Tetrastrum Elakatothrix			
		Rhodomonas CRS1 Cryptomonas Ochromonas Chromulina		
<b>Hypertrofi</b>	Chlamydomonas C3 Chrysochromulina Rhodomonas Prymnesium*		Aphanothece RS5 Gomphosphaeria pusilla	
		Stephanodiscus hantz. CR4	Pediastrum RC2 Coelastrum Oocystis	Aulacoseira granulata R4 Aulacoseira islandica
		Diatoma Nitzschia Synedra acus		Anabaena S6
		Planktothrix agardhii R5 Limnothrix redekei Pseudanabaena limnetica		
		Rhodomonas CRS1 Cryptomonas	Microcystis	S7
		Monoraphidium C6 Chlorella Scenedesmus Crucigenia Actinastrum		C6

En anden indgang til beskrivelse af planktonsamfund er Reynolds (1984, 1987), der har arbejdet med planteplanktontypers forskellige strategier (f.eks. opportunister (r-strateger) versus "klimax-arter" (K-strateger) (box 5.4). Reynolds fokuserede i høj grad på planktonets fysiske verden herunder vækst- og tabsprocesser, men på denne baggrund fik han også skabt en simpel klassifikation af planteplanktonets successionsmønstre i forskellige søer (Reynolds, 1984). Dette system giver en generel beskrivelse af successionsmønstre i søer ved forskellige næringsstofdiveauer, men tager kun begrænset hensyn til f.eks. forskellige dybdeforhold. Systemet omfatter ikke alle arter/artsgrupper, men tager udgangspunkt i funktionelle grupper og typiske eksempler herpå.

Den følgende gennemgang af planteplanktonets respons langs en fosforgradient har vi især baseret på overvågningsprogrammet, hvilket sikrer nogenlunde sammenlignelige data på tværs. Som oftest er anvendt sommergennemsnit. Klassifikationen i forhold til planteplanktonets samlede mængde foretages i første række i forhold til klorofyl, mens planteplanktonets biomasser er gennemgået for de enkelte klasser. En væsentlig grund er, at datagrundlaget er væsentlig mere omfattende for klorofyl end egentlige biomasser.

Videngrundlaget for en mere detaljeret klassifikation, der i højere grad udnytter de enkelte arters respons i stedet for klassernes respons, er endnu generelt ringe. For den almindeligste danske søtype, lavvandede søer med høj alkalinitet og lav farve, er der dog gjort enkelte forsøg (se. f.eks. Windolf *et al.*, 1993, og Jensen *et al.*, 1997), som klart viser, at der er væsentlig mere information i resultaterne for de enkelte arter sammenlignet med resultaterne for klasserne. Denne konklusion støttes af en række enkeltstudier af grupper eller arter (f.eks. for gualalger, Kristiansen, 1996).

I forhold til at anvende planteplankton som indikator for økologisk kvalitet har vi fokuseret på følgende indikatorer:

1. Artsrigdom og diversitet
2. Problemarter: giftige eller invasive arter
3. Planteplanktonets mængde og sammensætning.

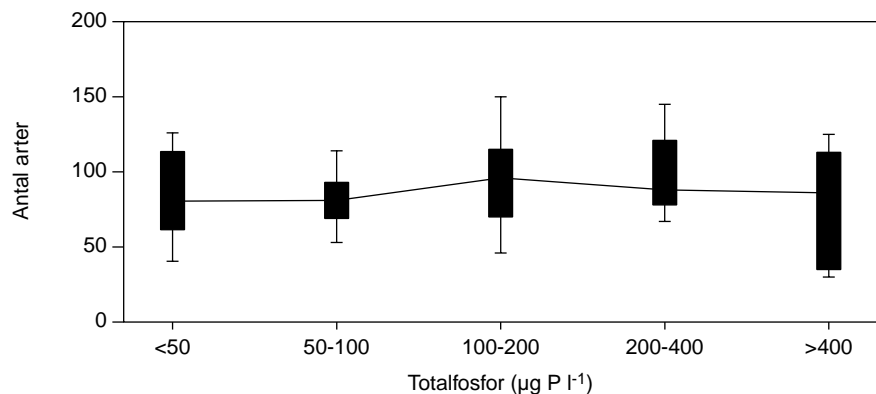
#### 5.4.2 Artsrigdom og diversitet

Antallet af arter varierer meget imellem søerne. Ved en sammenstilling af artsantallet ved fuldt bestemte planteplanktonprøver var det lavest registrerede artsantal 31 for året som helhed og 24 for sommeren (tabel 5.3), mens det højeste var 176 om sommeren og 201 på årsplan. Gennemsnits- og medianværdier for antallet af arter ligger på ca. 90 om sommeren. Hvis vinterperioden tages med, kommer kun yderligere omkring 10 arter til, således at gennemsnittet og medianen for hele året er knap 100 arter.

*Tabel 5.3* Oversigt i variabiliteten i antal registrerede arter i søer med fuldt bestemte planteplanktonprøver.

Antal arter	Gennemsnit	Median	Minimum	Maksimum
År	101	95	31	201
Sommer (1/5-1/10)	88	87	24	176

Figur 5.20 Antal arter summeret gennem sommeren i søer ved forskelligt totalfosforniveau.



Artsantallet påvirkes kun i ringe grad af tilgængeligheden af næringsstoffer og kan som sådan ikke tillægges nogen større indikatorværdi i forhold til eutrofiering (figur 5.20). Medianværdien ligger for alle fosforniveauer på 70-80 arter.

#### 5.4.3 Problemarter: giftige eller invasive arter

En række planteplanktonarter kan være problematiske, hvis de forekommer i søer. Mange arter kan forekomme i uønskede høje mængder, der forårsager vandblomst, mens nogle arter er sundhedsskadelige for dyr og mennesker, fordi de kan danne toxiner (tabel 5.4).

Tabel 5.4 Potentielt giftige blågrønalgearter er defineret som følgende slægter, der alle er hyppigt forekommende i danske søer.

---

##### *Coelosphaerium*

Herunder specielt arten:

*C. kutzingianum* Näg.

##### *Gomphoshaeria sensu lato*

Herunder specielt arterne:

*G. lacustris* Chod.

*G. naegelianae* (Ung.) Lemm.

##### *Microcystis*

Herunder specielt arterne:

*M. aeruginosa* (Kütz.) Kütz.

*M. incerta* (Lemm.) Lemm.

*M. viridis* (A.Braun.) Lemm.

*M. wesenbergii* (Kom.) Starm.

##### *Anabaena*

Herunder specielt arterne:

*A. circinalis* Rab.

*A. flos-aquae* (Lyngb.) Breb.

*A. lemmermanii* P.Richter

*A. solitaria* Kleb.

*A. spiroides* Kleb.

##### *Aphanizomenon*

Herunder specielt arten:

*A. flos-aquae* (L.) Ralfs

##### *Oscillatoria sensu lato*

Herunder specielt arterne:

*O. agardii* Gom.

*O. rubescens* De Candolle

---

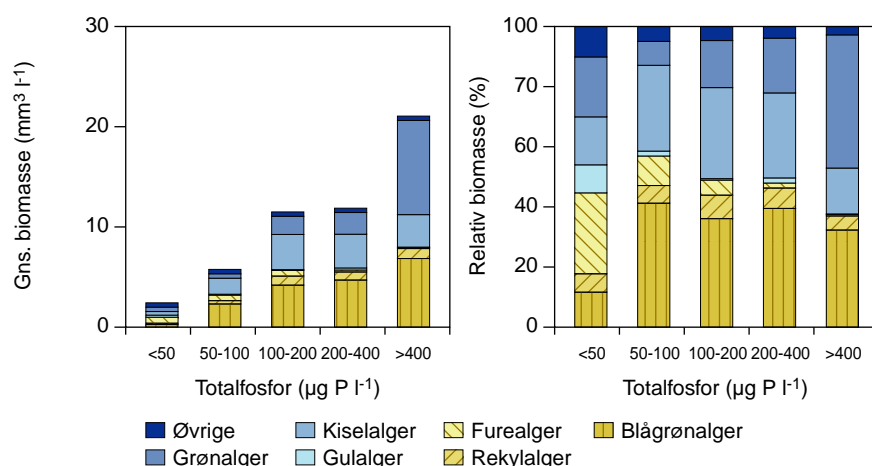
Giftige blågrønalger er et velkendt problem fra danske søer, omend en direkte sammenhæng til sundhedsproblemer for dyr og mennesker ofte kan være svær at etablere. Men ved udbredt forekomst af disse alger vil man ofte gennemføre badeforbud og evt. yderligere tiltag i forhold til søerne. Frekvensen af forekomsten af de giftige algearter øges generelt med stigende næringsstofniveau, men også andre faktorer spiller en væsentlig rolle. Rolige vindforhold og varmt vejr favoriserer blågrønalger, herunder de potentielt giftproducerende. Også andre algegrupper end blågrønalger kan dog skabe problemer. Specielt i saltvandspåvirkede søer kan bl.a. dinoflagellater give anledning til fiskedød (f.eks. Flade Sø i Nordvestjylland). Invasive arter anses ikke for at være et væsentligt problem i forhold til planteplankton i danske søer. De fleste planteplanktonarter er vidt udbredte, og kun få arter som f.eks. *Gonyostomum semen* anses for at være egentlig invasive.

#### 5.4.4 Planteplanktonets sammensætning

Planteplanktonets sammensætning påvirkes af en lang række biotiske og abiotiske faktorer, men der er ikke tvivl om, at i langt de fleste søtyper har næringsstoffer og specielt fosfor en stor indflydelse på planteplanktonets struktur.

Relateres planteplanktonets sammensætning til totalfosfor ses en række klare træk (figur 5.21). Gulalger forekommer kun ved de lave koncentrationer af totalfosfor ( $<50 \mu\text{g P l}^{-1}$ ), hvilket er helt i overensstemmelse med, at gulalger er rentvandsindikatorer. Furealger findes generelt også ved de lavere næringsstofkoncentrationer. Ved lave næringsstofkoncentrationer kan flere af furealgearterne i dybe søer udnytte deres bevægelighed til at hente næringsstoffer fra dybere vand. I dybere søer ses opblomstringer af furealgen *Ceratium hirundinella* ofte som en konsekvens heraf.

Figur 5.21 Planteplanktonets biovolumen (venstre) og sammensætning (højre) i relation til totalfosfor.



Kiselalger er almindeligt forekommende ved de fleste fosforkoncentrationer. Deres biomasse øges med stigende fosforindhold, men relativt set har de deres største andel ved de middelhøje koncentrationer. Ved de højeste fosforkoncentrationer overskygges deres relative biomasseandel af blågrøn- og grøn-algerne. Blågrøn-algerne biomasse stiger med stigende totalfosforkoncentration, og den relative andel bliver betydelig ved et koncentrationsniveau på  $50-100 \mu\text{g P l}^{-1}$ . Grøn-



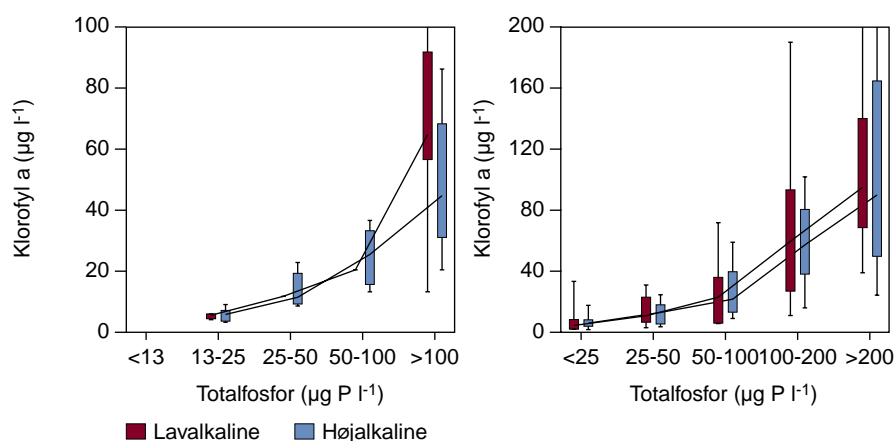
algernes biomasse øges tilsvarende ved en stigende totalfosforkoncentration, men stiger allermest ved koncentrationer over  $400 \mu\text{g P l}^{-1}$ , hvor også deres relative andel ofte bliver større end blågrønalgenes.

Ud over næringsstofniveauet er også en række andre faktorer af væsentlig betydning for sammensætningen og mængden af alger. Disse faktorer dækkes dog i høj grad af den typologiske opdeling af søerne. Eksempelvis har dybdeforholdene en væsentlig indflydelse bl.a. i forhold til arter (f.eks. fure- og blågrønalger), der kan regulere deres opdrift, ligesom vandets bufferkapacitet givet som totalalkalinitet kan spille en væsentlig rolle for planteplanktonets evne til optage forskellige stoffer fra vandet. Dette gælder specielt arter, der har skeletdele (bl.a. gul- og kiselalger) og er afhængige af at kunne optage f.eks. silicium fra vandet. Vandets farve givet som farvetal regulerer mængden og kvaliteten af det tilgængelige lys for planteplanktonet, og da de forskellige planteplankton typer har forskellig pigmentsammensætning og dermed forskellig evne til at udnytte forskellige typer lys, kan specielt sammensætningen af lyset give anledning til ændrede konkurrenceforhold mellem grupperne.

#### 5.4.5 Planteplanktonets mængde

Både for lavvandede og dybe søer ses et markant stigende indhold af klorofyl *a* ved øget fosforindhold (figur 5.22). Inden for de enkelte fosforgrupper er der dog en betydelig variation i klorofylkoncentrationen, hvilket også betyder, at der er et betydeligt overlap mellem fosforklasserne. Der synes ikke at være væsentlige forskelle mellem lavalkaline og højalkaline søer.

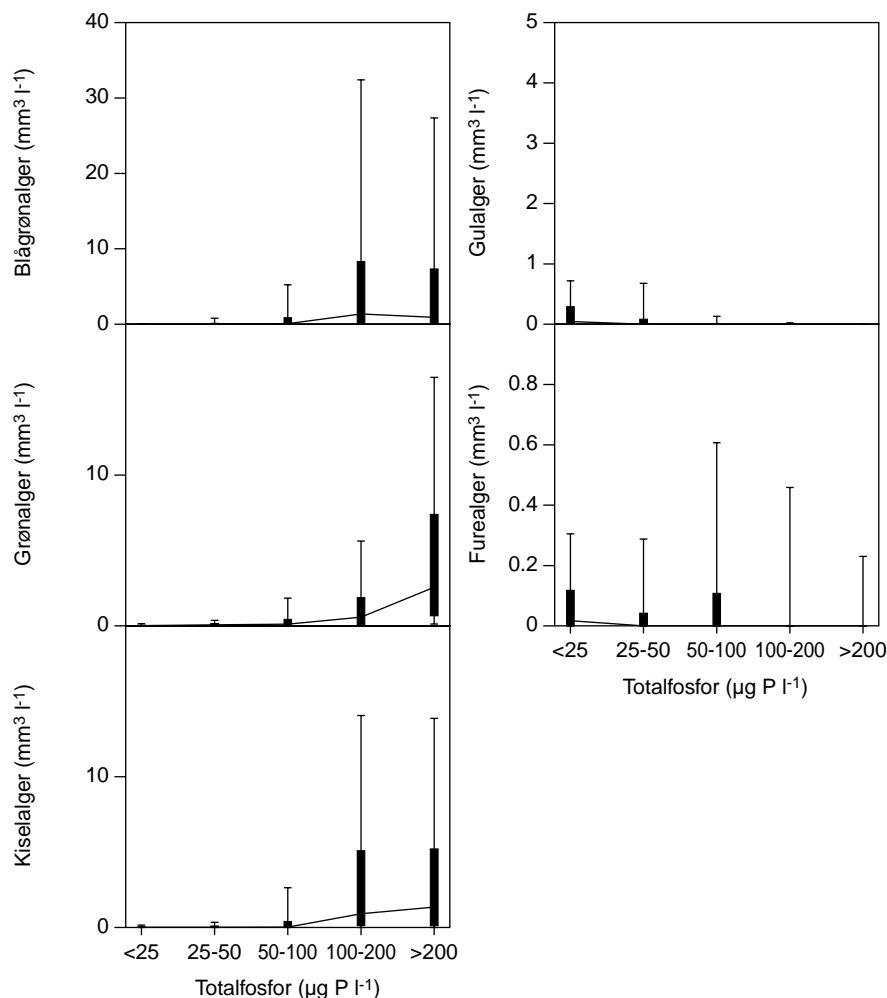
Figur 5.22 Indholdet af klorofyl *a* i dybe (venstre) og lavvandede (højre) søer i relation til totalfosfor og i søer med alkalinitet henholdsvis over eller under  $0,2 \text{ meq l}^{-1}$ .



Kun for tre typer søer (lavvandede søer med høj alkalinitet og lav farve; lavvandede søer med lav alkalinitet og lav farve og dybe søer med høj alkalinitet og lav farve) er der en rimelig databaggrund til inden for de enkelte klasser at beskrive algeförekomsten langs en fosforgradient, som det vises i det følgende.

I forhold til totalfosforaksen viser analyserne det generelle og velkendte mønster, at blågrøn- og grønalgenes biomasse øges væsentlig med stigende fosfor, dog favoriseres grønalgerne ved de højeste fosforkoncentrationer (figur 5.23-5.25). Kiselalgerne følger i disse søer i høj grad samme mønster, mens gulalger har en klar omvendt respons, og ved totalfosforkoncentrationer over  $100 \mu\text{g P l}^{-1}$  forsvinder

Figur 5.23 Planteplankton-biomassen ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ) langs en fosforgradient i lavvandede søer med høj alkalinitet og lavt farvetal. Bemærk forskellig skalering af Y-aksen.



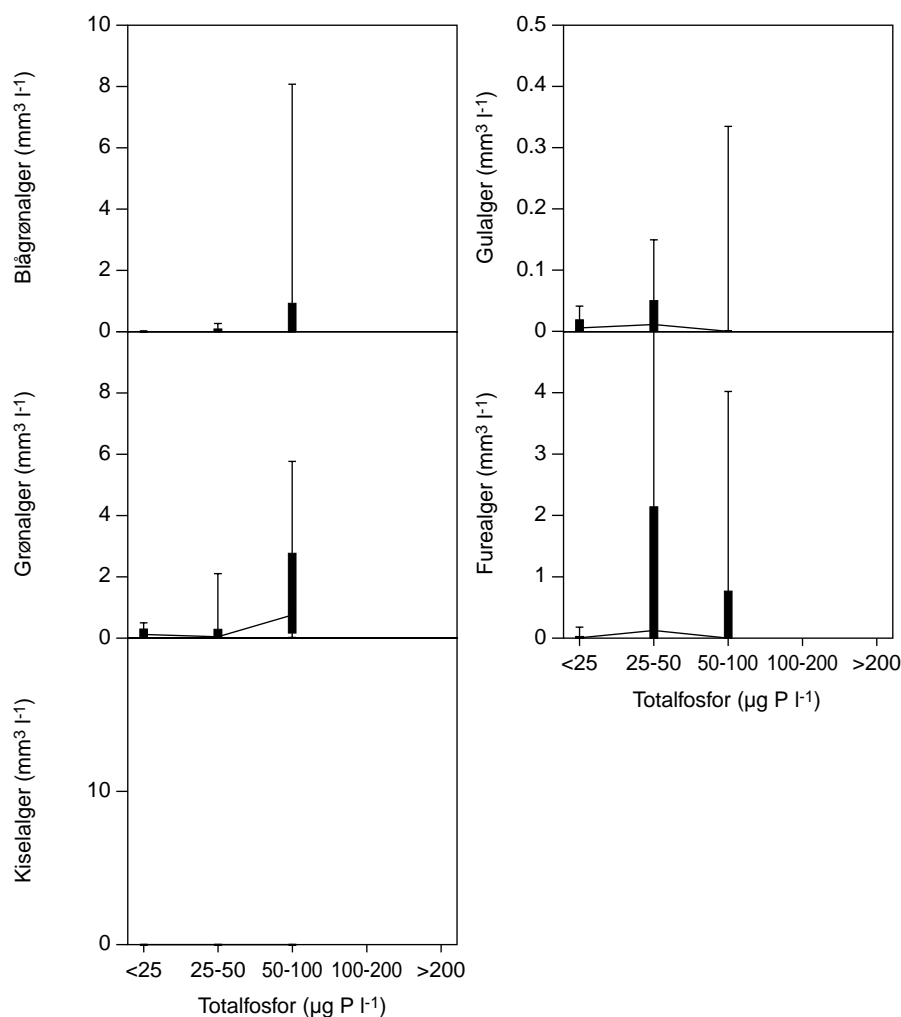
de kvantitativt fra søerne. Furealger har tilsvarende en lavere biomasse ved de højeste totalfosforkoncentrationer, men derudover er responsen af furealgerne ikke særlig entydig, formodentlig fordi andre faktorer som stabilitet af vandmassen mv. er af væsentlig større betydning. I dybere søer kan relationen til fosforkoncentrationen i epilimnion afkobles på grund af furealgerne evne til at bevæge sig vertikalt, hvorved de kan hente fosfor ved større vanddybder for efterfølgende at udnytte dette ved produktion i epilimnion.

I søer med en lav alkalinitet (lavvandede søer med lav alkalinitet og lav farve) er datagrundlaget for spinkelt ved fosforkoncentrationer over  $100 \mu\text{g P l}^{-1}$  (figur 5.24), hvilket i høj grad er betinget af autokorrelation mellem næringsstofniveauet og alkaliniteten, idet lavalkaline søer typisk er beliggende i oplande med en relativt lille fosforafstrømning. For denne søtype er responsen for blågrøn-, grøn- og furealger stort set som i tilsvarende højalkaline søer, men derimod er kisel- og gulalger væsentlig mindre betydende i disse søer, hvilket må være relateret til disse planktonalgers evne til at optage specielt silicium til opbygning af skeletdele. Kiselalgerne er således stort set uden biomasse-mæssig betydning i disse søer, mens gulalgerne blot har et lavere biomasseniveau i forhold til de højalkaline søer.

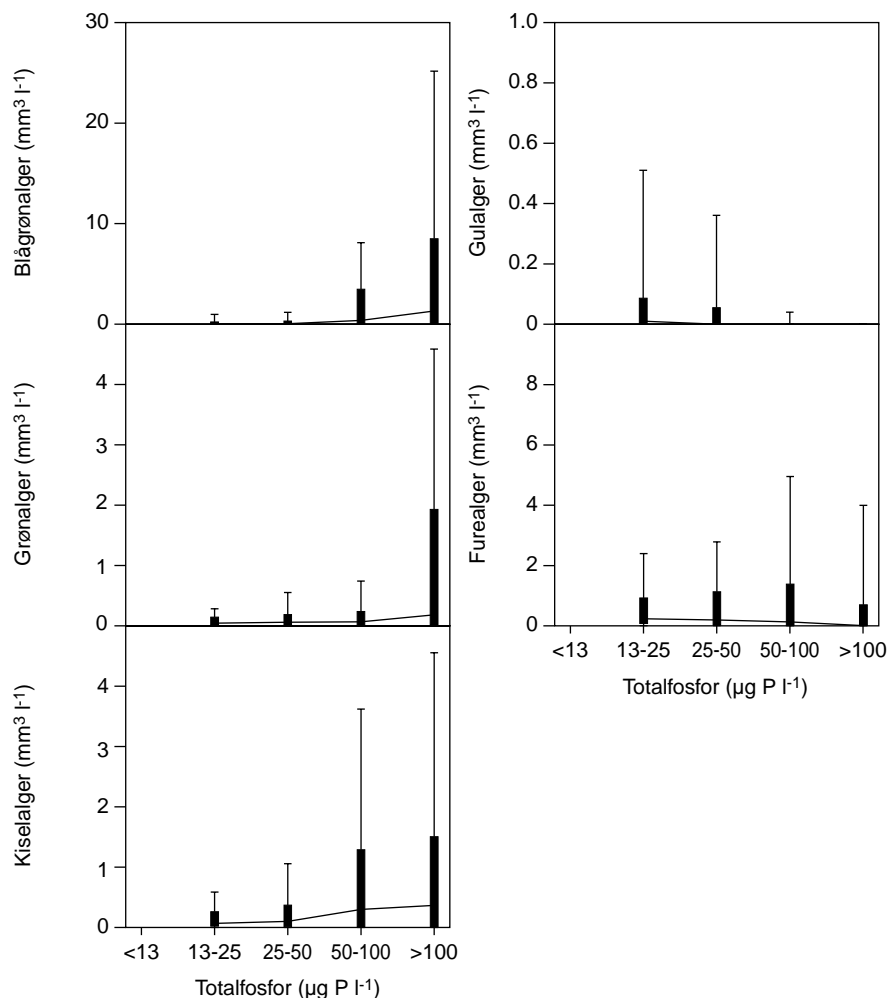
Sammenlignes de lavvandede og dybe søer med høj alkalinitet og lav farve, er der en væsentlig effekt på planteplanktonets sammensætning (figur 5.23 og 5.25), selv om vi desværre mangler repræsentanter

for de dybe søer med de laveste koncentrationer af fosfor ( $<12,5 \mu\text{g P l}^{-1}$ ). Responsen af blågrøn- og grønalger er nogenlunde ens, men de maksimale biomasser er mindre i de dybe søer. Grønalgerne har typisk en væsentlig mindre biomasse i de dybere søer, hvilket kan hænge sammen med to forhold, dels er deres risiko for udsynkning i de dybe søer væsentlig højere, og dels kan de ikke som i de lavvandede søer udnytte regenererede næringsstoffer fra sedimentet. Kiselalgerne udviser en tilsvarende stigning i forhold til totalfosfor i de dybe søer som i de lavvandede, men biomasseniveauerne er mindre i de dybe søer. Furealgerenes biomasser er højere i de dybe søer, men stadig er responsen ikke entydig og formodentlig i højere grad styret af andre faktorer. Til gengæld er gulalgerens indikative værdi i forhold til totalfosfor stadig høj på trods af en mindre biomasse i de dybe søer.

*Figur 5.24* Planteplankton-biomassen ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ) langs en fosforgradient i lavvandede søer med lav alkalinitet og lavt farvetal. Bemærk: forskellig skalering af Y-aksen.



**Figur 5.25** Planteplankton-biomassen ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ) langs en fosforgradient i dybe søer med høj alkalinitet og lavt farvetal. Bemærk: forskellig skalering af Y-aksen.



#### **Box 5.5 Planteplankton som økologisk indikator.**

Både planteplanktonmængde og -sammensætning ændres markant langs en fosforgradient. Såvel biomasse (klorofyl *a* eller biovolumen) som de enkelte algeklassers biomasse kan anvendes som indikatorer. Dog udviser furealgerne en ikke-entydig respons og tillader derfor ikke en entydig klassifikation for disse. Datagrundlaget for en række af de mere sjældne søtyper er endvidere for spinkelt til her at beskrive en respons i forhold til fosforindhold. Artantallet er stort set uændret langs en fosforgradient og er ikke anvendelig som indikator.

### **5.5 Dyreplankton som indikator for økologisk kvalitet**

Dyreplanktonundersøgelser indgår ikke som en obligatorisk del i Vandrammedirektivet, men har længe været anvendt som en vigtig variabel til at vurdere vandkvalitet og biologisk tilstand i danske søer. Så selv om dyreplanktonet ikke er nævnt som en af de primære økologiske variable, der skal anvendes i klassificeringen, gennemgår vi i det følgende en række variable, som potentielt kan anvendes til den økologiske klassificering. Vi fokuserer på:

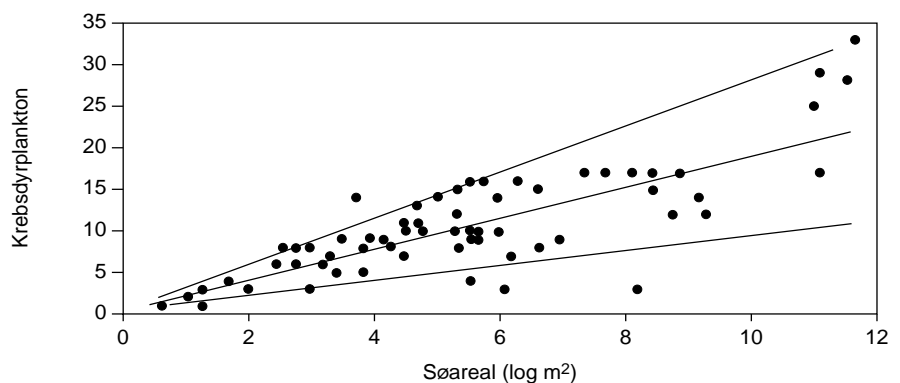
- Antal arter og artsdiversitet
- Biomasse og relativ fordeling
- Dyreplankton:planteplanktonforhold.

### 5.5.1 Antal arter og divetsitet

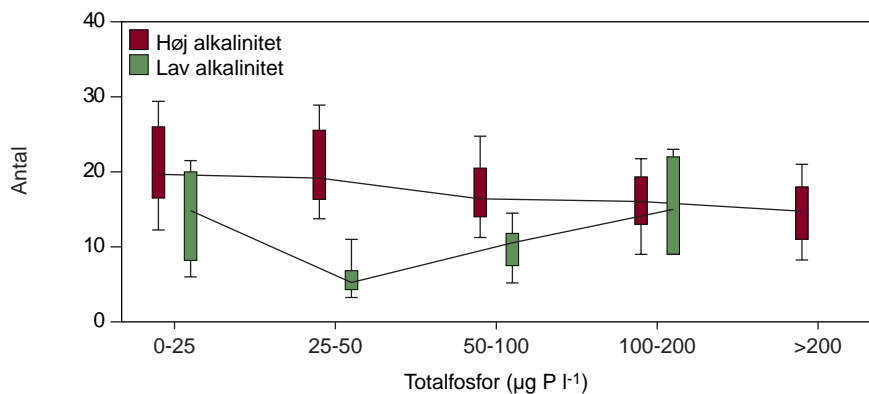
Set over en stor skala stiger antallet af arter væsentligt med stigende søareal (figur 5.26). For danske fortrinsvis lavvandede søer i størrelsen 0,1-4200 ha ses ikke et tilsvarende mønster. Her er der kun en svag og aftagende ændring i artsantallet med stigende areal i søer med en alkalinitet på  $>0,2$  meq  $l^{-1}$ , mens billedet er mere broget for søer med en lavere alkalinitet (figur 5.27).

Resultaterne tyder på, at artsantallet oftest er lavere i søer med lav alkalinitet. Men det må dog understreges, at sidstnævnte er baseret på data fra få søer. I søer med en alkalinitet  $>0,2$  meq  $l^{-1}$  er der en tendens til, at faldet i arter især sker ved fosforkoncentrationer fra omkring 50-100  $\mu g P l^{-1}$ , hvilket nok især kan tilskrives en tilbagegang for undervandsplanterne. Artsantallet kan derfor være en nyttig indikator på især skift fra god til moderat tilstand. Derimod er der ikke nogen tydelig forskel på artsantallet ved lavere næringsstofindhold. Artsdiversiteten (Shannon-Wiener index) ændres kun lidt langs en fosforgradient og er derfor ikke et godt indeks på økologisk kvalitet.

Figur 5.26 Det totale antal identificerede grupper af krebsdyrplankton i nordamerikanske søer (efter Dodson, 1992).



Figur 5.27 Antal identificerede grupper af dyreplankton langs en fosforgradient (0-25, 25-50, 50-100, 100-200 og  $>200$   $\mu g P l^{-1}$ ) i danske søer med en alkalinitet  $>0,2$  meq  $l^{-1}$  og  $<0,2$  meq  $l^{-1}$ .

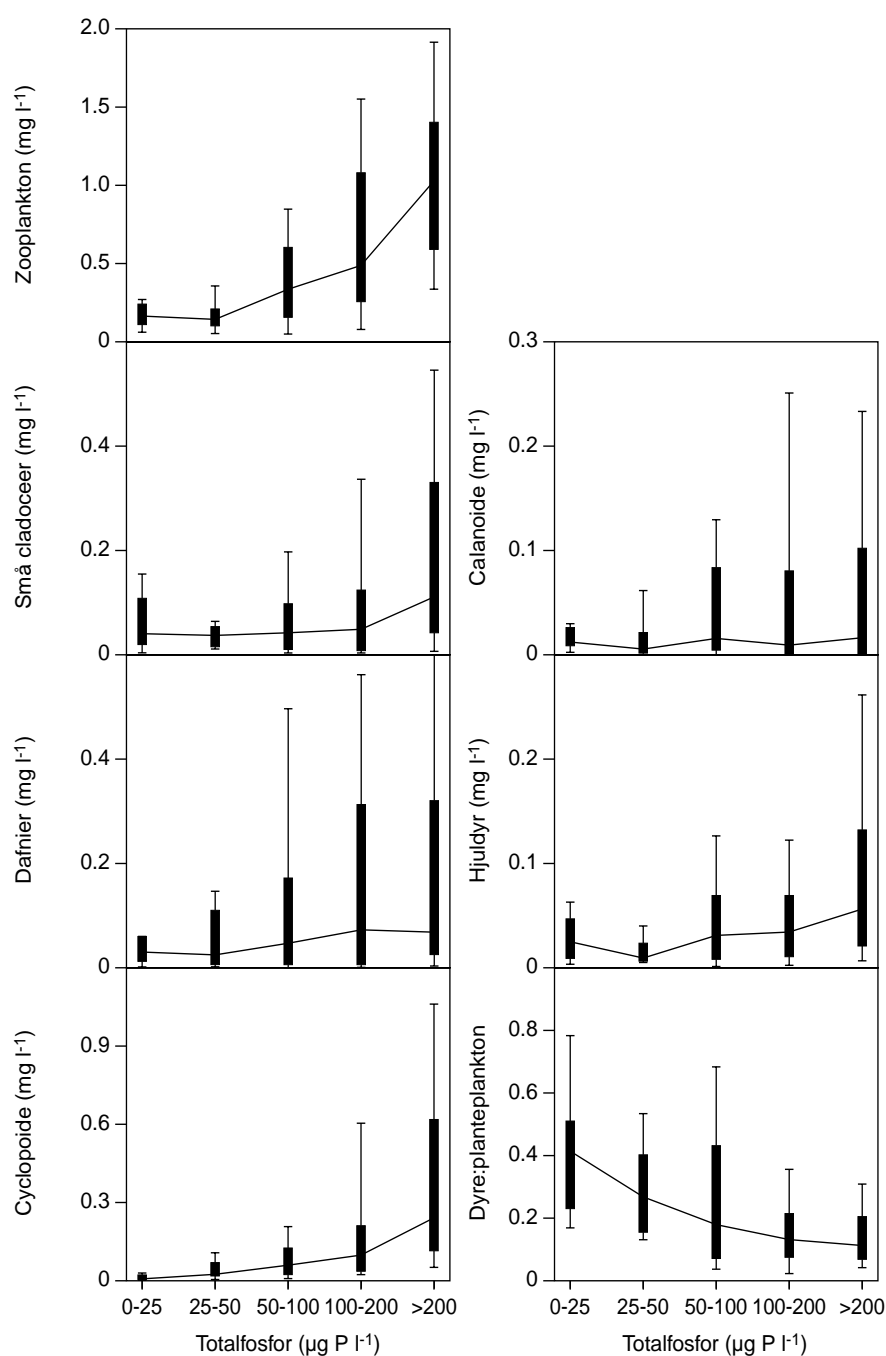


### 5.5.2 Biomasse og relativ fordeling af dyreplankton

Med stigende næringsstofniveau ændres mængden og sammensætningen af dyreplanktonet. Såvel totalbiomassen af dyreplankton som biomassen af små cladoccer og cyclopoide vandløpper øges, mest markant for sidstnævnte (figur 5.28). Derimod

er der ikke klare ændringer i biomassen af *Daphnia*, calanoide vandlopper eller hjuldyr.

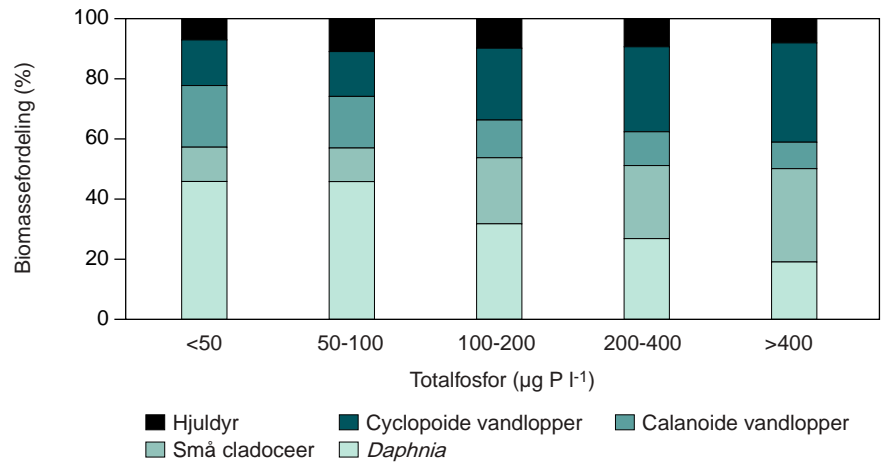
Figur 5.28 Ændringer i biomassen af dyreplankton, forskellige fraktioner heraf og biomasseforholdet mellem dyreplankton og planteplankton langs en fosforgradient i danske søer med en alkalinitet  $>0,2$  meq l<sup>-1</sup>.



Af den samlede dyreplanktonbiomasse udgør *Daphnia* i gennemsnit for sommeren næsten halvdelen i de to laveste fosforgrupper, mens de calanoide vandlopper udgør 15-20 % (figur 5.29). Med stigende fosforkoncentration aftager begge andel gradvist, så de til sammen udgør knap 30 % i den højeste fosforkategori. I stedet øges andelen af små cladoceer og cyclopoide vandlopper. Hjuldyrenes andel er nogenlunde konstant og udgør 5-10 % af den samlede biomasse og er derfor set under et ikke en god indikator for økologisk kvalitet.

Størrelsen og dermed individbiomassen af dyreplankton ændres ligeledes med stigende fosforkoncentration (figur 5.30). Individbiomassen af *Daphnia* og små cladoceer falder meget betydeligt med

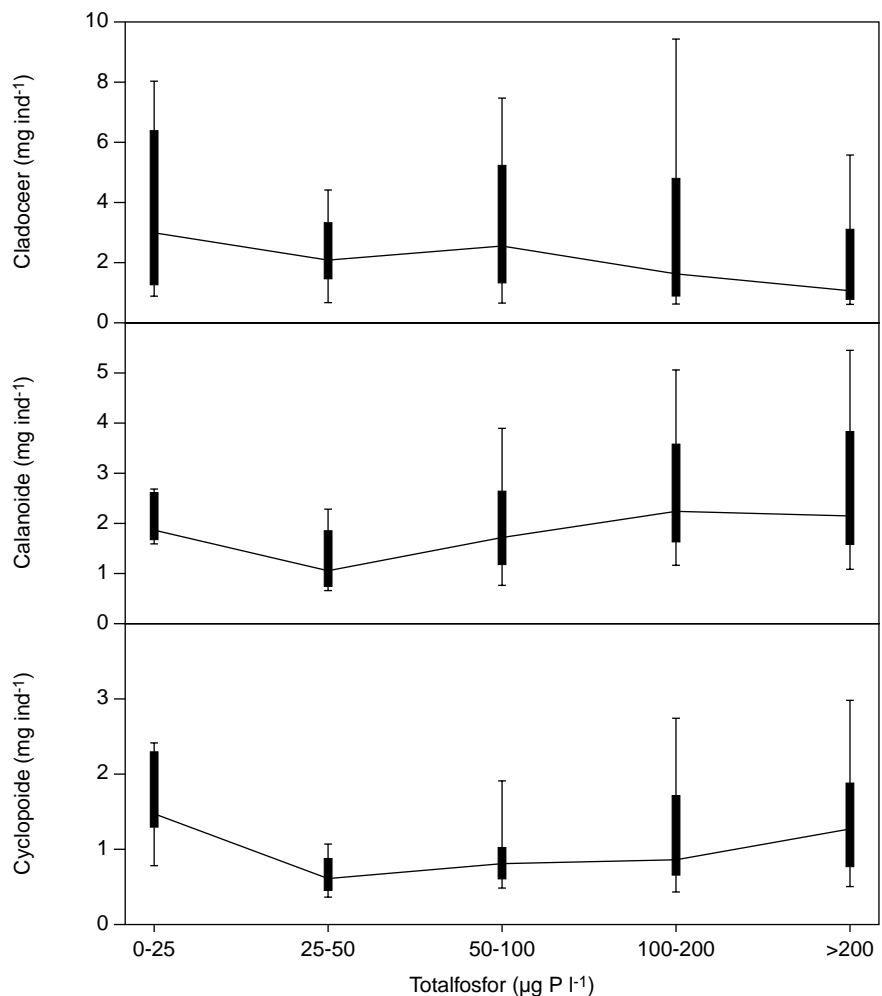
Figur 5.29 Ændringer i den relative fordeling i biomassen af forskellige dyreplanktongrupper i danske søer.



stigende fosforkoncentration, mens der omvendt er en tendens til en stigende individbiomasse blandt vandlopperne.

Dyreplankton:planteplankton forholdet ændres især ved fosforkoncentrationer under 100 µg P l<sup>-1</sup> og er derfor især godt til at adskille de tre bedste klasser. De meget markante ændringer i dyreplanktonets sammensætning samt i forholdet mellem biomassen af dyreplankton og planteplankton og i dyreplanktonets størrelse kan i høj grad tilskrives ændringer i mængden af dyreplanktonædende fisk. Den samlede biomasse stiger således med stigende klorofylniveau, men aftager samtidig med et stigende antal af planktivore fisk. Dyreplankton:planteplankton forholdet aftager altså med stigende antal dyre-

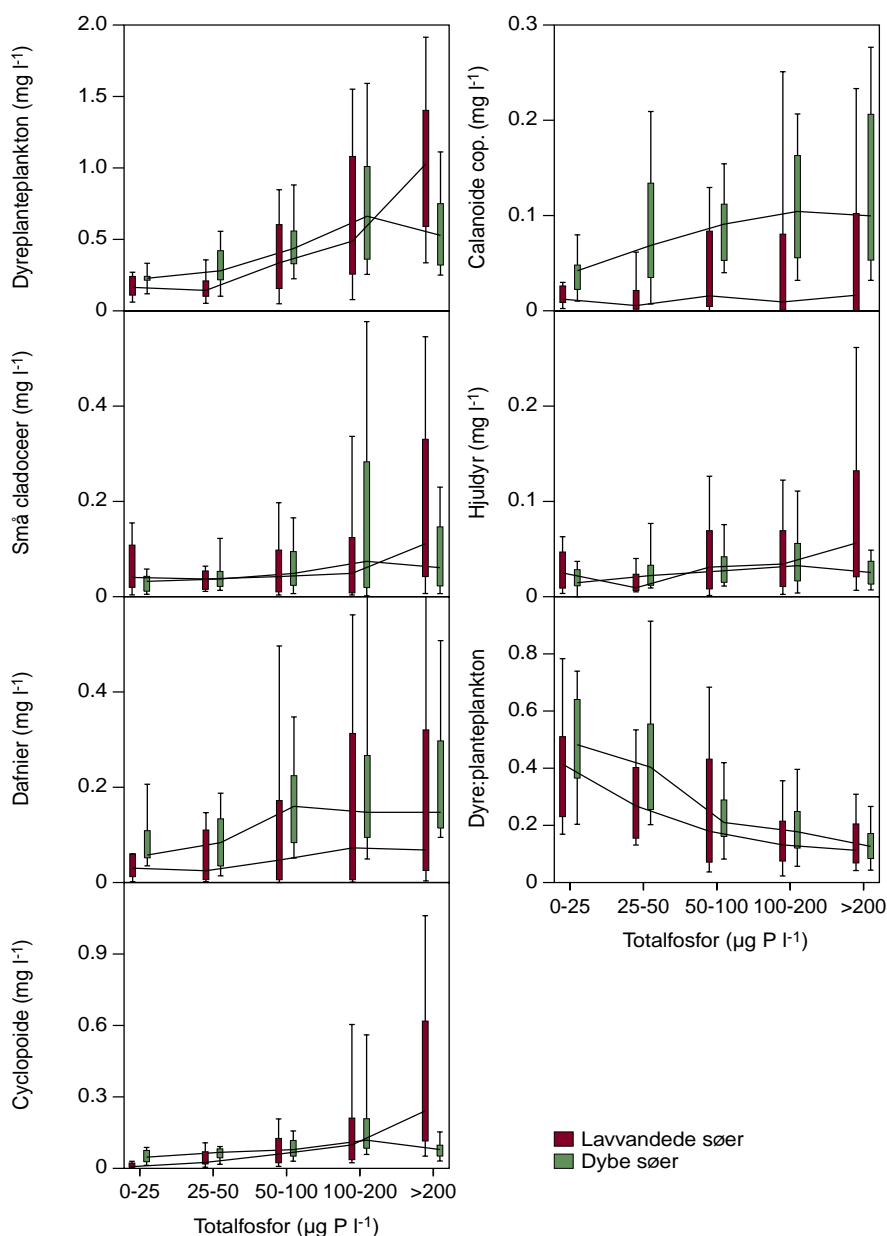
Figur 5.30 Ændringer i den gennemsnitlige individvægt af cladoceer samt calanoide og cyclopoide vandlopper langs en fosforgradient i danske søer med en alkalinitet >0,2 meq l<sup>-1</sup>.



planktonædende fisk. Fiskene æder især de store former af dyreplankton, hvorfor slægten *Daphnia* er særligt udsat. Andelen af *Daphnia* aftager derfor signifikant med en stigende andel af planktivore fisk. Det samme gør de calanoide vandlopper, der som regel er mere udsatte for at blive ædt af fisk end de cyclopoide former. At fiskene er hovedansvarlig for disse skift i dyreplanktonet bekræftes af resultater fra søer, hvor biomassen af dyreplanktonædende fisk ændres enten af naturlige årsager eller ved indgreb (biomanipulation).

Der er nogle karakteristiske forskelle mellem alkaliske, dybe og lavvandede søer (figur 5.31). Dyreplanktonbiomassen stiger med stigende fosforkoncentration i begge søtyper, men viser tendens til et højere niveau i de dybe søer. Det skyldes især en større biomasse af dafnier og calanoide vandlopper, mens der ikke er tydelig forskel i niveauet af små cladoceer, hjuldyr og cyclopoide vandlopper. Den større andel af *Daphnia* blandt cladoceerne tyder på et mindsket prædationstryk fra fisk, hvilket kan forklares ved lavere biomasse af planktivore fisk pr. volumenenhed i dybe søer og bedre muligheder for vertikale vandringer for dyreplankton, hvilket mindsker risikoen for at blive ædt (Jeppesen *et al.*, 1997).

Figur 5.31 Ændringer i biomassen af dyreplankton, forskellige fraktioner heraf og biomasseforholdet mellem dyreplankton og plantep plankton langs en fosforgradient i lavvandede og dybe søer.





Gennemsnitsindividvægten af cladoceer aftager med stigende fosforindhold i de lavvandede søer, mens der ikke er noget klart billede for dybe søer med den valgte fosforklassifikation. Med undtagelse af den laveste fosforklasse er der en stigende gennemsnitsstørrelse af både calanoide og cyclopoide vandlopper i lavvandede søer, mens der heller ikke her er nogen klar forskel i de dybe søer. Det må dog understreges, at der kun er få data fra næringsfattige søer, så om der reelt er tale om en højere gennemsnitsvægt for de to vandloppetypen er usikkert.

For lavvandede søer synes den totale biomasse af dyreplankton at være en god variabel, mens det ikke ser helt sådant ud for dybe søer pga. et fald i den højeste fosforkategori. Der er dog ingen god forklaring på et sådant fald, og det ses ikke i en større sammenstilling af danske og norske data, så det tilskrives det beskedne datasæt for denne søtype fra danske søer. Biomassen af cyclopoide copepoder og små cladoceer synes ligeledes at være brugbare klassifikationsvariable for lavvandede søer, mens biomassen af calanoide vandlopper og *Daphnia* synes bedre egnede for dybe søer. For størrelsen synes kun cladoceerne at kunne bruges og kun for lavvandede søer. For vandlopper kan gennemsnitsvægten ikke for nærværende anvendes. Der er behov for flere data fra de reneste søer for en nærmere vurdering.

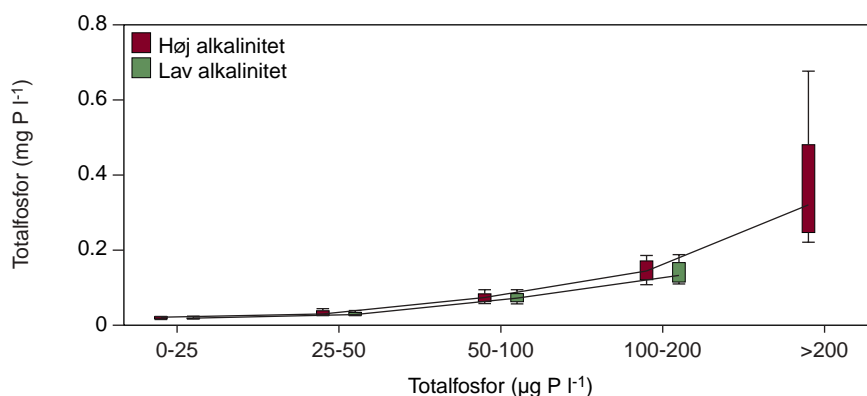
Dyreplankton:planteplankton forholdet (målt pr. vægtenhed) falder i begge søtyper, men er gennemgående større i dybe søer, og dermed er græsningstrykket på planteplanktonet antageligt også større. For begge søtyper synes dyreplankton:planteplanktonforholdet at være en god indikator.

#### 5.5.4 Søer med høj og lav alkalinitet

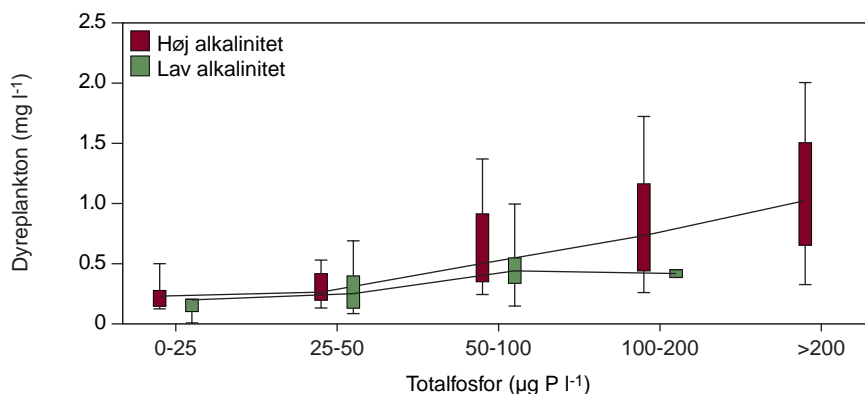
Datamaterialet er i det følgende opdelt i søer med en alkalinitet højere eller lavere end  $0,2 \text{ meq l}^{-1}$ . De to søtyper er repræsenteret i de fire første fosforklasser, mens data fra lavalkaline og meget næringsrige søer mangler (figur 5.32). Der er tendens til en lidt lavere biomasse af dyreplankton i søer med lav alkalinitet, men ikke i en sådan grad, at en adskillelse synes påkrævet i klassifikationsøjemed (figur 5.33).

Tilsvarende er dyreplankton:planteplankton ratioen ikke væsentlig forskellig i de to søtyper og aftager med stigende fosforindhold i både søer med høj og lav alkalinitet (figur 5.34).

Figur 5.32 Fosforniveauet i forskellige fosforklasser i søer med høj ( $>0,2 \text{ meq l}^{-1}$ ) og lav alkalinitet ( $<0,2 \text{ meq l}^{-1}$ ).

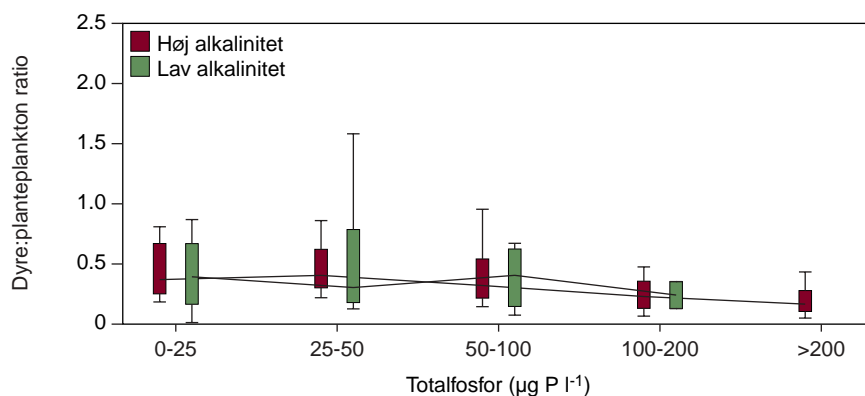


Figur 5.33 Ændringer i biomassen af dyreplankton langs en gradient i fosfor i søer med høj (>0,2 meq l<sup>-1</sup>) og lav alkalinitet (<0,2 meq l<sup>-1</sup>).

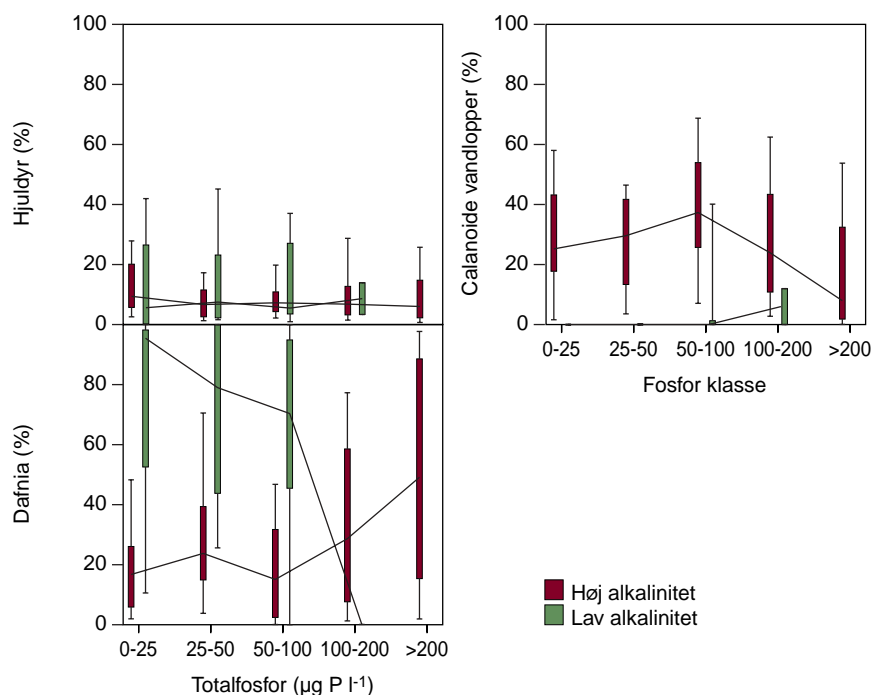


Andelen af hjuldyr af totalbiomassen afviger heller ikke de to søtyper imellem (figur 5.35). Derimod er der stor forskel i andelen af *Daphnia*, som generelt er lav i søer med lav alkalinitet. Dette stemmer overens med, at *Daphnia* er særlig følsom over for lav pH, mens små cladocerer, især *Bosmina longirostris*, tåler lave pH værdier. De calanoide vandloppers andel af copepoderne er ligeledes meget større i lav-alkaline, sure søer end i søer med højere alkalinitet.

Figur 5.34 Ændringer i forholdet mellem biomassen af dyreplankton og plan-teplankton langs en gradient i fosfor i søer med høj (>0,2 meq l<sup>-1</sup>) og lav alkalinitet (<0,2 meq l<sup>-1</sup>).



Figur 5.35 Ændringer i den relative andel af forskellige dyreplanktongrupper langs en gradient i fosfor i søer med høj (>0,2 meq l<sup>-1</sup>) og lav alkalinitet (<0,2 meq l<sup>-1</sup>).



**Box 5.6 Dyreplankton som økologisk indikator.**

Dyreplanktonet er i kraft af deres respons på næringsstofindhold og ændret fiskebestand en god økologisk indikator. Den totale biomasse af dyreplankton synes at være en god indikator, især i de lavvandede søer. Biomassen af cyclopoide copepoder og små cladoceer synes ligeledes at være brugbare klassifikationsvariable for lavvandede søer, mens biomassen af calanoide vandløpper og *Daphnia* synes bedre egnede for dybe søer. For individstørrelsen synes kun cladoceerne at kunne bruges – og kun for lavvandede søer. For vandløpper kan gennemsnitsvægten ikke for nærværende anvendes.

## 5.6 Bunddyr som indikator for økologisk kvalitet

Bunddyr har længe været anvendt som indikator for den økologiske kvalitet. En af de mest kendte metoder er udarbejdet af Wiederholm (1980), der på baggrund af en række undersøgelser i store svenske søer undersøgte sammenhænge mellem søers fosforindhold og forekomsten af udvalgte indikatorarter i profundalzone.

Bunddyrssamfundet i profundalzone af søer er langt mindre divers end i littoralzone og udgøres især af to grupper: børsteorme (oligochaeter) og dansemyggelarver (chironomider). Begge grupper er i varierende grad tolerante over for forekomst af lave iltkoncentrationer. Netop tolerancen over for lave iltkoncentrationer, hvis omfang i dybe søer øges i takt med eutrofiering og øget input af organisk materiale (se også afsnit 5.6), kan udnyttes til at beskrive ændringer i bunddyrssamfund langs en fosforgradient.

Chironomider betragtes generelt som værende mindre tolerante over for lave iltkoncentrationer end oligochaeter, dvs. der kan forventes et skift i retning af flere oligochaeter ved øget eutrofiering. Sammenhængen er dog ikke altid så simpelt, idet andre forhold også påvirker mængden af bunddyr. Et eksempel er den høje forekomst af chironomider i Esum Sø i starten af 1990'erne, der blev tilskrevet et lavt prædationstryk fra ål, og derfor i mindre grad er relateret til ændringer i eutrofiering (Lindegaard et al., 1997).

Selv om der findes detaljerede studier af bunddyr fra enkelte søer, som f.eks. Esum Sø nævnt ovenover, har bunddyrsundersøgelser ikke rutinemæssigt indgået i overvågningen af danske søer. Det materiale, der findes vedr. bunddyr, er derfor ret varierende – både hvad angår kvalitet (f.eks. taxonomisk bestemmelsesgrad) og omfang (f.eks. antal prøver pr. sø eller dybde).

Der findes dog en del data indsamlet gennem tiden, som vi i det følgende har søgt at beskrive. For at gøre datamaterialet så homogent som muligt har vi kun brugt prøver fra dybder større end middeldybden (eller større end halvdelen af maksimumsdybden, hvis der ikke har været oplysninger om middeldybde), ligesom prøver taget juni-august på forhånd er sorteret fra. Analyserne er kun gennemført på henholdsvis lavvandede og dybe, højalkaline søer, der omfatter størsteparten af det tilgængelige datamateriale. I de fleste tilfælde har vi kun medtaget den enkelte sø én gang, medmindre der er mere end 10 år mellem prøverne, da de i så fald betragtes som uafhængige. Fra nogle søer findes data langt tilbage i tiden, men disse har kun været

anvendt, hvis der har været samtidige oplysninger om koncentrationer af fosfor. Vi har illustreret forhold vedr.

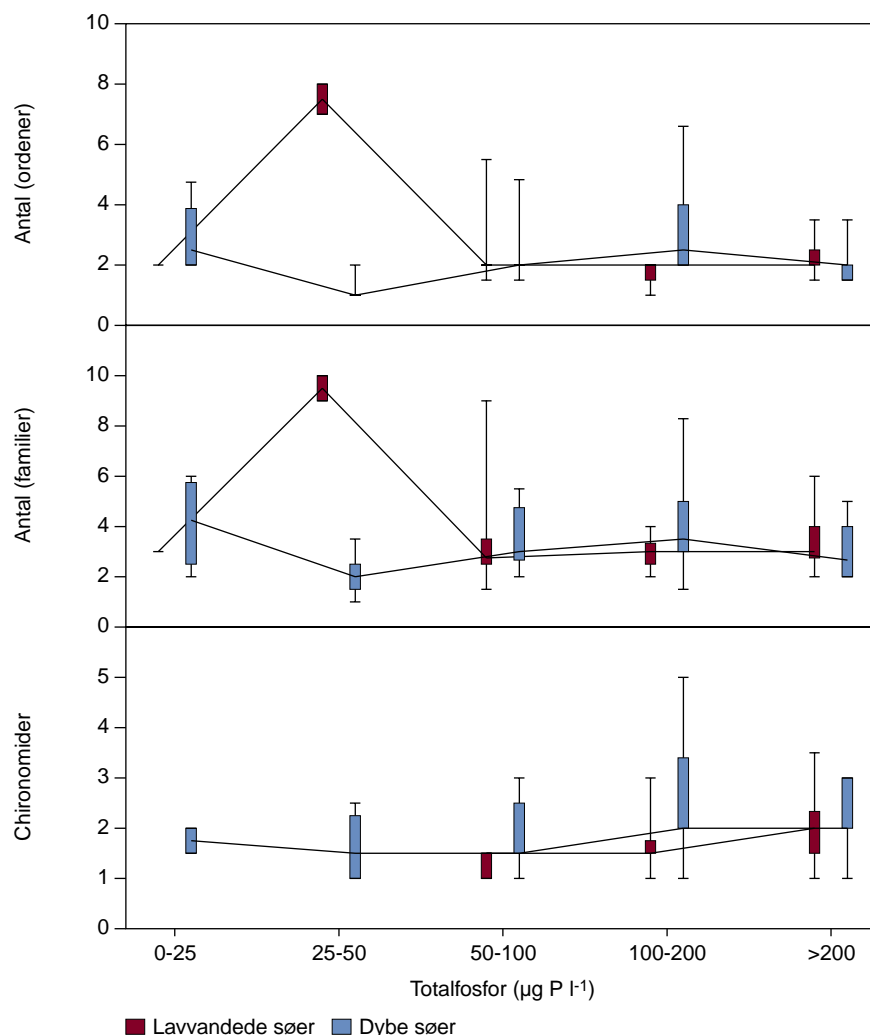
- Artsrigdom
- Indeks.

### 5.6.1 Artsrigdom

Antal arter af bunddyr er naturligvis meget følsom i forhold til den grundighed, hvormed prøverne er bestemte. Derfor er det temmeligt heterogene datamateriale, vi her har anvendt, ikke et godt udgangspunkt til at vurdere forskelle i artsrigdom.

Analyserne viser da også kun ringe forskel i artsantal langs en fosforgradient, uanset hvilken taxonomiske inddeling der anvendes (figur 5.36). Heller ikke blandt en gruppe som chironomiderne er der væsentlige forskelle, selv om der en tendens til et øget antal slægter langs en fosforgradient i både lavvandede og dybe søer (figur 5.36).

Figur 5.36 Antal ordener (øverst), familier (midten) og slægter af chironomider (nederst) langs en fosforgradient i henholdsvis dybe (n= 31) og lavvandede (n=39), alkaliske søer.



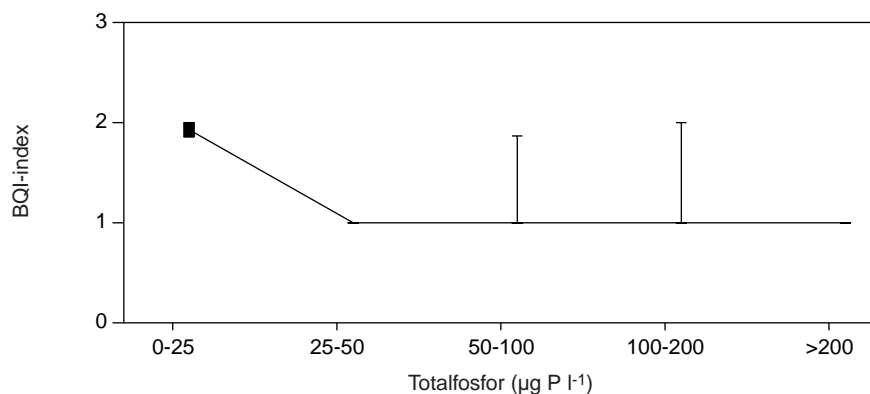
### 5.6.2 Indeks

Der har været anvendt en række forskellige indeks for bunddyr til at beskrive bunddyrssamfund. Et af dem er det svensk-udviklede "Benthic Quality Index (BQI)", hvor der på grundlag af forekomst af udvalgte indikatorarter i svenske søer beskrives forskelle i vandkva-

litet i forhold til en fosforgradient (Wiederholm, 1980). På det svenske datasæt reduceres indekset fra omkring 4 i de mindst næringsrige søer til under 1 i de mest næringsrige søer.

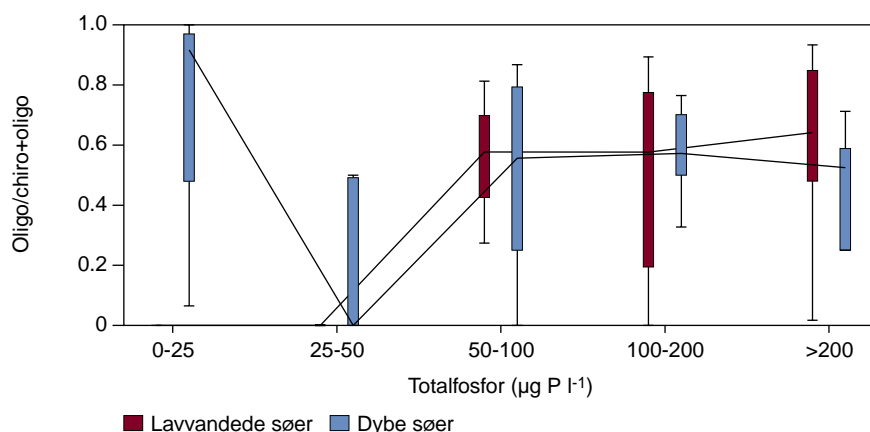
Det danske materiale (kun anvendt for dybe søer) viser imidlertid kun en meget ringe variation (figur 5.37). Størstedelen af de danske søer opnår en BQI på 1, fordi der ofte kun findes en af de arter (*Chironomus plumosus*), der anvendes i indekset. Dette indeks synes derfor ikke anvendeligt under danske forhold.

Figur 5.37 BQI indekset for dybe danske søer.



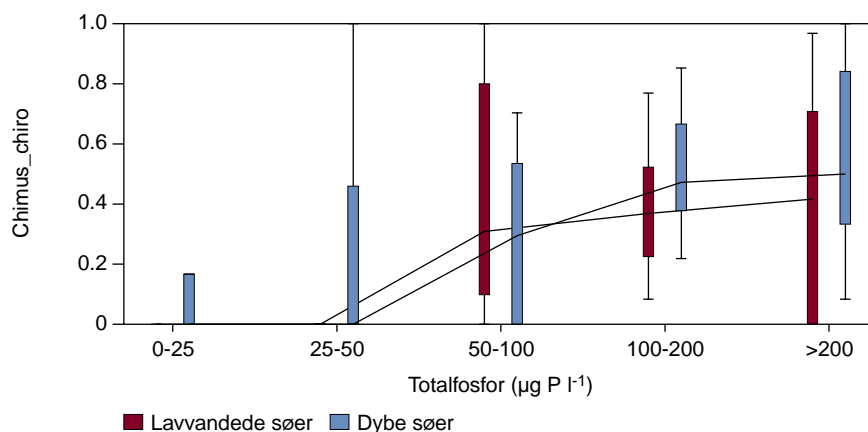
Et andet indeks er forholdet mellem antal oligochaeter og chironomider + oligochaeter. Som set i Esrum Sø, hvor dette indeks øgedes fra 0,39 i 1933 til 0,78 i 1990-95 (Lindegaard et al., 1997), ville man her forvente et stigende indeks ved øget eutrofiering. Heller ikke dette indeks ser dog alt for lovende ud (figur 5.38). Forholdet synes at stige ved fosforkoncentrationer over 50 µg P l<sup>-1</sup>, svarende til en øget andel af oligochaeter som forventet ved de mere næringsrige forhold, men blandt de dybe søer findes der også næringsfattige søer med en høj andel af oligochaeter. For alle næringsstofniveauer er der store variationer i indekset, hvilket ligeledes forringer indeksets anvendelighed.

Figur 5.38 Forholdet mellem antal (pr. m<sup>2</sup>) oligochaeter/oligochaeter + chironomider langs en fosforgradient i henholdsvis dybe (n=43) og lavvandede (n=58), alkaliske søer.



På det mere detaljerede plan har også været anvendt forholdet mellem antal *Chironomus plumosus* og antallet af alle chironomider (figur 5.39). *Chironomus plumosus* betragtes normalt som ret tolerant over for lave iltkoncentrationer og kunne derfor forventes at udgøre en øget andel med stigende eutrofiering. Forholdet mellem antal *Chironomus plumosus* og det total antal fundne chironomider pr. m<sup>2</sup> viser da også en øget ratio ved stigende fosforkoncentration. Mest markant er en

Figur 5.39 Forholdet mellem antal (per m<sup>2</sup>) *Chironomus plumosus*/alle chironomider langs en fosforgradient i henholdsvis dybe (n= 57) og lavvandede (n=56), alkaliske søer. Alle år med data er taget med, så nogle søer er repræsenteret flere gange.



grænse for både dybe og lavvandede søer ved omkring 50 µg P l<sup>-1</sup>, hvor rationen som medianværdi øges fra tæt ved 0 til omkring 0,3. Ved koncentrationer over 100 µg P l<sup>-1</sup> stiger rationen svagt til en medianværdi omkring 0,5 svarende til, at halvdelen af chironomidantallet udgøres af *Chironomus plumosus*. Som bjælkerne på boxene viser, er der dog store variationer inden for datamaterialet, hvilket begrænser anvendeligheden af denne ratio i klassifikationsøjemed.

#### Box 5.7 Bunddyr som økologisk indikator.

Det nuværende datamateriale vedr. bunddyr giver ikke indikatorer, der synes velegnede som anvendelse til økologisk klassifikation. Vi foreslår derfor, at der indtil videre ikke knyttes nogen klassifikationsvariable til bunddyrene. Grundlaget for at anvende bunddyr forventes forbedret, når flere prøver indsamlet og bearbejdet under mere sammenlignelige forhold bliver tilgængelige.

## 5.7 Kemiske indikatorer for økologisk kvalitet

I dette afsnit anvendes et materiale, der i alt omfatter data fra lidt over 1000 danske søer. Som tidligere nævnt er ingen datasæt dog komplette. Udgangspunktet har som i de tidligere afsnit været at beskrive en række relevante kemiske variable langs en fosforgradient. Både for de lavvandede og dybe søer har vi som for de øvrige økologiske indikatorer valgt 5 klasser. For de lavvandede søer: 0-25, 25-50, 50-100, 100-200 og >200 µg P l<sup>-1</sup> og for de dybe søer: 0-12,5, 12,5-25, 25-50, 50-100 og >100 µg P l<sup>-1</sup>. Vi præsenterer derfor i gennemgangen også de lavvandede og dybe søer hver for sig.

Vi har vurderet følgende kemiske variable som mulige indikatorer langs en fosforgradient i de lavvandede/dybe søer:

- Sigtdybde
- Suspenderet stof
- Total N
- PO<sub>4</sub>-P/tot-P
- pH/alkalinitet
- Varighed af iltfrit bundvand under lagdeling (dybe søer)

## 5.7.1 Lavvandede søer

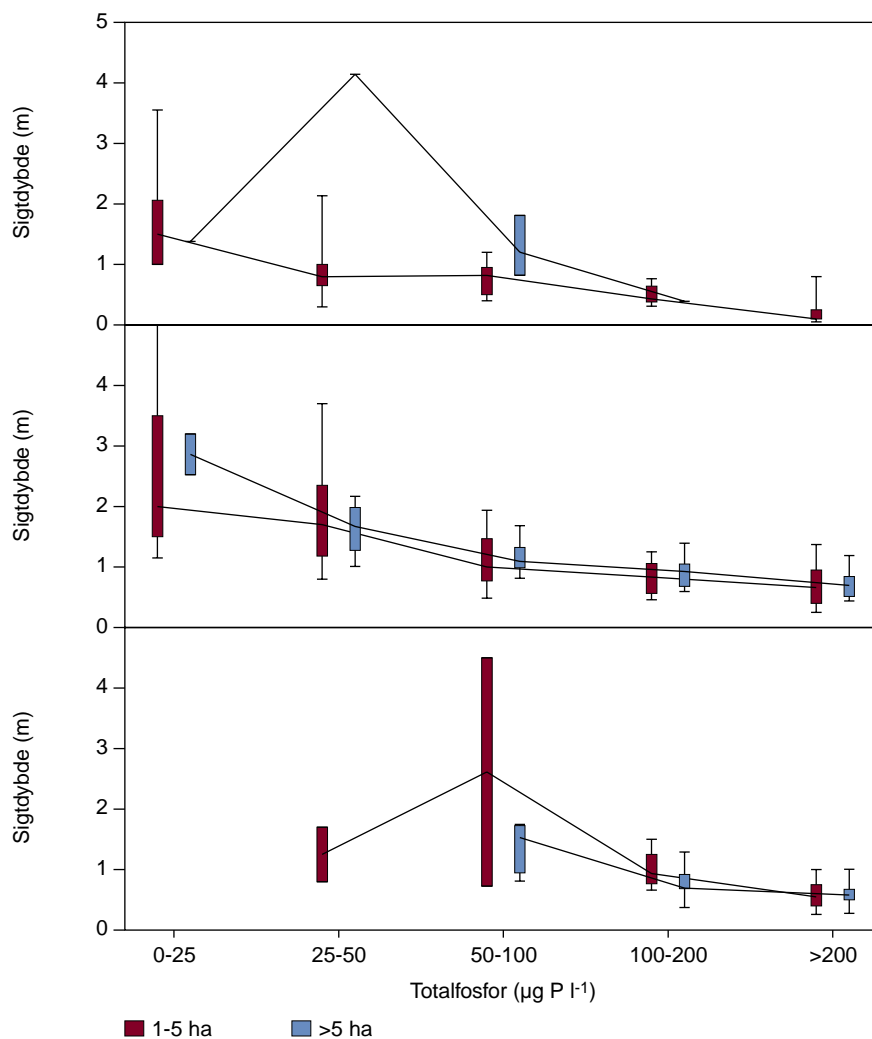
### Sigtdybde

Sigtdybden er en af de klassiske metoder i limnologien, der længe har været anvendt til at give en simpel og god overordnet beskrivelse af, hvor klarvandet en sø er. Sigtdybden afhænger især af søens farvetal (indhold af humusstoffer) og mængden af partikler i vandet. Sidstnævnte er ofte bestemt via mængden af alger og dermed næringsstoftilgængeligheden, men kan i de lavvandede danske søer også i høj grad være et udtryk for mængden af stof, der hvirvles op fra søbunden, for eksempel under blæsende forhold.

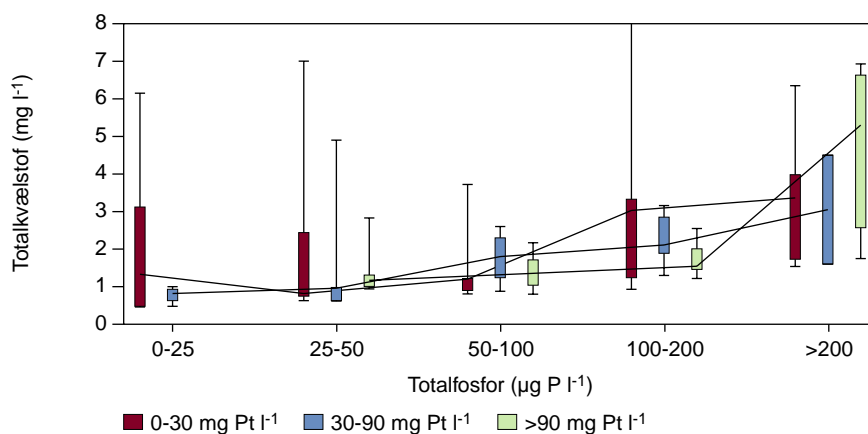
Generelt synes der ikke at være væsentlige forskelle mellem sigtdybden i de mindre (1-5 ha) og de større (>5 ha) søer langs en fosforgradient, hvad angår de lavalkaline søer (figur 5.40). Derimod er der for de højalkaline søer en tendens til, at sigtdybden ved de lave fosforniveauer er højere i de større end i de mindre søer.

Betydningen af humusindholdet i søerne er illustreret med data fra en række småsøer i Ribe amt. I de næringsfattige søer er der en væsentligt bedre sigtdybde i de klarvandede end de brunvandede søer (figur 5.41).

Figur 5.40 Sigtdybdefordelingen i lavvandede søer (middeldybde <3 m) langs en fosforgradient og i søer med forskellig størrelse.



Figur 5.41 Sigtdybden langs en fosforgradient ved forskelligt farvetal. Baseret på data fra mindre søer i Ribe amt (Ribe amt, 1996, 1998a, 1998b, n=96).

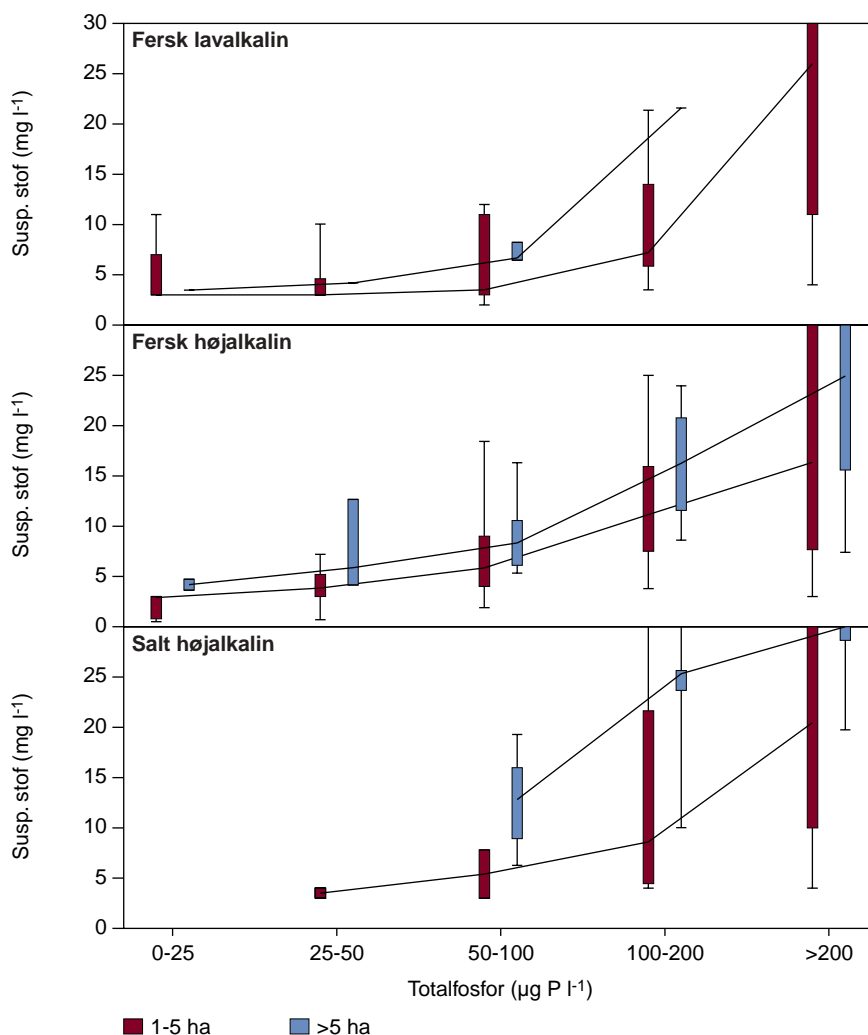


### Suspenderet stof

Suspenderet stof er et udtryk for mængden af partikler i vandet og som sådan tæt knyttet til sigtdybde og indhold af klorofyl *a*. I de lavvandede søer kan indholdet af suspenderet stof i betydelig grad være påvirket af ophvirvlet materiale fra bunden forårsaget af vind og/eller evt. fisks fødesøgning.

Ligesom for sigtdybden er der i de fleste tilfælde ikke noget, der peger på, at de mindre og større søer adskiller sig væsentligt fra hinanden (figur 5.42). Dog synes koncentrationerne at være højere i de højalkali-

Figur 5.42 Indholdet af suspenderet stof i lavvandede søer (middeldybde <3 m) langs en fosforgradient og i forskellige søtyper og i søer med forskellig størrelse.





ne brakvandssøer end i ferskvandssøerne. For de lavalkaline mindre søer synes der kun at være ringe forskel mellem de tre mest næringsfattige kategorier. Til gengæld er der kraftig respons ved højere P-niveauer, og medianværdien for suspenderet stof øges således fra omkring 4 til 25 mg tv l<sup>-1</sup> fra kategorien 50-100 µg P l<sup>-1</sup> til >200 µg P l<sup>-1</sup>.

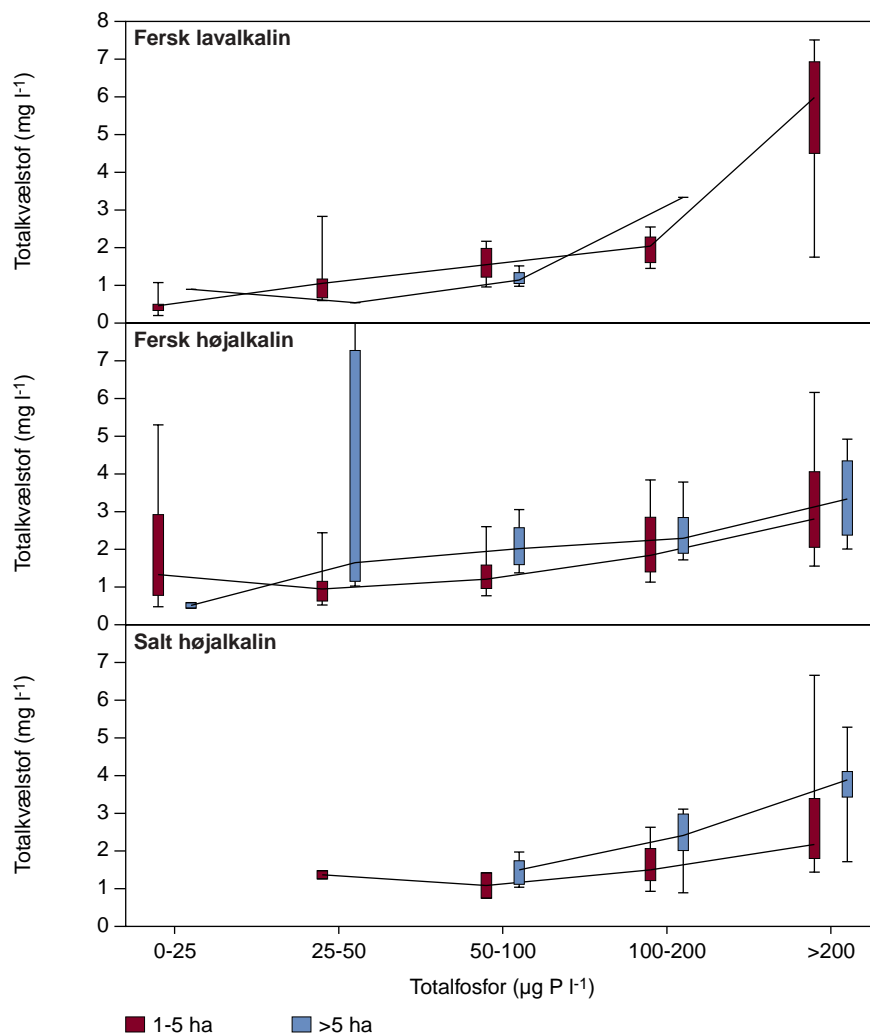
### Kvælstof

Koncentrationen af kvælstof er ofte tæt knyttet til indholdet af fosfor, fordi der ved en høj fosfortilførsel som regel også er en høj kvælstoftilførsel. Samtidig er total N om sommeren ofte også tæt relateret til mængden af suspenderet stof og dermed et udtryk for mængden af alger. I vinterhalvåret findes en væsentlig del af kvælstofmængden ofte i en uorganisk form.

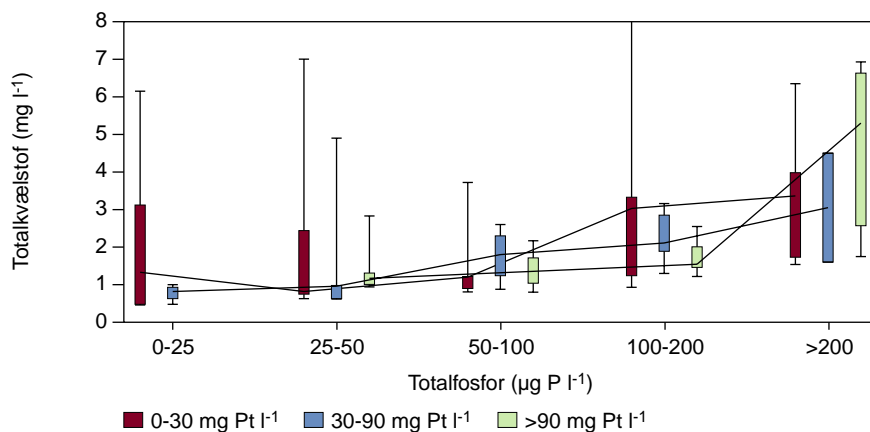
Heller ikke for totalkvælstof er der grundlag for at adskille de mindre søer fra de større søer, selv om der også her synes at være en tendens til højere værdier i de fosforrige brakvandssøer (figur 5.43). I de højalkaline søer er der generelt kun ringe forskel mellem de tre nederste fosforkategorier (0-100 µg P l<sup>-1</sup>).

Indholdet af kvælstof synes kun i mindre grad afhængig af farvetallet, dog med en tendens til at kvælstofindholdet ved de høje fosfor-

Figur 5.43 Indholdet af totalkvælstof i lavvandede søer (middeldybde <3 m) langs en fosforgradient og i søer med forskellig størrelse.



Figur 5.44 Indholdet af TN langs en fosforgradient i søer med forskellige farvetal. Baseret på data fra Ribe amt (Ribe amt, 1998a, 1998b, 1999).

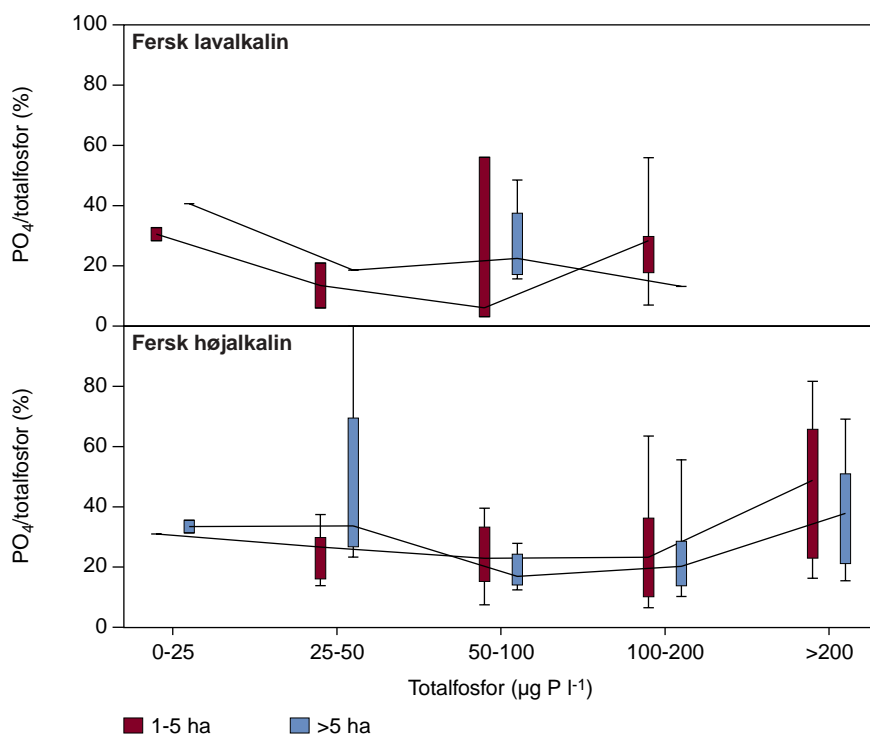


koncentrationer er højest i de mest brunvandede søer (figur 5.44).

### Forholdet mellem PO<sub>4</sub> og totalfosfor

Forholdet mellem den opløste, frit tilgængelige orthofosfat og totalfosfor kan bruges som et udtryk for, i hvor høj grad fosfor er begrænsende. Et højt forhold indikerer, at fosfor er mindre begrænsende end et lav forhold. Umiddelbart virker det dog ikke, som om denne ratio i særlig høj grad ændres langs en fosforgradient, og den synes derfor ikke særlig anvendelig som økologisk indikator (figur 5.45). Der er en tendens til, at andelen af PO<sub>4</sub>-P stiger i de højeste P-kategorier, men ellers synes der ikke at være klare mønstre.

Figur 5.45 Forholdet mellem PO<sub>4</sub>-P og tot-P (som % af total P) langs en fosforgradient og i forskellige søtyper og med forskellig størrelse.



### pH

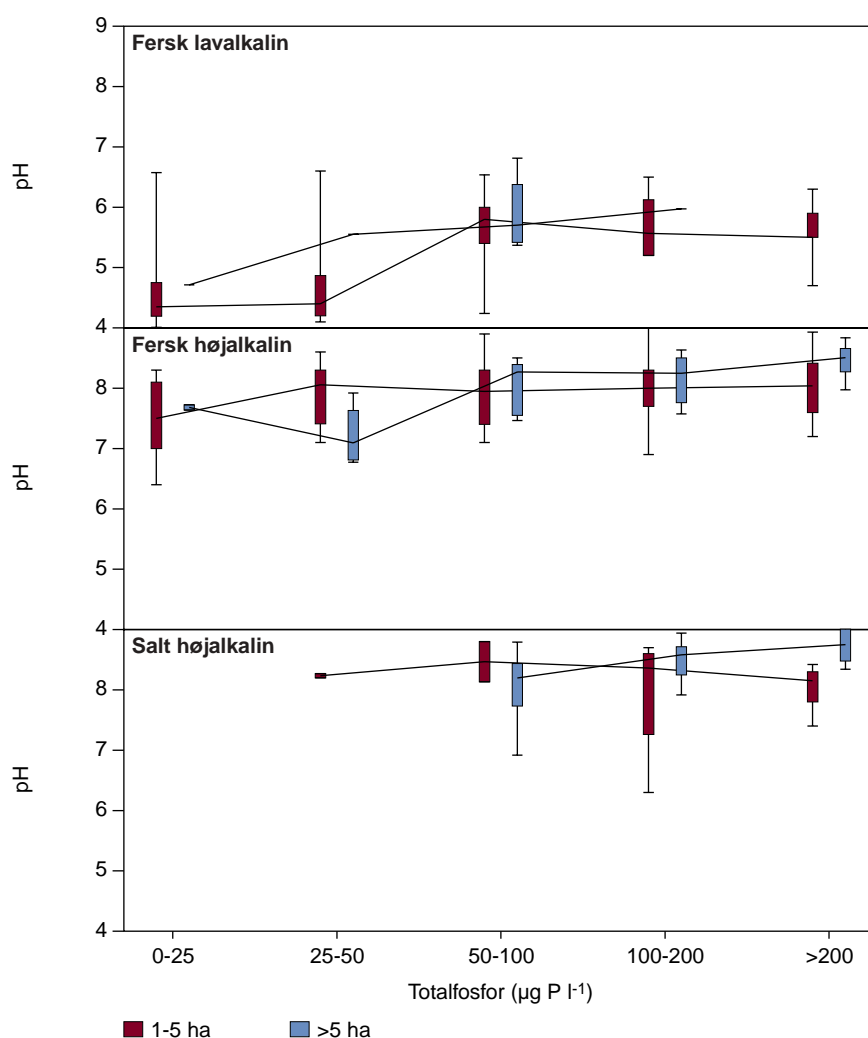
pH-værdien er i kalkfattige søer tæt knyttet til alkaliniteten og kan som sådan anvendes som et mål for forsurende tendenser. I de mere kalkrige søer er pH-værdien neutral eller basisk og vil afspejle søernes primærproduktion. I meget næringsrige søer med stor primærproduktion kan pH øges til over 10.

I de fleste søtyper ses en svag stigende pH-værdi ved øget fosforindhold, svarende til den forventede øgede produktion ved højere fosforindhold (figur 5.46). I de mindre søer synes der at være en mindre stigning i pH langs en fosforgradient end i de større søer.

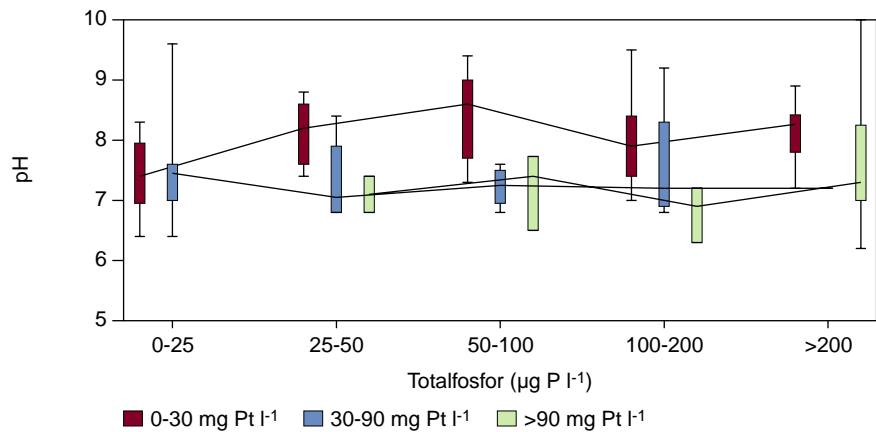
I de lavalkaline søer sker der et meget markant skift i pH fra kategorien 25-50  $\mu\text{g P l}^{-1}$  til 50-100  $\mu\text{g P l}^{-1}$ . Her øges median-pH fra 4,3 til 5,7 i søer mindre end 5 ha. Dette afspejler formentlig den øgede primærproduktion fra planteplankton ved fosforkoncentrationer  $>50 \mu\text{g P l}^{-1}$ . Der er meget få data fra søer over 5 ha, men tendensen synes at være den samme.

I de brunvandede, alkaliske søer påvirkes pH-værdien, så pH generelt falder med omkring en enhed ved farvetal over 30  $\text{mg Pt l}^{-1}$  i de næringsrige søer (figur 5.47). Der sker ikke noget yderligere fald i pH i søerne med farvetal over 90  $\text{mg Pt l}^{-1}$ .

Figur 5.46 pH langs en fosforgradient og i forskellige søtyper og af forskellig størrelse.



Figur 5.47 pH i alkaliske (>0,2 meq l<sup>-1</sup>), mindre søer fra Ribe amt (Ribe amt, 1996, 1998a, 1998b) ved tre forskellige farvetalsniveauer langs en fosforgradient.



### 5.7.2 Dybe søer

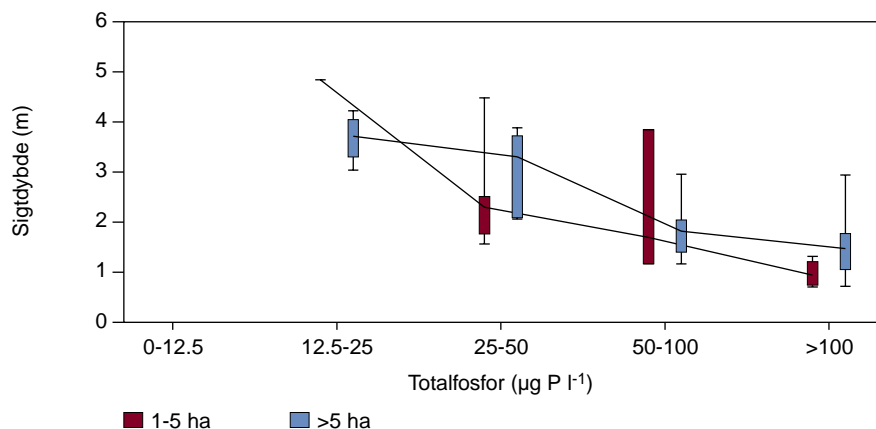
I dette afsnit er gennemgået de samme variable som for de lavvandede søer. Datamaterialet er dog langt mindre omfattende for disse søer, og derfor har det kun været muligt at vurdere en fordeling langs en fosforgradient for de højalkaline og ferske søer. Selv her er datamaterialet tyndt og omfatter blandt andet kun få eller ingen helt rene søer. Vi har derfor i nogle tilfælde suppleret med data fra norske søer, hvor der er langt flere næringsfattige søer.

#### Sigt dybde

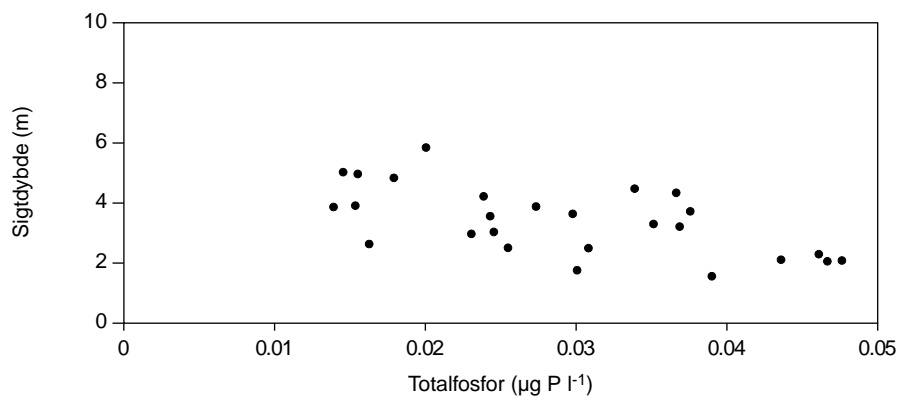
Sigt dybden i dybe søer er generelt væsentligt højere end i tilsvarende lavvandede søer. Der synes at være en tendens til, at sigt dybden er mindre i søer med et areal under 5 hektar, hvilket kan skyldes, at de data, der findes fra de mindre søer, som oftest ligger med en middeldybde, der ikke er meget højere end 3 m, mens der fra de større søer også findes søer med væsentlig større dybder (figur 5.48). Datamaterialet er dog meget spinkelt, så det er ikke muligt at afgøre, om der er en reel forskel.

Der findes ikke danske data fra søer med totalfosforindhold under 12,5 µg P l<sup>-1</sup> (figur 5.49), men et norsk-dansk datasæt viser, at sigt dybden fortsætter med at øges ved de helt lave fosforkoncentrationer (figur 5.50). I fosforkategorien 0-12,5 µg P l<sup>-1</sup> opnås en medianværdi for sigt dybden på omkring 5 meter.

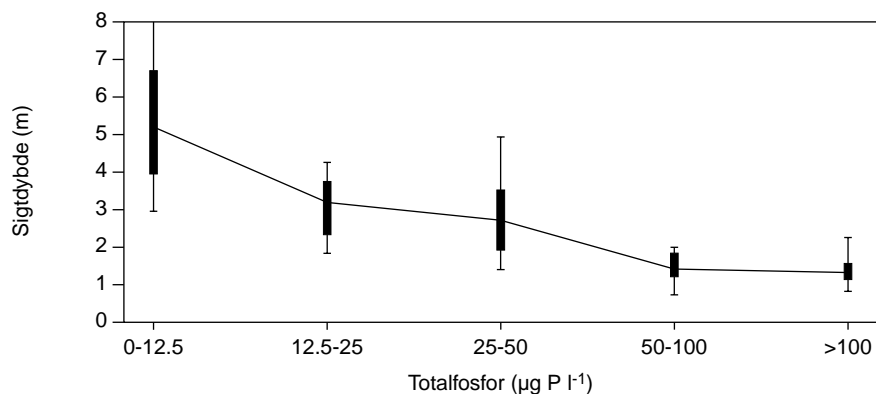
Figur 5.48 Sigt dybdefordelingen i dybe (middeldybde > 3 m), højalkaline, ferske søer langs en fosforgradient (0-12,5, 12,5-25, 25-50, 50-100 µg P l<sup>-1</sup>) og i søer med forskellig størrelse.



**Figur 5.49** Sammenhæng mellem sigtddybde og totalfosfor i danske søer (søer med totalfosfor under  $50 \mu\text{g P l}^{-1}$  og middeldybde  $>3$  m).



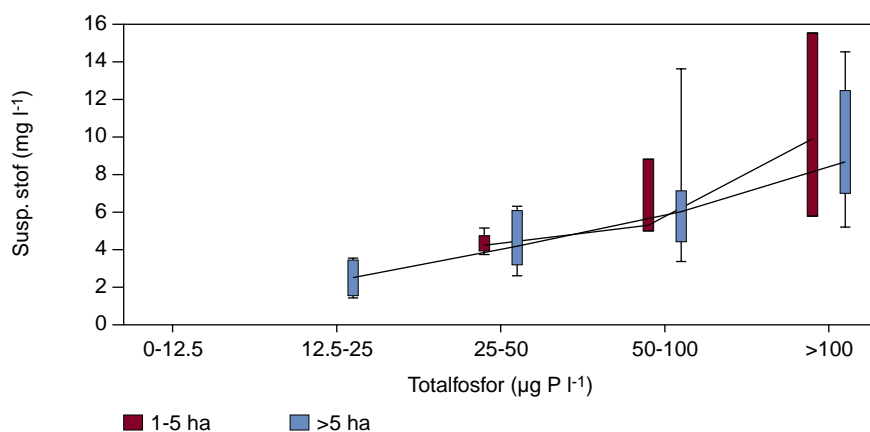
**Figur 5.50** Sammenhæng mellem fosforindhold (0-12,5, 12,5-25, 25-50, 50-100 og  $>100 \mu\text{g P l}^{-1}$ ) og sigtddybde i dybe (maksimumdybde  $>6$  m) norsk/danske søer (n=480). Sommergennemsnit maj-sep.



### Suspenderet stof

Indholdet af suspenderet stof afspejler indholdet af planteplankton, mens betydningen af sedimentophvirvling normalt er begrænset i de dybere søer. Der ses således også stigende koncentrationer ved øget fosforindhold (figur 5.51). Der er heller ikke noget her, der retfærdiggør en klassificering efter mindre og større søer.

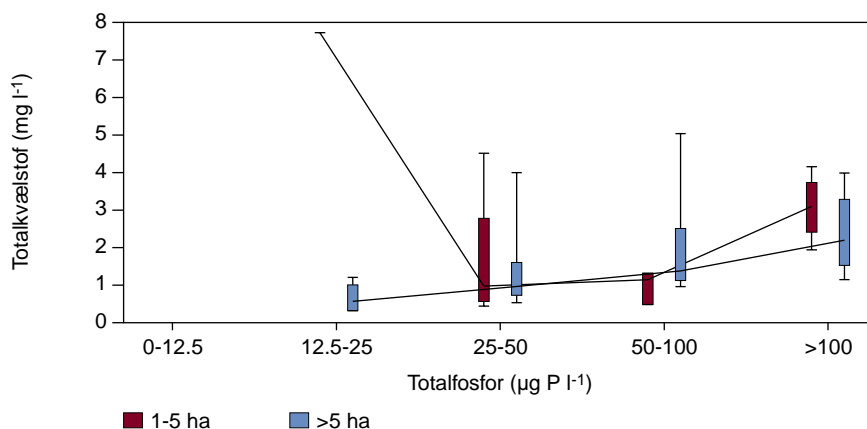
**Figur 5.51** Suspenderet stof i dybe (middeldybde  $>3$  m), højalkaline, ferske søer langs en fosforgradient (0-12,5, 12,5-25, 25-50, 50-100 og  $>100 \mu\text{g P l}^{-1}$  og i søer med forskellig størrelse.



### Kvælstof

Indholdet af totalkvælstof følger også for de dybe søer, som forventet, en stigende tendens ved øget fosforindhold (figur 5.52). Der synes ikke at være baggrund for at adskille mindre søer fra de større søer.

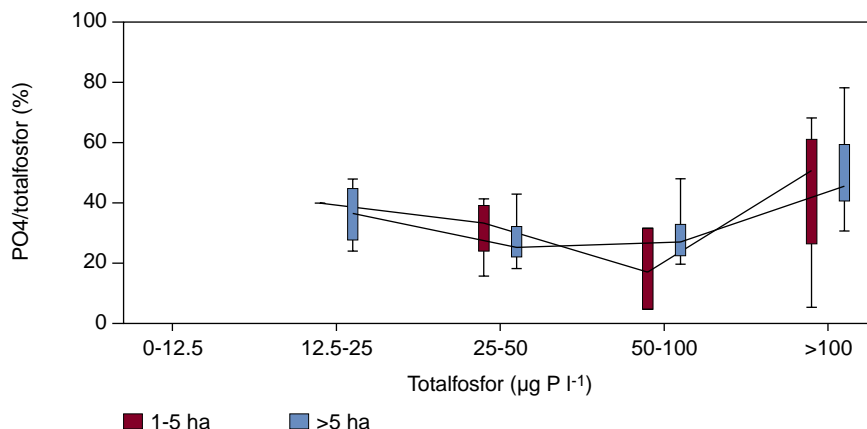
**Figur 5.52** Totalkvælstof i dybe (middeldybde >3 m), højalkaline, ferske søer langs en fosforgradient i søer med middeldybde over 3 m og en størrelse over eller under 5 ha.



### Forholdet mellem PO<sub>4</sub> og totalfosfor

Andelen af orthofosfat af det totale fosforindhold viser ligesom i de lavvandede søer relativt små ændringer og synes derfor umiddelbart ikke særlig anvendelig som indikator (figur 5.53). Der er en tendens til, at forholdet er højest i de mest næringsfattige og de mest næringsrige søer.

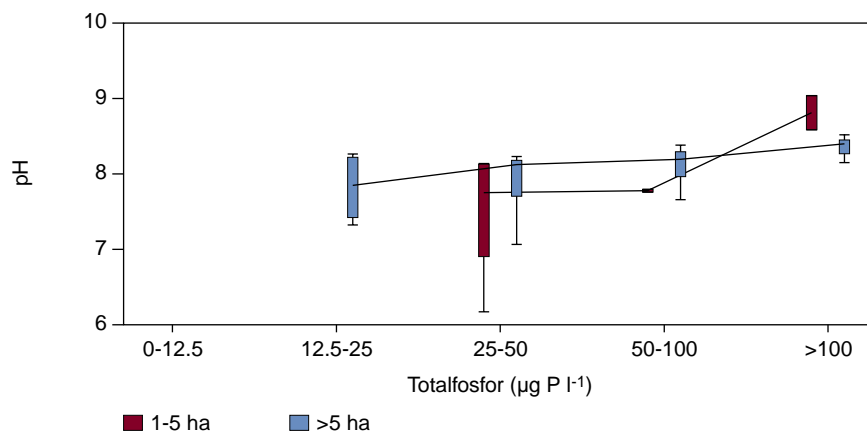
**Figur 5.53** Forholdet mellem PO<sub>4</sub>-P og tot-P (som % af total P) i dybe (middeldybde >3 m), højalkaline, ferske søer langs en fosforgradient (0-12,5, 12,5-25, 25-50, 50-100 og >100 µg P l<sup>-1</sup>) og i søer med forskellig størrelse.



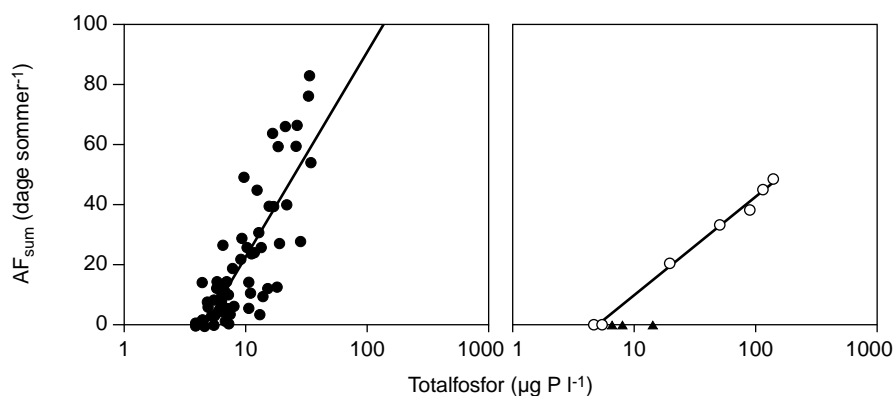
### pH

Datamaterialet er sparsomt, hvad angår pH-målinger i de dybe søer. Der er dog som forventeligt en tydelig trend i retning af højere pH-værdier ved højere fosforindhold (figur 5.54). De relativt beskedne ændringer og forholdsvis store variationer inden for en given fosfor-kategori betyder dog, at værdien af pH som indikator for eutrofiering er begrænset.

**Figur 5.54** pH i dybe (middeldybde > 3 m), højalkaline, ferske søer langs en fosforgradient (0-12,5, 12,5-25, 25-50, 50-100 og >100 µg P l<sup>-1</sup>) og i søer med forskellig størrelse.



Figur 5.55 Sammenhæng mellem årlig middelmiddelt koncentration af fosfor og varigheden af iltfrit bundvand  $AF_{sum}$  (varighed af anoxia \* anoxic sediment areal/søareal i to sæt af søer (højre og venstre del). Fra Nürnberg (1995).



### Varighed og omfang af iltfrit bundvand om sommeren

Omfanget af iltsvind i lagene under springlaget afhænger ud over vandvolumenet især af sedimentets iltforbrug. Sedimentets iltforbrug afhænger af den mængde af letomsætteligt organisk stof, der allerede findes i sedimentet eller falder ned fra den ovenliggende fotiske zone. Man må derfor forvente, at iltindholdet i hypolimnion efter lagdeling alt andet lige opbruges hurtigere, jo mere næringsrig søen er. Iltindholdet er som sådan anvendelig som indikator for eutrofiering.

Et dansk eksempel er fra Esrum Sø, hvor der findes en lang tidsserie over iltindholdet i hypolimnion. I 1908 var der ilt under hele stratifikationen, i 1933 var der kun en uge med iltkoncentrationer under  $1 \text{ mg l}^{-1}$  (lige før opblandingen i oktober), mens der i 1955-75 var iltmangel i 2-3 måneder og i 1990'erne i 3-4 måneder (Lindegaard et al., 1997).

Generelt findes der imidlertid ikke mange danske søer med tilstrækkelige data til at understøtte en inddeling efter udviklingen af springlaget, men en række udenlandske undersøgelser dokumenterer, at der findes en god sammenhæng mellem iltforbruget i hypolimnion og søers trofiske niveau (Nürnberg, 1995; figur 5.55). I sin simpleste form udregnes sedimentets iltforbrug på baggrund af to eller flere målinger i hypolimnion efter springlagsdannelsen (men før anoxia). Derved fås et udtryk for, hvor hurtigt ilt opbruges i bundvandet. Nürnberg (2002) har også foreslået grænser i eutrofi, der er udtrykt ved antallet af dage med iltfrit bundvand. For brunvandede søer kan der være et stort iltforbrug, som synes uafhængig af eutrofiering (Crisman et al., 1998).

#### Box 5.8 Kemiske indikatorer for økologisk kvalitet.

Blandt de kemiske indikatorer er især næringsstofkoncentrationer velegnede. Dette gælder først og fremmest fosforindholdet, mens kvælstofindholdet ændres mindre markant og især i fosforfattige søer synes mindre velegnet. Derudover er også koncentrationen af suspenderet stof samt sigtddybden velegnede, selv om sidstnævnte ikke er anvendelig i klarvandede, lavvandede søer, hvor sigtddybden når maksimumdybden. pH har ringe indikatorværdi for eutrofiering, men er oplagt i forbindelse med vurdering af forsurelseeffekter. Varigheden af iltfrit bundvand i dybe søer har en god indikatorværdi i forhold til eutrofiering, men der mangler danske data til at lave en egentlig klassificering.

## 5.8 Andre påvirkningsfaktorer end eutrofiering

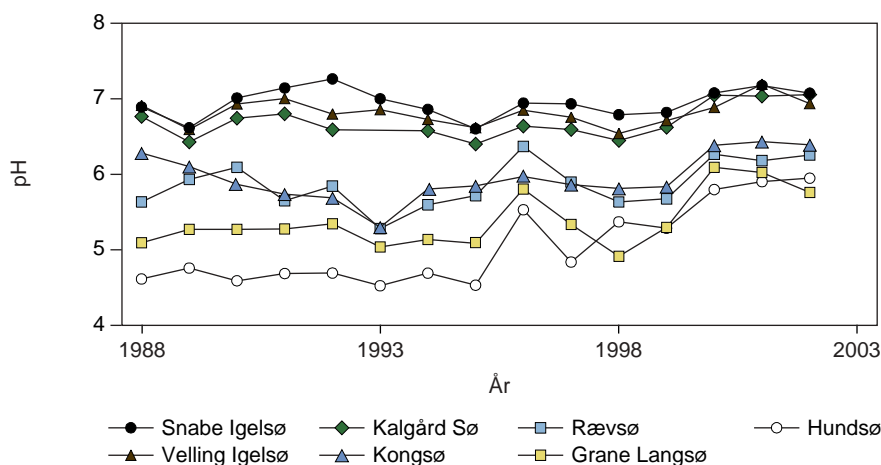
### 5.8.1 Forsuring

Forsuring kan i visse kalkfattige områder af landet udgøre et miljø-mæssigt problem, der påvirker den økologiske kvalitet i negativ retning. Kun lavalkaline søer med alkalinitet under  $0,2 \text{ meq l}^{-1}$ , der i Danmark udgør omkring 10 % af det samlede antal søer, er dog potentielt forsuringstruede. I en undersøgelse og i modelberegninger omfattende næsten 1800 engelske søer viste Johnes *et al.* (1998), at mindre end 1 % af søerne med en alkalinitet over  $0,4 \text{ meq l}^{-1}$  og kun 5 % af søerne med en alkalinitet over  $0,2 \text{ meq l}^{-1}$  var forsuringstruede. Anvendes denne model på danske søer svarer det til, at kun 0,5 % af de danske søer er forsuringstruede.

Generelt har forsuringproblemet været af langt mindre omfang i Danmark end i f.eks. Sverige og Norge. Samtidig har nedfaldet af forsurende stoffer gennem det sidste været aftagende, hvilket betyder, at stressfaktoren via forsuring er langt mindre omfattende end eutrofieringsproblematikken. Forsuringproblemet betragtes derfor overordnet set som værende mindre end tidligere. Nogle søer, hvor der tidligere blev set faldende pH og alkalinitet, synes nu således at have stigende pH og alkalinitet.

Et eksempel er Tingdalsøerne, hvor der efter faldende pH og alkalinitet fra omkring 1950 til 1980 i Grane Langsø (Rebsdorf & Nygaard, 1991) nu for de lavalkaline søers vedkommende synes at ske en stigning i både alkalinitet og pH (figur 5.56, 5.57). Stigningen har været markant i de sidste 3-8 år, hvor eksempelvis årsgennemsnittet for pH i Hund Sø er øget fra omkring 4,5 til næsten 6 og i Grane Langsø fra omkring 5 til næsten 6.

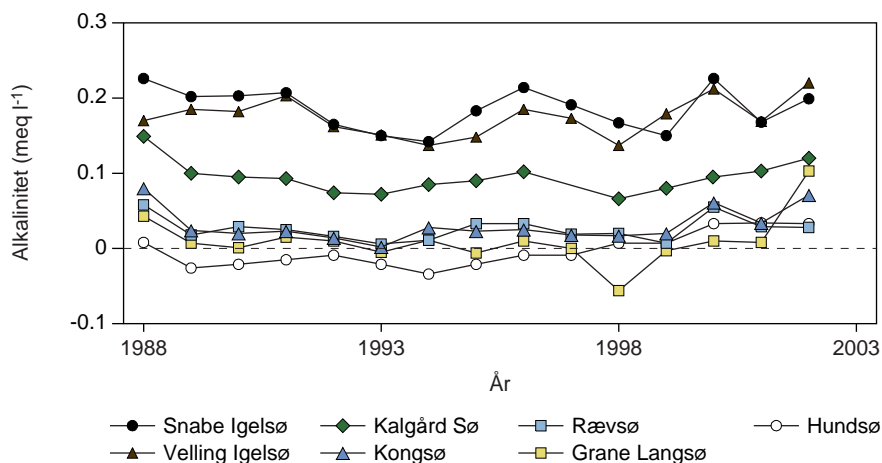
Figur 5.56 Årsmiddel-pH i Tingdalsøerne fra 1988 til 2002. Data fra Århus amt.



Hvis der skal opstilles separate indikatorer for forsuringstruede søer kan principperne, som anvendt af Moss *et al.* (2003), bruges. Her arbejdede man med en gruppering efter ledningsevne, hvor søer med en ledningsevne under  $100 \mu\text{S/cm}$  ( $10 \text{ mS/m}$ ) potentielt er forsuringstruede. Søer med så lav ledningsevne vil samtidigt have en alkalinitet under  $0,2 \text{ meq l}^{-1}$ . Ved disse lave værdier vil ledningsevnen variere uafhængig af alkaliniteten, fordi andre ioner (end bikarbonat-systemet) bliver afgørende.



Figur 5.57 Årsmiddel-alkalinitet i Tingdalsøerne fra 1988 til 2002. Data fra Århus amt.



Moss *et al.* (2003) definerede den gode og høje økologiske klasse i relation til foruretningsproblemer, som søer med pH over 5,5 (tabel 5.5). Ved pH mellem 4,5-5,5 blev vandkvaliteten defineret som ringe og ved pH < 4,5 som dårlig. pH-ændringerne gav også ændringer i plantesamfundet, typisk ved et skift fra grundskudsplanter til mosser.

Tabel 5.5 Forsuringstrusler. Inddeling i klasser efter ledningsevne, pH, TP, klorofyl og dominerende plantesamfund i lavvandede søer. Fra Moss *et al.* (2003).

Ledningsevne <100 $\mu\text{S/cm}$ (alkalinitet normal <0,2 meq $\text{l}^{-1}$ )				
Klasse	pH	TP ( $\mu\text{g P l}^{-1}$ )	Klorofyl ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	Plantesamfund
høj	5,5-7,0	<15	<10	Grundskudsplanter
god	5,5-7,0	<30	<20	Grundskudsplanter
moderat	5,5-7,0	<50	<30	Grundskud/langskuds-
ringe	4,5-5,5	<30	<10	Mosser
Ledningsevne 100-800 $\mu\text{S/cm}$ (alkalinitet normal >0,2 meq $\text{l}^{-1}$ , salinitet <0,5 ‰)				
Klasse	pH	TP ( $\mu\text{g P l}^{-1}$ )	Klorofyl ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	Plantesamfund
høj	6-9	<30	<10	Grundskuds- eller kransnål
god	6-9	<50	<20	Grundskuds- eller kransnål
moderat	6->9	50-100	<30	Langskuds-
ringe	6->9	>100	>30	Ingen
dårlig	6->9	>100	>30	Ingen
dårlig	<4,5	<30	<10	Mosser
Ledningsevne > 800 $\mu\text{S/cm}$ (alkalinitet normal >0,2 meq $\text{l}^{-1}$ , salinitet >0,5 ‰)				
Klasse	pH	TP ( $\mu\text{g P l}^{-1}$ )	Klorofyl ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	Plantesamfund
høj	6-9	<30	<10	Kransnål
god	6-9	<50	<20	Kransnål eller langskuds-
moderat	6->9	50-100	<30	Langskuds-
ringe	6->9	>100	>30	Langskuds- eller ingen
dårlig	6->9	>100	>30	Ingen

### 5.8.2 Miljøfremmede stoffer

Anvendelsen af miljøfremmede stoffer og risikoen for en belastning også af sømiljøet udgør en potentiel trussel, der også kan påvirke den økologiske kvalitet. Anvendelsen af herbicider kan eksempelvis tænkes at påvirke søernes planter og insekticider dyreplanktonet i negativ retning.

Miljøfremmede stoffers påvirkning af vandkvaliteten i danske søer er imidlertid ringe kendt. De hidtidige undersøgelser peger dog på, at

stofferne normalt optræder i så lave koncentrationer, at de kun forventes at have ringe indflydelse på vandkvaliteten (*Lauridsen & Wiggers, 2001*).

De miljøfremmede stoffer har størst potentiel indflydelse i mindre søer, hvor vandvolumenet og -udskiftningen er ringe og i søer beliggende i landbrugsområder, hvor der er mulighed for tilførsel via dræn eller vinddrift. En undersøgelse af forekomsten af pesticider i 23 vandhuller i Århus Amt (*Århus amt, 2002e*) viste dog også her generelt lave koncentrationer i forhold til de skadelige niveauer for vandlevende organismer. Undersøgelsen viste dog også, at vandhuller beliggende i åbne naturområder havde færre pesticider og lavere koncentrationer end vandhuller i dyrkede områder.

## 6 De økologiske klasser og indeks

### Resume

Den økologiske klassificering foreslås fastlagt på baggrund af op til 28 indikatorer og deres respons langs en fosforgradient. Afgrænsningen mellem de enkelte klasser er foretaget på grundlag af medianværdien inden for de enkelte fosforklasser. For mange indikatorer kan der kun fastsættes grænser inden for de mest almindelige søtyper på grund af mangel på data. Selv inden for søtyper med mange data er afgrænsningen dog ofte problematisk, fordi der er overlap mellem de fem klasser. Der må forventes justeringer i takt med, at der indsamles nye data, men ligegyldigt hvor mange data, der tilvejebringes, vil der altid være en betydelig variation inden for en given klasse på grund af den naturlige variation. Antallet af fejlplacerede søer mht. klasse ville kunne reduceres, hvis der blev arbejdet med tre i stedet for fem økologiske klasser.

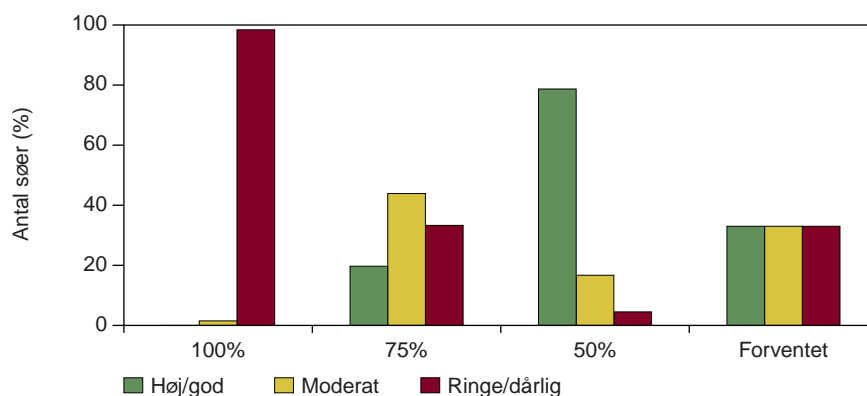
### 6.1 Indledning

#### 6.1.1 Baggrund

I det sidste afsnit blev det vist, hvordan der inden for de forskellige økologiske variable kan anvendes en række indikatorer til at beskrive den økologiske tilstand. I dette afsnit søger vi at fastsætte og afgrænse de fem økologiske klasser på grundlag af disse indikatorer. Endvidere anviser vi en metode til beregning af det økologiske indeks (EQR) for de enkelte søtyper. Forslag til grænser mellem de 5 økologiske klasser (høj – dårlig) er vist i en række tabeller, hvor der anvendes de samme 5 fosforkategorier, som i sidste afsnit.

Som omtalt i afsnit 4 om søers referencetilstand er anvendelse af den upåvirkede sø som baggrund for fastlæggelsen af de fem økologiske klasser ikke i praksis en farbar vej, eftersom datagrundlaget er utilstrækkeligt og samtidigt viser store variationer. Vores udgangspunkt har derfor været at anvende en række empiriske sammenhæng mellem fosforkoncentration og de enkelte indikatorer, som vist i afsnit 5. Baggrunden for denne angrebsvinkel er blandt andet et EU-projekt (ECOFAME), hvor Moss *et al.* (2003) viste, hvordan man ved at anvende 28 forskellige biologiske og kemiske indikatorer kunne henføre søerne til en given klasse (figur 6.1).

Figur 6.1 Klassifikation af 66 europæiske søer ved anvendelsen af 28 biologiske og kemiske variable, hvis henholdsvis 100 %, 75 % eller 50 % af variablene skal være opfyldt. Længst til højre er angivet den forventede fordeling baseret på en ekspertvurdering). Efter Moss *et al.*, 2003, ECOFRAME).



Øvelsen viste også, at hvis der blev anlagt en for striks tolkning, hvor f.eks. alle 28 indikatorer skulle være opfyldt for at karakterisere en given sø som havende en høj eller god tilstand (one out – all out princippet), så ville man i mange tilfælde gå forkert i forhold til det forventede resultat, idet næsten alle søer i så fald skulle henføres til kategorien med ringe eller dårlig økologiske kvalitet (figur 6.1). Modsat ville en for ”slap” tolkning, hvor f.eks. kun 50 % af de 28 indikatorer skulle være opfyldt, føre til for mange søer med høj eller god kvalitet i forhold til det forventede. Moss *et al.* (2003) konkluderede, at det mest rigtige resultat i forhold til en ekspertvurdering formentlig blev opnået, hvis der blev stillet krav om, at omkring 80 % af indikatorerne skulle være opfyldt, svarende til eksempelvis 22 ud af 28 indikatorer.

Også set i forhold til blandt andet den forsinkelse, der kan være i visse indikatorers respons på ændret tilstand, synes det uhensigtsmæssigt at anvende ”one out all out princippet”. Ændringer i sigtddyben påvirker således ikke nødvendigvis dybdegrænsen for undervandsplanter før den følgende vækstsæson eller måske endda senere endnu. Her ville manglende opfyldelse af undervandsplanternes dybdegrænse potentielt føre til, at en sø ikke opfyldte en given økologisk klasse.

### 6.1.2 Fastsættelsen af de økologiske klasser

De enkelte indikatorer varierer, som vist i afsnit 5, betydeligt inden for de enkelte fosforklasser. Eksempelvis varierer sigtddyben i 47 lavvandede, ferske, højalkaline søer med fosforkoncentration mellem 25 og 50  $\mu\text{g P l}^{-1}$  fra 0,5 til 5,2 m (se også figur 5.39). I denne gruppe har 25 % en sigtddybe <1,2 m, 50 % en sigtddybe <1,7 m og 75 % en sigtddybe <2,2 m. Der vil derfor stilles væsentlige forskellige krav til, om man vælger medianværdien eller den øvre eller nedre 25 % kvartil.

*Tabel 6.1* Beregnet økologiske klasse i forhold til fosforklasse ved anvendelsen af henholdsvis 75 %, median og 25 % fraktiler (mest, middel og mindst restriktiv) i dybe og lavvandede søer. Baseret på 13 års data fra 1989 til 2001 i ferske overvågningssøer med en alkalinitet over 0,2 meq  $\text{l}^{-1}$ . En værdi på 1 betyder, at den beregnede klasse svarer til den forventede (på baggrund af fosforniveau). Værdier over 1 betyder, at den økologiske klasse beregnes højere (dvs. ringere) end forventet ud fra fosforindhold, mens værdier under 1 angiver, at der som gennemsnit beregnes en bedre økologisk klasse end forventet ud fra fosforindhold.

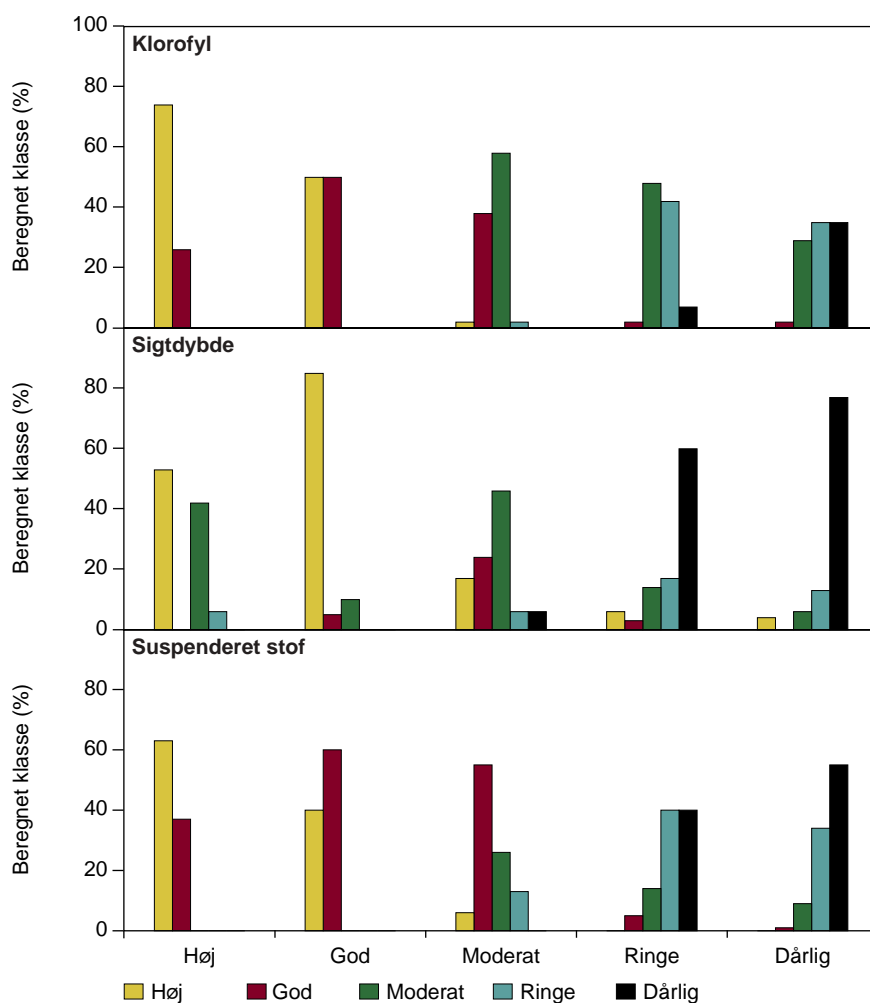
Variabel	75 % kvartil (mest restriktiv)	median	25 % kvartil (mindst restriktiv)
<b>Lavvandede søer (søår=245)</b>			
TN/TP, middel (max-min)	1,15 (0,5-2,5)	1,07 (0,2-2)	0,73 (0,2-1,7)
SS/TP, middel (max-min)	1,26 (0,8-4,0)	1,16 (0,5-3,0)	1,02 (0,5-3,0)
sigt/TP, middel (max-min)	1,08 (0,4-2,0)	0,93 (0,2-1,7)	0,75 (0,2-1,3)
chl/TP, middel (max-min)	1,23 (0,8-4,0)	1,14 (0,6-3)	1,02 (0,4-2,0)
Gennemsnit	1,18	1,08	0,88
<b>Dybe søer (søår=174)</b>			
TN/TP, middel (max-min)	1,26 (0,8-2,5)	1,09 (0,4-2,5)	0,81 (0,4-1,7)
SS/TP, middel (max-min)	1,14 (0,5-2,0)	1,07 (0,4-2,0)	0,95 (0,4-1,7)
sigt/TP, middel (max-min)	1,15 (0,4-2,0)	1,01 (0,4-1,7)	0,90 (0,2-1,5)
chl/TP, middel (max-min)	1,17 (0,8-2,0)	1,06 (0,5-1,5)	0,94 (0,6-1,5)
Gennemsnit	1,18	1,06	0,90

Ved fastsættelsen af de eksakte grænser for de enkelte klasser har vi valgt at anvende medianværdien. Man kunne også anvende den mere restriktive øvre 25 % fraktil eller den mindre restriktive nedre 25 % kvartil, men som vist i tabel 6.1 synes medianværdien samlet set at komme tættest på den "sande" værdi, dvs. den forventede på baggrund af fosforkoncentrationen.

Hvis dataomfanget er ringe, hvilket er tilfældet for mange indikatorer, søtyper og klasser, har vi angivet værdien med en \* for at indikere, at grænsen er usikkert bestemt. Vi har defineret en grænse som usikkert bestemt, hvis materialet i en given klasse (box) baserer sig på mindre end 10 søer. Hvis der har været mindre end 4 søer til at fastsætte en grænse, er der ikke angivet nogen værdier.

Anvendeligheden og potentialet for at kunne definere de fem klasser er indledningsvis undersøgt ved at sammenligne "sande" (=fosforindhold) klasser med beregnede klasser. Som databaggrund er anvendt data fra overvågningssøerne, svarende til vandkemiske data fra omkring 310 søer. Sammenligningen mellem en "sand" værdi af den økologiske klasse beregnet på grundlag af de fem fosforklasser, der har været anvendt, og den beregnede værdi på grundlag af de givne grænser for forskellige indikatorer viser, at det langt fra i alle tilfælde er muligt at ramme den "rigtige" klasse (figur 6.2).

Figur 6.2 Sammenligning mellem "sand" økologisk klasse (defineret på baggrund af fosforniveau) og beregnet på grundlag af grænserne defineret for sigtdybde, klorofyl a og suspenderet stof. Beregningen er foretaget på baggrund af medianværdier (overvågningssøer).



Eksempelvis kan man for klorofyls vedkommende godt nok ramme over 70 % rigtigt i den høje klasse, men kun 50 % i den gode klasse og lidt over 40 % i den ringe klasse (figur 6.2). I visse tilfælde rammes endnu mere ved siden af, som eksempelvis for sigtddybden i den gode klasse, hvor beregningen i 85 % af tilfældene lader søerne falde i den høje klasse. Der er altså noget, der tyder på, at inddelingen i de fem klasser i flere tilfælde vanskeligt lader sig gruppere rigtigt med denne fremgangsmåde, formentlig betinget af det store overlap imellem de forskellige klasser.

## 6.2 Fisk

Det er meget vanskeligt at opstille kvantitative kriterier for fisk i relation til økologiske klasser for alle typer af søer. Reelt er der kun tilstrækkelige data for lavvandede søer med alkalinitet  $>0,2 \text{ meq l}^{-1}$ , svarende til ca. halvdelen af de danske søer, samt i nogen grad, men med stor usikkerhed, for dybe søer i samme kategori. For de øvrige findes kun spredte eller slet ingen informationer. Vi har valgt at angive grænser for de tre søtyper: lavvandede, alkaliske søer (gode data), dybe, alkaliske søer (få data) og lavvandede brakvandssøer (meget få data). Øvrige data er skønnede værdier, men det må understreges, at der er tale om *meget* grove skøn. Der er et stort behov for at få testet disse værdier ved supplerende undersøgelser.

### 6.2.1 Artsrigdom

Artsrigdommen af fisk synes ikke at være en god indikator på tilstanden langs en fosforgradient. Dette skyldes, at artsantallet først og fremmest er bestemt via søstørrelse. Eventuelle forskelle i artsantal i forskellige søer langs en fosforgradient vil derfor blive overskygget af forskelle betinget af forskellige søstørrelser.

### 6.2.2 Antal og vægt af fisk i gællenet

For det samlede antal (gennemsnitlig fangst i oversigtsgarn) er der for ferskvandssøerne en god opdeling på de 5 økologiske klasser, og generelt stiger antallet med aftagende økologisk kvalitet. Værdierne er for flere klasser højere for dybe end lavvandede søer (tabel 6.2). Dybe søer synes altså at kunne tåle flere fisk ved et givent fosforniveau. For de lavvandede brakvandssøer (få data) tegner der sig ikke noget klart billede.

Tabel 6.2 Økologiske klasser anvendt for fisk (antal) inden for de enkelte søtyper.

Søtype Nr.	Alka	Farve	Salt	Dybde	CPUE antal (antal net <sup>-1</sup> nat <sup>-1</sup> )				
					Høj	God	Moderat	Ring	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav					
2	lav	lav	lav	dyb					
3	lav	lav	høj	lav	-	58	34	120	69
4	lav	høj	lav	lav					
5	lav	høj	lav	dyb					
6	høj	lav	lav	lav	<20	43	96	151	201
7	høj	lav	lav	dyb	-	62	93	134	149
8	høj	lav	høj	lav					
9	høj	høj	lav	lav					
10	høj	høj	lav	dyb					
11	høj	høj	høj	lav					

Antallet kan derfor være en relevant økologisk klassifikationsvariabel for ferskvandsøerne, mens anvendeligheden er mere uklar for brakvandssøerne. For de dybe ferskvandssøer er der ikke en klar opdeling mellem klasserne høj og god, men ellers ser det rimeligt ud. En ulempe er, at variationen inden for klasserne er meget stor, hvilket gør sikkerheden på klassifikationen ringe. Men hvis der anvendes en række andre variable, vil antallet kunne anvendes.

Samme mønster tegner sig for fangsten i oversigtsgarn opgjort på vægtbasis (tabel 6.3). Her er der dog ikke en god adskillelse (læs ingen) mellem klasserne god og moderat for de lavvandede søer og mellem høj og god for dybe søer (få tal i klassen høj). Igen er adskillelsen for brakvandssøer ringe.

Både på antals- og vægtbasis er andelen af potentielle rovfisk (gedde, aborre, sandart) i fangsten godt adskilt klasserne imellem for ferskvandsøerne, og der er en tendens til, at brakvandssøerne viser samme mønster (tabel 6.4 og 6.5). Andelen aftager med aftagende økologisk kvalitet. For ferskvandssøerne er adskillelsen mellem de kritiske klasser god og moderat dog ikke specielt god, når fangsten opgøres på vægtbasis, mens den ser bedre ud – i det mindste for lavvandede søer – på antalsbasis. Derimod er der tilsyneladende god adskillelse både antalsmæssigt og på vægtbasis for brakvandssøerne.

Gennemsnitsvægten af alle fisk og potentielle rovfisk synes at være en meget god indikator for ferskvandssøerne og aftager med aftagende økologisk kvalitet (tabel 6.6). Her er der endvidere en god adskillelse mellem moderat og god. For brakvandssøerne ses ikke noget klart mønster.

*Tabel 6.3* Økologiske klasser for fisk (vægt) inden for de enkelte søtyper.

Søtype Nr.	Alka	Farve	Salt	Dybde	CPUE vægt (kg net <sup>-1</sup> nat <sup>-1</sup> )				
					Høj	God	Moderat	Ringede	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav					
2	lav	lav	lav	dyb					
3	lav	lav	høj	lav		1,5	1,2	1,7	2,2
4	lav	høj	lav	lav					
5	lav	høj	lav	dyb					
6	høj	lav	lav	lav	<2,7	4,7	4,7	6,2	10,3
7	høj	lav	lav	dyb	–	3	4,5	5,4	7,2
8	høj	lav	høj	lav					
9	høj	høj	lav	lav					
10	høj	høj	lav	dyb					
11	høj	høj	høj	lav					

*Tabel 6.4* Økologiske klasser for fisk (rovfiskeprocent, antal) inden for de enkelte søtyper.

Søtype Nr.	Alka	Farve	Salt	Dybde	Rovfiskeprocent på antalsbasis				
					Høj	God	Moderat	Ringede	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav					
2	lav	lav	lav	dyb					
3	lav	lav	høj	lav		63	28	0,1	7
4	lav	høj	lav	lav					
5	lav	høj	lav	dyb					
6	høj	lav	lav	lav	(100)	56	46	36	10
7	høj	lav	lav	dyb		61	58	57	45
8	høj	lav	høj	lav					
9	høj	høj	lav	lav					
10	høj	høj	lav	dyb					
11	høj	høj	høj	lav					

**Tabel 6.5** Økologiske klasser for fisk (rovfiskeprocent, vægt) inden for de enkelte søtyper.

Søtype Nr.	Alka	Farve	Salt	Dybde	Rovfiskeprocent på vægtbasis				
					Høj	God	Moderat	Ringede	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav					
2	lav	lav	lav	dyb					
3	lav	lav	høj	lav		22	16	5	14
4	lav	høj	lav	lav					
5	lav	høj	lav	dyb					
6	høj	lav	lav	lav	(100)	64	42	21	10
7	høj	lav	lav	dyb		58	42	35	26
8	høj	lav	høj	lav					
9	høj	høj	lav	lav					
10	høj	høj	lav	dyb					
11	høj	høj	høj	lav					

**Tabel 6.6** Økologiske klasser for fisk (gennemsnitsvægt, rovfisk) inden for de enkelte søtyper.

Søtype Nr.	Alka	Farve	Salt	Dybde	Gennemsnitsvægt – rovfisk (g)				
					Høj	God	Moderat	Ringede	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav					
2	lav	lav	lav	dyb					
3	lav	lav	høj	lav		13	16	73	25
4	lav	høj	lav	lav					
5	lav	høj	lav	dyb					
6	høj	lav	lav	lav	111	84	42	36	48
7	høj	lav	lav	dyb		56	56	40	43
8	høj	lav	høj	lav					
9	høj	høj	lav	lav					
10	høj	høj	lav	dyb					
11	høj	høj	høj	lav					

## 6.3 Undervandsplanter

I dette afsnit anvendes undervandsplanterne til at adskille de forskellige økologiske klasser. Vi har brugt de variable, der blev vurderet som de mest lovende under afsnit 5.3, dvs. artsantal, dybdegrænse, plantedækket areal og andelen af grundskudsplanter. For en række af de mere sjældne søtyper (jf. tabel 3.16) er datamaterialet utilstrækkeligt, og her har det ikke været muligt at angive separate grænseværdier. Vi har især lagt vægt på at kunne definere grænserne for de mest almindelige søtyper, herunder de højalkaline, ikke-brunvandede, ferske, lavvandede og dybe søer.

### 6.3.1 Artsrigdom

Antallet af undervandsplanter afhænger, som omtalt i afsnit 5, i høj grad af søstørrelse, også hvis der kun arbejdes med søer over 5 ha. Det er derfor nødvendigt at "korrigere" for søareal, hvor der alt andet lige vil være færre arter i de mindre søer, mens der er flere i de store søer. Grænserne for artsantallet i de enkelte økologiske klasser er derfor defineret ved en formel, hvori indgår søstørrelse, dvs. grænsen udregnes søspecifikt på baggrund af arealet (tabel 6.7). Datasæt, der i en betydelig udstrækning er baseret på mindre søer, som f.eks. søer mellem 1 og 5 ha (*Ribe amt, 1998a, 1998b, 1999*), undervurderer formentlig artsantallet i en vis grad, hvis der skal sammenlignes med tilsvarende større søer.



**Tabel 6.7** Økologiske klasser for artsantallet af undervandsplanter inden for de enkelte søtyper baseret på medianværdier. Der er ikke skelnet mellem dybe og lavvandede søer, men kun mellem lavalkaline og højalkaline søer. Værdier for klasserne ringe og dårlig er ikke angivet, fordi datamaterialet primært omfatter søer, hvor der er fundet planter. I tabellen er angivet to værdier, nemlig a og b, der indgår i formelen for artsantal:  $\text{artsantal} = a \cdot \text{søareal}^b$  (søareal i ha).

Søtype Nr.	Alka	Farve	Salt	Dybde	Artsantal			Ringe	Dårlig
					Høj	God	Moderat		
1	lav	lav	lav	lav	a=5,24 b=0,23	a= 3,61 b= 0,16	a= 2,21 b=0,19	-	-
2	lav	lav	lav	dyb	a=5,24 b=0,23	a= 3,61 b= 0,16	a= 2,21 b=0,19	-	-
3	lav	lav	høj	lav	-	-	-	-	-
4	lav	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
5	lav	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
6	høj	lav	lav	lav	a= 6,19 b= 0,33	a=4,54 b=0,30	a=2,45 b=0,11	-	-
7	høj	lav	lav	dyb	a= 6,19 b=0,33	a=4,54 b=0,30	a=2,45 b=0,11	-	-
8	høj	lav	høj	lav	-	-	-	-	-
9	høj	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
10	høj	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
11	høj	høj	høj	lav	-	-	-	-	-

Størrelsesafhængigheden betyder, at der selv for den høje økologiske klasse ikke kan stilles særligt stærke krav til antal arter i de mindre søer. Det skal her bemærkes, at fastsættelsen af antal arter ikke er bedre end det datagrundlag, vi har anvendt. Det betyder for eksempel, at mosser typisk ikke er bestemt til art, kransnålalger i nogle tilfælde, mens mange blomsterplanter, men ikke nødvendigvis altid, er bestemt til art. I forhold til NOVANA overvågningsprogrammet, hvor alle plantegrupper på nær mosser og trådalger skal bestemmes til art, underestimerer det eksisterende datasæt formentlig det reelle antal arter.

I de lavalkaline søer er der en ringere effekt af søstørrelse end i de højalkaline søer. Dette hænger formentlig sammen med, at det potentielle antal arter i de lavalkaline søer er væsentlig lavere end i de højalkaline. Til gengæld er der flere arter i de små næringsfattige lavalkaline søer end i de højalkaline.

Data vedr. antal arter omfatter især lavvandede søer og kun få dybe søer. Der er derfor ikke tilstrækkelig med data til også at gruppere efter vanddybde, men det må antages, at antallet af arter i de dybe søer ved en given økologisk klasse er mindst lige så stort som i en tilsvarende lavvandet sø.

For brakvandssøerne er der ligeledes få data. Formentlig vil der ikke være væsentlige forskelle i artsantal, så længe saliniteten er under nogle få promille, idet mange ferskvandsarter tolererer en vis saltholdighed. Til gengæld må der ved overgangen mellem brakvand og det mere salte forventes et mindre artsantal, idet kun få arter klarer sig godt ved intermediære niveauer. Store variationer i saltholdighed (år til år og gennem sæsonen) vil påvirke artsantallet i negativ retning.

Farvetallet påvirker ved høje værdier ligeledes artsantallet negativt, som vist i afsnit 5.3. Der er ikke nogen klare grænser, men ved farvetal over 200 mg Pt l<sup>-1</sup> overstiger artsantallet sjældent to. Det forventes derfor, at artsantallet ligger lavere end i tilsvarende ikke-humøse sø-

er. Det skal dog bemærkes, at analysen generelt ikke bygger på særligt detaljerede taxonomiske data, dvs. at der normalt ikke er skelnet mellem flere arter af hverken mosser eller trådalger.

### 6.3.2 Undervandsplanternes dybdegrænse

Undervandsplanternes dybdegrænse er en god indikator i de lidt dybere søer. I lavvandede, klarvandede søer, hvor der vokser planter ud på de største dybder, er det ikke relevant at anvende dybdegrænsen som kvalitetskriterium. Største krav til dybdegrænse i den gode økologiske klasse er mindst 5 m, der foreslås gældende for de højalkaline dybe søer (tabel 6.8).

I humøse søer kan dybdegrænsen reduceres alene på grund af brunfarvningen (se også afsnit 3.3.1). I stærkt humøse søer ( $>200 \text{ mg Pt l}^{-1}$ ) vil dybdegrænsen formentlig ofte være under 1 m. Baseret på figur 3.9 vil sigtdybden her ikke overstige 2 m ved TP koncentrationer over  $10 \mu\text{g P l}^{-1}$  og ikke 1 m ved TP koncentrationer over  $25 \mu\text{g P l}^{-1}$ .

Tabel 6.8 Økologiske klasser anvendt i forbindelse med undervandsplanternes dybdegrænse inden for de enkelte søtyper. Der er ikke angivet dybdegrænser for ringe og dårlig, fordi datamaterialet primært omfatter søer, hvori der er fundet planter. \* : færre end 10 søer. - : ingen data eller mindre end 4 søer.

Søtype Nr.	Alka	Farve	Salt	Dybde	Dybdegrænse (m)				
					Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav	-	1,5*	1,3	-	-
2	lav	lav	lav	dyb	-	-	-	-	-
3	lav	lav	høj	lav	-	-	-	-	-
4	lav	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
5	lav	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
6	høj	lav	lav	lav	-	-	1,9	-	-
7	høj	lav	lav	dyb	-	5,0*	-	-	-
8	høj	lav	høj	lav	-	-	-	-	-
9	høj	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
10	høj	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
11	høj	høj	høj	lav	-	-	-	-	-

### 6.3.3 Undervandsplanternes dækningsgrad

Undervandsplanternes dækningsgrad reagerer normalt relativt hurtigt på ændringer i vandets sigtbarhed og er som sådan god til at registrere ændringer. Desværre er datamaterialet meget begrænset, hvilket gør det vanskeligt at fastsætte grænser.

Dækningsgraden er dog ikke et særligt godt mål for økologisk kvalitet i de dybe søer. Mange af de dybe søer vil have en morfometri, der gør, at der ikke naturligt kan forventes at vokse planter på særligt store områder, selv under klarvandede forhold. Et eksempel er Furesøen, der med en middeldybde på 13,5 m på trods af en relativ god sigtdybde kun opnår gennemsnitlige dækningsgrader på nogle få procent.

Der findes kun få data vedr. undervandsplanternes dækningsgrad i brakvandssøer, men de eksisterende data tyder på, at undervandsplanternes dækningsgrad kan være forholdsvis høj selv i de ret uklare søer (Jeppesen *et al.*, 1997). Dækningsgraden i de lavalkaline søer

formodes at opnå nogenlunde samme værdier som i de højalkaline søer, men også her mangler data.

Dækningsgraden i humøse søer er formentlig stærkt begrænset af sigtbarheden i de meget brunvandede søer. Bachman *et al.* (2002) konkluderede ved en undersøgelse af søer i Florida, at der ved farvetal over 150 mg Pt l<sup>-1</sup> var en væsentlig negativ påvirkning af makrofytbiomassen.

*Tabel 6.9* Økologiske klasser for undervandsplanter dækningsgrad inden for de enkelte søtyper baseret på den øvre 25 % kvartil. Dækningsgraden er ikke anvendelig i dybe søer. Kun for søer >5 ha. \* : færre end 10 søer. - : ingen data eller mindre end 4 søer.

Søtype Nr.	Alka	Farve	Salt	Dybde	Dækningsgrad (%)				
					Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav	-	-	25*	-	-
2	lav	lav	lav	dyb	-	-	-	-	-
3	lav	lav	høj	lav	-	-	-	-	-
4	lav	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
5	lav	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
6	høj	lav	lav	lav	-	-	42*	-	-
7	høj	lav	lav	dyb	-	-	-	-	-
8	høj	lav	høj	lav	-	-	-	-	-
9	høj	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
10	høj	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
11	høj	høj	høj	lav	-	-	-	-	-

### 6.3.4 Dominerende arter af undervandsplanter

Andelen af grundskudsplanter kan være en god indikator i de lavalkaline søer, fordi der som vist i afsnit 5.3 sker markante ændringer langs en fosforgradient. Derimod har ingen af de fire plantegrupper gode indikatorværdier i de højalkaline søer, fordi langskudsplanterne dominerer næsten totalt. Vi har derfor kun angivet værdier for de lavalkaline søer.

I de lavalkaline søer viser medianværdien, at den mindste andel af grundskudsplanter skal være 33 % for at opfylde kravet til såvel den gode kvalitet som den moderate økologiske kvalitet (tabel 6.10). Tallene er dog usikkert fastlagt.

Hvis der ikke opnås en dominans af eksempelvis grundskudsplanter, kan dette også skyldes forsurelseffekter, hvor grundskudsplanterne er reduceret i antal til fordel for trådalger eller mosser.

*Tabel 6.10* Økologiske klasser for andelen af grundskudsplanter inden for de enkelte lavalkaline søtyper. Grundskudsplanter omfatter i denne sammenhæng også liden siv. \* : færre end 10 søer. - : ingen data eller mindre end 4 søer.

Søtype Nr.	Alka	Farve	Salt	dybde	Andel grundskudsplanter (% af total artsantal)				
					Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav	-	33*	33*	-	-
2	lav	lav	lav	dyb	-	-	-	-	-
3	lav	lav	høj	lav	-	-	-	-	-
4	lav	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
5	lav	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
6	høj	lav	lav	lav	-	-	-	-	-
7	høj	lav	lav	dyb	-	-	-	-	-
8	høj	lav	høj	lav	-	-	-	-	-
9	høj	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
10	høj	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
11	høj	høj	høj	lav	-	-	-	-	-

## 6.4 Planteplankton

Plankton er typisk en god indikator for søers tilstand, og det er forsøgt at gennemføre en klassifikation af de forskellige søtyper på baggrund af antallet af problemarter, planteplanktonets mængde (klorofyl) samt planteplanktonets sammensætning givet som biomassen af forskellige klasser. Dette har kunnet gennemføres for ferskvandssøtyperne, mens der på det foreliggende begrænsede datagrundlag ikke har kunnet etableres et tilsvarende system for brakvandssøer. Årsagen til den manglende succes for brakvandssøerne er især et yderst begrænset datagrundlag, men også gradienter i forhold til saliniteten i planteplanktonets sammensætning for brakvandssøtypen udgør et væsentlig problem.

### 6.4.1 Artsrigdom og problemarter

I forbindelse med oparbejdning af planteplanktonprøver er der typisk omkring 10 arter, der er så talrige, at de bidrager til biomassen, mens den samlede artsliste ofte kan omfatte 200 eller flere arter. Det totale antal arter i en prøve har derfor en dårlig indikatorværdi pga. de svage relationer mellem artsantal og påvirkende faktorer, som vist i foregående afsnit. Vi mener derfor ikke, at selve artsantallet er anvendelig til klassifikationen.

Artslisten kan dog stadigvæk anvendes i forhold til forekomst af ”problem-arter”, specielt enten giftige eller invasive arter. Den største gruppe med hensyn til disse er giftige blågrønalgarter (se afsnit 5), mens også furealger (dinoflagellater) kan udgøre en sundhedsrisiko, specielt i brakvand. I mindre brunvandede og sure søer kan *Gonyostomum semen* blive helt dominerende, og med sine slimceller kan det være en ret ubehagelig oplevelse at komme i kontakt med den. Arten er kendt fra Danmark, men ses kun sjældent de i de masseopblomstringer, der ofte forekommer i skandinaviske (skov-)søer.

Klassifikationen foregår ved en simpel optælling af antallet af potentielt giftige planteplanktonarter samt evt. *Gonyostomum semen* (tabel 6.11)

Tabel 6.11 Økologiske klasser inden for de enkelte søtyper inddelt efter forekomst af problemarter. Antal problemarter inkl. *Gonyostomum semen* (se tekst).

Søtype									
Nr.	Alka	Farve	Salt	Dybde	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav	<1	<2	<3	<4	<5
2	lav	lav	lav	dyb	<2	<3	<4	<5	<10
3	lav	lav	høj	lav					
4	lav	høj	lav	lav	<1	<2	<3	<4	<5
5	lav	høj	lav	dyb	<2	<3	<4	<5	<10
6	høj	lav	lav	lav	<2	<3	<4	<5	<10
7	høj	lav	lav	dyb	<3	<4	<5	<8	<10
8	høj	lav	høj	lav					
9	høj	høj	lav	lav	<1	<2	<3	<4	<5
10	høj	høj	lav	dyb	<2	<3	<4	<5	<10
11	høj	høj	høj	lav					

### 6.4.2 Planteplanktonets mængde

Mængden (biomassen) af planteplankton som klorofyl viser som forventet en klar stigende tendens med øget fosforindhold, hvilket muliggør anvendelse til klassifikation (tabel 6.12). Den generelle tendens med stigende klorofylmængde i forhold til totalfosforkoncentrationen er entydig uanset søtypen, men niveauet reduceres i søer med henholdsvis lav alkalinitet og høj farve.

Planteplanktonets mængde givet som klorofyl anbefales således som en vigtig klassifikation i forhold til Vandrammedirektivets tilstandsklasser. Indtil videre vælges klorofyl frem for den egentlige biomasse (biovolumenet/biomasse som tørvægt); dels er viden- og datagrundlaget væsentlig større for klorofyl, og dels har klorofyl tidligere været anvendt til klassifikation af danske søer. På længere sigt bør man forsøge at gå over til biovolumenet/biomassen, idet klorofylmængden er væsentlig påvirket af den fotosyntetiske aktivitet i den enkelte sø, og derfor ikke nødvendigvis giver et korrekt biomasseestimat.

Tabel 6.12 Økologiske klasser inden for de enkelte søtyper. Planteplanktonbiomasse (klorofyl  $\mu\text{g l}^{-1}$ ).

Søtype									
Nr.	Alka	Farve	Salt	Dybde	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav	4,5*	9,0	24	62	86*
2	lav	lav	lav	dyb	-	-	-	-	-
3	lav	lav	høj	lav	-	-	-	-	-
4	lav	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
5	lav	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
6	høj	lav	lav	lav	6,0	13	22	56	90
7	høj	lav	lav	dyb	-	6,5*	12	27	45
8	høj	lav	høj	lav	-	-	21*	66*	54*
9	høj	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
10	høj	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
11	høj	høj	høj	lav	-	-	-	-	-

### 6.4.3 Planteplanktonets sammensætning

Sammensætningen af planteplanktonet varierer betydeligt i forhold til indhold af næringsstoffer og har som sådan også en brugbar indikatorværdi, som beskrevet i afsnit 5. På baggrund af resultaterne i afsnit 5 er der valgt at klassificere søerne ud fra biomassen af blågrøn-, grøn-, kisel- og gualalger (tabel 6.13-6.16).

Klassifikation af søerne ud fra de 4 planteplanktonklasser giver en god beskrivelse af søerne i relation til Vandrammedirektivets tilstandsklasser, men det skal samtidigt understreges, at datagrundlaget for nogle søtyper er ringe, for brakvandssøerne endda så ringe, at en egentlig klassifikation ikke kan foreslås. På trods af disse forhold kan det dog konkluderes, at planteplanktondata (såvel antal problemarter, mængde og sammensætning) er velegnet som klassifikationsværktøj, og i de fleste tilfælde forventes de valgte planteplanktonindikatorer at give en meningsfuld og en rimelig entydig klassifikation af søerne.

Det er dog samtidigt givet, at yderligere målrettet videnopbygning og dataindsamling kan forbedre systemet væsentligt ved inddragelse af de enkelte arters respons frem for den aggregerede respons på klasseniveau.

**Table 6.13** Økologiske klasser for biomassen ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ) af blågrønalger. Baseret på data (sommerngns.) fra overvågnings søer (antal søer i alt = 498, medianværdier). \*) mindre end 10 søer.

Søtype									
Nr.	Alka	Farve	Salt	Dybde	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav	<0,01	<0,01	0,05	-	-
2	lav	lav	lav	dyb	-	-	-	-	-
3	lav	lav	høj	lav	-	-	-	-	-
4	lav	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
5	lav	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
6	høj	lav	lav	lav	<0,01	<0,01*	0,13	1,37	2,87
7	høj	lav	lav	dyb	-	0,06	0,18	0,86	1,06
8	høj	lav	høj	lav	-	-	-	-	-
9	høj	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
10	høj	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
11	høj	høj	høj	lav	-	-	-	-	-

**Table 6.14** Økologiske klasser for biomassen af gulalger ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ). Baseret på data (sommerngns.) fra overvågnings søer (antal søer i alt = 498, medianværdier). \*) mindre end 10 søer.

Søtype									
Nr.	Alka	Farve	Salt	Dybde	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav	0,02	0,05	0,02	-	-
2	lav	lav	lav	dyb	-	-	-	-	-
3	lav	lav	høj	lav	-	-	-	-	-
4	lav	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
5	lav	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
6	høj	lav	lav	lav	0,27	0,27*	0,01	0	0
7	høj	lav	lav	dyb	-	0,17	0,07	<0,01	-
8	høj	lav	høj	lav	-	-	-	-	-
9	høj	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
10	høj	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
11	høj	høj	høj	lav	-	-	-	-	-

**Table 6.15** Økologiske klasser for biomassen af kiselalger ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ). Baseret på data (sommerngns.) fra overvågnings søer (antal søer i alt = 498, medianværdier). \*) mindre end 10 søer.

Søtype									
Nr.	Alka	Farve	Salt	Dybde	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav	<0,01	0	0	-	-
2	lav	lav	lav	dyb	-	-	-	-	-
3	lav	lav	høj	lav	-	-	-	-	-
4	lav	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
5	lav	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
6	høj	lav	lav	lav	0,04	0,12*	0,32	2,88	2,24
7	høj	lav	lav	dyb	-	0,23	0,36	0,90	0,78
8	høj	lav	høj	lav	-	-	-	-	-
9	høj	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
10	høj	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
11	høj	høj	høj	lav	-	-	-	-	-

**Table 6.16** Økologiske klasser for biomassen af grønalger ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ). Baseret på data (sommerngns.) fra overvågnings søer (antal søer i alt = 498, medianværdier). \*) mindre end 10 søer.

Søtype									
Nr.	Alka	Farve	Salt	Dybde	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav	0,20	0,21	0,58	-	-
2	lav	lav	lav	dyb	-	-	-	-	-
3	lav	lav	høj	lav	-	-	-	-	-
4	lav	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
5	lav	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
6	høj	lav	lav	lav	0,03	0,12*	0,23	2,19	2,90
7	høj	lav	lav	dyb	-	0,09	0,09	0,17	0,12
8	høj	lav	høj	lav	-	-	-	-	-
9	høj	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
10	høj	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
11	høj	høj	høj	lav	-	-	-	-	-

## 6.5 Dyreplankton

Dyreplanktonet er på den ene side påvirket af ændringer i prædationstryk og på den anden side af mængden og sammensætningen af føden. Det kan derfor være en god samlende indikator på ændringer i økosystemet. Analysen i afsnit 5 viste, at artsantallet og forskellige diversitetsindeks ikke er velegnede til at beskrive ændringer langs en eutrofieringsgradient, da ændringerne er små og variationen inden for klasserne stor.

Desværre er der kun relativt få undersøgelser af dyreplankton i søerne, og for mange af søtyperne findes ingen eller meget få data, hvilket gør en klassifikation umulig på nuværende tidspunkt for denne variabel. Kun for den lavvandede, alkaliske sø findes rimeligt datamateriale, når man ser bort fra "høj økologisk" tilstand. For dybe søer er de tre sidste klasser dækket rimeligt af datasættet, men for alle øvrige søtyper og kategorier er datamaterialet i dag utilstrækkeligt.

De mest klare indikatorer på eutrofiering er ændringer i dyreplanktonets biomasse og forholdet på tørvægtsbasis mellem dyreplankton og planteplankton. Dyreplanktonets biomasse stiger markant med stigende eutrofiering (tabel 6.17), og dyre-:planteplanktonforholdet aftager (tabel 6.23). For dyreplankton er der dog ikke nogen entydig sammenhæng for brakvandssøer, hvilket tilskrives et for lille datamateriale.

For lavvandede søer (både de alkaliske og ikke alkaliske søer) er cyclopoide vandlopper også en god indikator (tabel 6.18 og 6.20). Biomassen stiger markant med stigende fosforkoncentration, og det samme gør den gennemsnitlige individvægt af disse vandlopper i de alkaliske søer, mens denne vægt tilsyneladende aftager i ikke alkaliske søer (men datamaterialet er her som nævnt beskedent). For dybe, alkaliske søer ses en svag stigning i biomassen, mens ændringer i individvægten ikke er entydige. For brakvandssøer er der ingen sammenhæng med fosfor. Cyclopoide vandlopper kan derfor kun anbefales som klassifikationsvariabel for lavvandede ferskvandssøer, og både biomassen og individvægten kan indgå.

*Tabel 6.17* Økologiske klasser for totalbiomassen af dyreplankton inden for de enkelte søtyper.  $\mu\text{g tv l}^{-1}$ .

Søtype	Alka	Farve	Salt	Dybde	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav	193	341	634	854	1101
2	lav	lav	lav	dyb					
3	lav	lav	høj	lav		271	154	253	337
4	lav	høj	lav	lav					
5	lav	høj	lav	dyb					
6	høj	lav	lav	lav	164	143	342	487	1024
7	høj	lav	lav	dyb	-	227	280	436	615
8	høj	lav	høj	lav					
9	høj	høj	lav	lav					
10	høj	høj	lav	dyb					
11	høj	høj	høj	lav					

**Tabel 6.18** Økologiske klasser for biomassen af cyclopoide vandlopper inden for de enkelte søtyper.  $\mu\text{g tv l}^{-1}$ .

Søtype									
Nr.	Alka	Farve	Salt	Dybde	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav	0	0	55	57	412
2	lav	lav	lav	dyb					
3	lav	lav	høj	lav					
4	lav	høj	lav	lav					
5	lav	høj	lav	dyb					
6	høj	lav	lav	lav	7	25	60	98	237
7	høj	lav	lav	dyb	-	47	67	78	88
8	høj	lav	høj	lav					
9	høj	høj	lav	lav					
10	høj	høj	lav	dyb					
11	høj	høj	høj	lav					

**Tabel 6.19** Økologiske klasser for biomassen af calanoide vandlopper inden for de enkelte søtyper.  $\mu\text{g tv l}^{-1}$ .

Søtype									
Nr.	Alka	Farve	Salt	Dybde	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav					
2	lav	lav	lav	dyb					
3	lav	lav	høj	lav					
4	lav	høj	lav	lav					
5	lav	høj	lav	dyb					
6	høj	lav	lav	lav	-	-	-	-	-
7	høj	lav	lav	dyb	-	42	68	90	106
8	høj	lav	høj	lav					
9	høj	høj	lav	lav					
10	høj	høj	lav	dyb					
11	høj	høj	høj	lav					

**Tabel 6.20** Økologiske klasser for gennemsnitsindividvægten af cyclopoide vandlopper inden for de enkelte søtyper.  $\mu\text{g tv ind}^{-1}$ .

Søtype									
Nr.	Alka	Farve	Salt	Dybde	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav		0,8	0,7	0,5	
2	lav	lav	lav	dyb					
3	lav	lav	høj	lav		0,6	0,6	1,0	1,0
4	lav	høj	lav	lav					
5	lav	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
6	høj	lav	lav	lav	-	0,6	0,8	0,9	1,3
7	høj	lav	lav	dyb	-	0,6	0,8	1,0	0,78
8	høj	lav	høj	lav					
9	høj	høj	lav	lav					
10	høj	høj	lav	dyb					
11	høj	høj	høj	lav					

**Tabel 6.21** Økologiske klasser for gennemsnitsindividvægten af calanoide vandlopper inden for de enkelte søtyper.  $\mu\text{g tv ind}^{-1}$ .

Søtype									
Nr.	Alka	Farve	Salt	Dybde	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav	-	-	-	-	-
2	lav	lav	lav	dyb					
3	lav	lav	høj	lav	-	-	0,6	1,0	1,5
4	lav	høj	lav	lav					
5	lav	høj	lav	dyb					
6	høj	lav	lav	lav	-	1,1	1,7	2,3	2,3
7	høj	lav	lav	dyb	-				
8	høj	lav	høj	lav					
9	høj	høj	lav	lav					
10	høj	høj	lav	dyb					
11	høj	høj	høj	lav					



Tabel 6.22 Økologiske klasser for gennemsnitsindividvægten af cladoceer inden for de enkelte søtyper.  $\mu\text{g tv ind}^{-1}$ .

Søtype Nr.	Alka	Farve	Salt	Dybde	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav	2,0	2,8	1,0	1,0	0,5
2	lav	lav	lav	dyb					
3	lav	lav	høj	lav	-	-	3,8	2,8	1,1
4	lav	høj	lav	lav					
5	lav	høj	lav	dyb					
6	høj	lav	lav	lav	3,0	2,1	2,6	1,6	1,1
7	høj	lav	lav	dyb	-		-	-	-
8	høj	lav	høj	lav					
9	høj	høj	lav	lav					
10	høj	høj	lav	dyb					
11	høj	høj	høj	lav					

Tabel 6.23 Økologiske klasser for dyreplankton:planteplankton forholdet (tørvægt) inden for de enkelte søtyper.

Søtype Nr.	Alka	Farve	Salt	Dybde	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav	0,62	0,43	0,16		
2	lav	lav	lav	dyb					
3	lav	lav	høj	lav	-	-	0,41	0,09	0,06
4	lav	høj	lav	lav					
5	lav	høj	lav	dyb					
6	høj	lav	lav	lav	0,41	0,27	0,19	0,13	0,11
7	høj	lav	lav	dyb	-	0,48	0,40	0,21	0,16
8	høj	lav	høj	lav					
9	høj	høj	lav	lav					
10	høj	høj	lav	dyb					
11	høj	høj	høj	lav					

Tabel 6.24 Økologiske klasser for gennemsnitsindividvægten af *Daphnia* inden for de enkelte søtyper.  $\mu\text{g tv ind}^{-1}$ .

Søtype Nr.	Alka	Farve	Salt	Dybde	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav	-	-	-	-	-
2	lav	lav	lav	dyb					
3	lav	lav	høj	lav	-	-	-	-	-
4	lav	høj	lav	lav					
5	lav	høj	lav	dyb					
6	høj	lav	lav	lav	10,6	8,6	9,3	5,5	5,9
7	høj	lav	lav	dyb	-	-	-	-	-
8	høj	lav	høj	lav					
9	høj	høj	lav	lav					
10	høj	høj	lav	dyb					
11	høj	høj	høj	lav					

For dybe, alkaline ferskvandssøer er de calanoide vandlopper derimod en interessant klassifikationsvariabel (tabel 6.19 og 6.21). Biomassen af disse dyr øges med øget eutrofiering, og det samme gør individvægten. For lavvandede ferskvandssøer og brakvandssøer er der derimod ikke klare mønstre. Man kunne forestille sig, at de calanoide vandlopper ville være en god klassifikationsvariabel både for lavalkaline ferskvandssøer og brakvandssøer, hvor denne gruppe af vandlopper er kvantitativt vigtig (afsnit 5), men datamaterialet for disse søtyper er for beskedent til at kunne vurdere dette nærmere. På nuværende tidspunkt kan de calanoide vandlopper derfor kun anbefales som klassifikationsvariabel for dybe søer.

For cladoceerne og dafnierne er der ikke fundet gode entydige monotone ændringer langs en eutrofieringsgradient (afsnit 5 og tabel 6.22 og

6.24). Bedst ser det ud for individvægten af cladoceer og *Daphnia*, som for dybe søer gennemgående aftager med stigende eutrofiering. At signalerne ikke er så klare for cladoceer, som man måske skulle forvente ud fra tidligere undersøgelser, hænger sammen med klassifikationsgrænserne. De store ændringer finder især sted, når totalfosforværdierne overstiger 100-200  $\mu\text{g l}^{-1}$ . *Daphnia*'s andel af cladoceerne viser f.eks. en unimodal (klokkeformet) sammenhæng med fosfor og toppe ved 90  $\mu\text{g l}^{-1}$  i dybe søer og ved 150  $\mu\text{g l}^{-1}$  i lavvandede søer (Jeppesen *et al.*, 2003). Unimodale sammenhænge er vanskelige at anvende i et simpelt klassifikationssystem. For nærværende kan vi derfor kun anbefale at anvende individvægten af *Daphnia* som klassifikationsvariabel og kun for dybe søer.

## 6.6 Bunddyr

Der findes for øjeblikket ikke tilstrækkeligt med data til at anvende bunddyr i den økologiske klassificering. Anvendeligheden og definitionen af økologiske grænser må defineres, når der er indsamlet flere data på sammenligneligt grundlag.

## 6.7 Kemi

I dette afsnit sættes der grænser vedr. kemiske data for de forskellige søtyper i relation til eutrofiering. Ligesom de øvrige økologiske indikatorer er datamaterialet af meget forskellig omfang. Generelt er datamaterialet langt mest omfattende, hvad angår de højalkaline søer, hvor der er data fra 343 ferske søer, mens der kun er data fra 43 lavalkaline søer. Det betyder også, at grundlaget for at udpege grænser er væsentlig forskelligt.

Vi har valgt at anvende 5 parametre i klassificeringen: totalfosfor, sigtdybde, suspenderet stof, totalkvælstof og pH. Klorofyl *a* målinger er omtalt under afsnit 6.4. Derimod synes forholdet mellem  $\text{PO}_4\text{-P}$  og total P ikke at være særlig anvendelig som indikator. Anvendelsen af pH kan også diskuteres, idet det typisk er en parameter med stor variation, men vi var valgt alligevel at tage den med, fordi den også er et udtryk for primærproduktionen.

### Fosfor

Som beskrevet under afsnit 5.1 er indholdet af fosfor afgørende for en række forhold og den overordnede vandkvalitet i vore søer. Dette er også baggrunden for, at de forskellige indikatorer er grupperet efter fosforindhold (tabel 6.25).

Vi har derfor ved den økologiske klassificering anvendt to typer af fosforgradienter afhængig af vanddybde til at gruppere de fem klasser. Der stilles her større krav til de dybe søer for at kunne opnå en given klassificering.

Man kunne måske forvente et øget fosforindhold i de brunvandede søer på grund af det større indhold af humusstoffer. Således tager man også i det svenske forslag vedr. udpegningen af grænseværdier

Tabel 6.25 Økologiske klasser for indholdet af totalfosfor i de enkelte søtyper.

Søtype Nr.	Totalfosfor ( $\mu\text{g P l}^{-1}$ )								
	Alka	Farve	Salt	Dybde	Høj	God	Moderat	Ringede	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav	< 25	< 50	< 100	< 200	>200
2	lav	lav	lav	dyb	< 13	< 25	< 50	< 100	> 100
3	lav	lav	høj	lav	< 25	< 50	< 100	< 200	>200
4	lav	høj	lav	lav	< 25	< 50	< 100	< 200	>200
5	lav	høj	lav	dyb	< 13	< 25	< 50	< 100	> 100
6	høj	lav	lav	lav	< 25	< 50	< 100	< 200	>200
7	høj	lav	lav	dyb	< 13	< 25	< 50	< 100	> 100
8	høj	lav	høj	lav	< 25	< 50	< 100	< 200	>200
9	høj	høj	lav	lav	< 25	< 50	< 100	< 200	>200
10	høj	høj	lav	dyb	< 13	< 25	< 50	< 100	> 100
11	høj	høj	høj	lav	< 25	< 50	< 100	< 200	>200

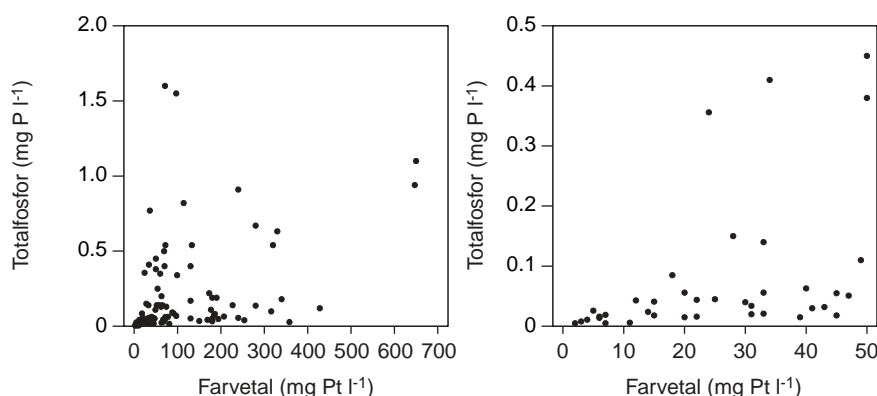
for referencesøer i relation til Vandrammedirektivet udgangspunkt i, at et givent farvetal også resulterer i et givent fosforindhold (Swedish EPA, 2000c):

referenceværdi ( $\mu\text{g P l}^{-1}$ ) =  $5 + 0,096 \cdot \text{farvetal (mg Pt l}^{-1})$ .

Dette svarer til en referencefosforværdi på  $5 \mu\text{g P l}^{-1}$  ved et farvetal på 0 og  $15 \mu\text{g P l}^{-1}$  ved et farvetal på  $100 \text{ mg Pt l}^{-1}$ . Dette fosforniveau for referencetilstand passer godt med niveauet fundet i afsnit 4.

Der er ikke mange data vedr. farvetal for de danske søer, men umiddelbart synes der dog ikke at være nogen sammenhæng mellem farvetal og indhold af totalfosfor baseret på data fra mindre søer i Ribe amt (figur 6.3). Dog ser det ud, som om det kun er søer med farvetal over ca.  $25 \text{ mg Pt l}^{-1}$ , der også har høje fosforværdier. Samtidigt kunne det også se ud til, at der for søer med et farvetal under  $50 \text{ mg Pt l}^{-1}$  sker en svag stigning i totalfosfor ved øget farvetal.

Figur 6.3. Sammenhæng mellem totalfosfor og farvetal (n=96). Baseret på data fra mindre søer i Ribe amt (Ribe amt 1998a, 1998b, 1999).



### Sigtdybde

Umiddelbart synes der ikke at være væsentlige forskelle mellem de mindre søer (1-5 ha) og de større søer (>5 ha). Vi har derfor ikke valgt at gøre sigtdybdegrænserne afhængighed af søstørrelse.

I de humøse søer reduceres sigtdybden alene på grund af brunfarvningen. Ved farvetal over  $50 \text{ mg Pt l}^{-1}$  er der ikke set sigtdybder over 2 meter og ved farvetal over  $200 \text{ mg Pt l}^{-1}$  ikke over 1 meter (figur 6.3).

**Tabel 6.26** Økologiske klasser for sigtdybden i de enkelte søtyper. \*: baseret på mindre end 10 søer og derfor usikker. - : data mangler eller antal søer <4. Baseret på norsk datasæt.

Søtype Nr.					Sigt dybde (m)				
	Alka	Farve	Salt	Dybde	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav	1,4*	0,89*	0,83	0,43	0,10*
2	lav	lav	lav	dyb	-	-	-	-	-
3	lav	lav	høj	lav	-	-	-	-	-
4	lav	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
5	lav	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
6	høj	lav	lav	lav	2,1	1,7	1,0	0,87	0,69
7	høj	lav	lav	dyb	5,1*	3,9*	2,5	1,8	1,3
8	høj	lav	høj	lav	-	-	1,5*	0,87*	0,58
9	høj	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
10	høj	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
11	høj	høj	høj	lav	-	-	-	-	-

**Tabel 6.27** Økologiske klasser for suspenderet stof for de enkelte søtyper. \*: baseret på mindre end 10 søer og derfor usikker. - : data mangler eller antal søer <4.

Søtype Nr.					Suspenderet stof (mg tørstof/l)				
	Alka	Farve	Salt	Dybde	Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav	3,0*	3,0	6,6	8,0	26*
2	lav	lav	lav	dyb	-	-	-	-	-
3	lav	lav	høj	lav	-	-	-	-	-
4	lav	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
5	lav	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
6	høj	lav	lav	lav	3,0	4,0	6,3	13	19
7	høj	lav	lav	dyb	-	2,5*	4,2	7,0	8,6
8	høj	lav	høj	lav	-	-	10*	24*	28
9	høj	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
10	høj	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
11	høj	høj	høj	lav	-	-	-	-	-

Der er ikke databaggrund for vurdere kravene til sigt dybde anderledes i brakvandssøer end i ferskvandssøer. Ligeledes er der ikke på baggrund af data fra de dybe søer anledning til at betragte kravene til lavalkaline og højalkaline søer forskelligt. For de lavvandede søer synes der dog at være en betydelig forskel mellem de lavalkaline og højalkaline (type 1 og type 6) søer, og der må derfor for den høje og gode klasse stilles lidt højere krav til sigt dybden i de højalkaline søer (tabel 6.26).

De dybe søer opnår generelt en væsentlig højere sigt dybde ved en given fosforkoncentration end de lavvandede søer, blandt andet fordi indflydelsen fra bunden her er begrænset. I den høje økologiske klasse skal sigt dybden derfor være mindst 5,1 m i de dybe søer, men kun 2,1 m i lavvandede søer.

Der findes ikke danske data fra dybe søer med fosforkoncentrationer under 12,5 µg P l<sup>-1</sup>, men resultater fra et dansk-norsk datasæt antyder dog, som vist i afsnit 5.3, at der kan forventes en yderligere forbedring i sigt dybden fra gruppen med 12,5-25 µg P l<sup>-1</sup> til gruppen med 0-12,5 µg P l<sup>-1</sup> også i danske søer. Der er derfor stillet større krav til sigt dybden i den høje økologiske klasse end den gode klasse, selv om vi ikke har danske data til at eftervise dette.

## Suspenderet stof

Indholdet af suspenderet stof viser generelt jævnt stigende koncentrationer ved øget fosforindhold i alle søtyper og virker som sådan som en god indikator for den økologiske kvalitet.

På nær en usikkert bestemt koncentration i den høje klasse er indholdet af suspenderet stof generelt lidt lavere i de lavalkaline end i de højalkaline søer. Grænserne er derfor sat forskelligt her (tabel 6.27).

Indholdet af suspenderet stof er generelt højere i de lavvandede, højalkaline brakvandssøer end i tilsvarende ferskvandssøer. Dette kan hænge sammen med, at mange af de lavvandede brakvandssøer ligger meget vindeksponeret. Der er ingen data for lavalkaline brakvandssøer, men det forventes, at de samme forhold gør sig gældende her. Indflydelsen fra resuspension gør, at man i vindeksponerede og meget lavvandede søer ofte vil se høje værdier af suspenderet stof.

Datagrundlaget for de dybe søer er for begrænset til at kunne foretage en inddeling efter fosforindhold i andre søtyper end de højalkaline, ferske søer. Generelt ligger niveauet for de dybe søer lavere end for de lavvandede søer, formentlig på grund af den ringere indflydelse fra bunden.

## Totalkvælstof

Indholdet af totalkvælstof varierer relativt lidt langs en fosforgradient, men dog med en tydelig stigende tendens i alle søtyper med stigende fosforindhold. Også for totalkvælstof har vi behandlet de mindre og større søer samlet, fordi datamaterialet ikke giver baggrund for særskilte grænser.

Der er kun ringe forskel mellem indholdet af totalkvælstof i de lave fosforkategorier, især hvad angår de højalkaline, ferske søer. Grænserne for den gode økologiske kvalitet foreslås således sat ved 1,0 mg N l<sup>-1</sup> i både de lavalkaline og højalkaline søer (tabel 6.28).

De dybe søer synes kun i mindre grad at adskille sig fra de lavvandede, men der er dog en tendens til lidt lavere kvælstofindhold i de høje fosforkategorier. Det forventes ikke, at de lavalkaline, dybe søer adskiller sig fra de højalkaline, lavvandede søer. Ligeledes forventes brakvandssøerne ikke at adskille sig fra ferskvandssøerne.

Tabel 6.28 Økologiske klasser for koncentrationer af totalkvælstof i de enkelte søtyper. \*: baseret på mindre end 10 søer og derfor usikker. - : data mangler eller antal søer <4.

Søtype Nr.	Alka	Farve	Salt	Dybde	Total kvælstof (mg N/l)				
					Høj	God	Moderat	Ring	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav	0,48*	0,81	1,4	2,1	6,0*
2	lav	lav	lav	dyb	-	-	-	-	-
3	lav	lav	høj	lav	-	-	-	-	-
4	lav	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
5	lav	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
6	høj	lav	lav	lav	1,1	1,0	1,4	2,0	2,9
7	høj	lav	lav	dyb	-	1,0*	1,0	1,4	2,2
8	høj	lav	høj	lav	-	-	1,4*	2,0*	3,3
9	høj	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
10	høj	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
11	høj	høj	høj	lav	-	-	-	-	-

## pH

pH er primært relevant i forhold til at vurdere forsurende tendenser, men responderer også i nogen grad på eutrofiering på grund af den øgede primærproduktion ved forøget næringsstofindhold. Derfor kan der for de enkelte klasser også opstilles grænseværdier, selv om graden af adskillelse og dermed indikatorværdien er ringe (tabel 6.29).

Man skal endvidere være opmærksom på, at pH især omkring det neutrale område kan variere meget inden for kort tid, og at det derfor kan være vanskeligt at anvende pH som indikator for eutrofiering, hvis man kun baserer sig på enkelte eller få målinger.

*Tabel 6.29* Økologiske klasser anvendt i forbindelse med pH og effekter af eutrofiering i de enkelte søtyper. Der er kun angivet værdier for de højalkaline søer for at undgå interferens med de forsurende effekter. \*: baseret på mindre end 10 søer og derfor usikker. - : data mangler eller antal søer <4.

Søtype Nr.	Alka	Farve	Salt	Dybde	pH				
					Høj	God	Moderat	Ringede	Dårlig
1	lav	lav	lav	lav	-	-	-	-	-
2	lav	lav	lav	dyb	-	-	-	-	-
3	lav	lav	høj	lav	-	-	-	-	-
4	lav	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
5	lav	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
6	høj	lav	lav	lav	7,5	8,0	8,0	8,1	8,2
7	høj	lav	lav	dyb	-	7,5*	8,1	8,2	8,4
8	høj	lav	høj	lav	-	-	8,2*	8,5*	8,3
9	høj	høj	lav	lav	-	-	-	-	-
10	høj	høj	lav	dyb	-	-	-	-	-
11	høj	høj	høj	lav	-	-	-	-	-

## 6.8 Samlet klassificering

### Samleskemaer for økologisk klassificering

Med baggrund i de fastsatte grænser kan der herefter for hver enkelt søtype i princippet beregnes, hvilken økologiske klasse en given sø tilhører. I praksis mangler der dog især for de sjældne søtyper og i de reneste klasser mange steder tal, som man dog i en vis grad og for visse typer kan antage ligner værdierne for de mere almindelige søtyper.

I tabel 6.30 og 6.31 er der for de to mest almindelige danske søtyper, dvs. den lavvandede og den dybe, højalkaline, ferske sø, angivet skemaer, der giver den samlede klassificering af en given sø.

Specielt problematiske i forhold til at fastsætte eksakte grænser er de søer, der ligger i det næringsstofområde, hvor de hyppigt skifter mellem den klarvandede og den uklare tilstand. Dette omfatter typisk lavvandede søer med et fosforindhold på 0,05-0,1 mg P l<sup>-1</sup>. I denne gruppe må der forventes store variationer i sigtdybde og udbredelse af undervandsplanter, alt efter om søen befinder sig i den klarvandede eller den uklare tilstand.

**Tabel 6.30** Tabel til samlet klassificering af søer: type 6 (lavvandede, alkaliske, lav farve, lav salinitet). Ved antal arter af undervandsplanter gælder: antal arter =  $a \cdot \text{søareal}^b$ . Tallene er baseret på sommergennemsnit, dog er kemidata for nogle søer baseret på enkeltmålinger. Tal i parentes er usikkert fastlagt.

Indikator	Parameter (N)	Klasse				
		Høj	God	Moderat	Ringe	Dårlig
Fisk	CPUE (antal)	<20	<43	<96	<151	<201
	CPUE (vægt, kg)	<2,7	<4,7	<4,7	<6,2	<10,3
	Rovfisk% (antal)	(100)	>56	>46	>36	>10
	Rovfisk% (vægt)	(100)	>64	>42	>21	>10
	Gn.vægt rovfisk (g)	>111	>84	>42	>36	-
Undervandsplanter	Antal arter	a=6,19 b=0,33	a=4,54 b=0,30	a=2,15 b=0,11	-	-
	Dybdegrænse (m)	-	-	>1,9	-	-
	Dækningsgrad (%)	-	-	>(42)	-	-
Planteplankton	Klorofyl a ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	<6,0	<13	<22	<56	<90
	Blågrøn-biomasse ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ )	<0,01	<(0,01)	<0,13	<1,4	<2,9
	Grønalg-biomasse ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ )	<0,03	<(0,12)	<0,23	<2,2	<2,9
	Kiselalge-biomasse ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ )	<0,04	<(0,12)	<0,32	<2,9	<2,2
	Gulalge-biomasse ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ )	>0,27	>0,27	>0,01	0	0
	Problemarter (antal)	<2	<3	<4	<5	<10
Dyreplankton	Totalbiomasse ( $\mu\text{g tv l}^{-1}$ )	<164	<143	<342	<487	<1024
	Cyclop. biomasse ( $\mu\text{g tv l}^{-1}$ )	<7	<25	<60	<98	<237
	Calan. biomasse ( $\mu\text{g tv l}^{-1}$ )	-	-	-	-	-
	Cyclop. ind.vægt ( $\mu\text{g tv ind.}^{-1}$ )	-	<0,6	<0,8	<0,9	<1,3
	Calan. ind.vægt ( $\mu\text{g tv ind.}^{-1}$ )	-	<1,1	<1,7	<2,3	<2,3
	Clado. ind.vægt ( $\mu\text{g tv ind.}^{-1}$ )	>3,0	>2,1	>2,6	>1,6	>1,1
	Zoo:fyto ratio (tv)	>0,41	>0,27	>0,19	>0,13	>0,11
	<i>Daphnia</i> ind.vægt ( $\mu\text{g tv ind.}^{-1}$ )	>10,6	>8,6	>9,3	>5,5	>5,9
Bunddyr	-	-	-	-	-	
Kemi	Total P ( $\mu\text{g P l}^{-1}$ )	<25	<50	<100	<200	>200
	Total N ( $\text{mg N l}^{-1}$ )	<1,1	<1,0	<1,4	<2,0	<2,9
	Suspend. stof ( $\text{mg tv l}^{-1}$ )	<3,0	<4,0	<6,3	<13	<19
	pH	<7,5	<8,0	<8,0	<8,1	<8,2
	Sigtdybde (m)	>2,1	>1,7	>1,0	>0,87	>0,69
Antal parametre anvendt (N)						
Antal parametre opfyldt ( $N_{op}$ )						
$N_{op}/N$						
EQR-Indeks (hvis $N_{op}/N \geq 0,8$ )	$N_{op}/N$	$N_{op}/N - 0,2$	$N_{op}/N - 0,4$	$N_{op}/N - 0,6$	$N_{op}/N - 0,8$	

Tabel 6.31 Tabel til samlet klassificering af søer: type 7 (dybe, alkaliske, lav farve, lav salinitet). Ved antal arter af undervandsplanter gælder: antal arter =  $a \cdot \text{søareal}^b$ . Tallene er baseret på sommergennemsnit, dog er kemidata for nogle søer baseret på enkeltmålinger. Tal i parentes er usikkert fastlagt.

Indikator	Parameter (N)	Klasse				
		Høj	God	Moderat	Ring	Dårlig
Fisk	CPUE (antal)	-	<62	<93	<134	<149
	CPUE (vægt, kg)	-	<3	<4,5	<5,4	<7,2
	Rovfisk% (antal)	-	>61	>58	>57	>45
	Rovfisk% (vægt)	-	>58	>42	>35	>26
	Gn.vægt rovfisk (g)	-	>56	>56	>40	>43
Undervandsplanter	Antal arter	a=6,19 b=0,33	a=4,54 b=0,30	a=2,15 b=0,11	-	-
	Dybdegrænse (m)	-	>(5,0)	-	-	-
Planteplankton	Klorofyl a ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	-	<(6,5)	<12	<27	<56
	Blågrøn-biomasse ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ )	-	<0,06	<0,18	<0,86	<1,06
	Grønalg-biomasse ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ )	-	<0,09	<0,09	<0,17	<0,12
	Kiselalg-biomasse ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ )	-	<0,23	<0,36	<0,90	<0,78
	Gulalg-biomasse ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ )	-	>0,17	>0,07	-	-
	Problemarter (antal)	<3	<4	<5	<8	<10
Dyreplankton	Totalbiomasse ( $\mu\text{g tv l}^{-1}$ )	-	<227	<280	<436	<615
	Cyclop. biomasse ( $\mu\text{g tv l}^{-1}$ )	-	<47	<67	<78	<88
	Calan. biomasse ( $\mu\text{g tv l}^{-1}$ )	-	<42	<68	<90	<106
	Cyclop. ind.vægt ( $\mu\text{g tv ind.}^{-1}$ )	-	<0,6	<0,8	<1,0	<0,8
	Calan. ind.vægt ( $\mu\text{g tv ind.}^{-1}$ )	-	-	-	-	-
	Clado. ind.vægt ( $\mu\text{g tv ind.}^{-1}$ )	-	-	-	-	-
	Zoo:fyto ratio (tv)	-	>0,48	>0,40	>0,21	>0,16
	<i>Daphnia</i> ind.vægt ( $\mu\text{g tv ind.}^{-1}$ )	-	-	-	-	-
Bunddyr	-	-	-	-	-	
Kemi	Total P ( $\mu\text{g P l}^{-1}$ )	<13	<25	<50	<100	>100
	Total N ( $\text{mg N l}^{-1}$ )	-	<(1,0)	<1,0	<1,4	<2,2
	Suspend. stof ( $\text{mg tv l}^{-1}$ )	-	<(2,5)	<4,2	<7,0	<8,6
	pH	-	<(7,5)	<8,1	<8,2	<8,4
	Sigt dybde (m)	>5,1	>(3,9)	>2,5	>1,8	>1,3
Antal parametre anvendt (N)						
Antal parametre opfyldt ( $N_{op}$ )						
$N_{op}/N$						
EQR-Indeks (hvis $N_{op}/N \geq 0,8$ )	$N_{op}/N$	$N_{op}/N - 0,2$	$N_{op}/N - 0,4$	$N_{op}/N - 0,6$	$N_{op}/N - 0,8$	



### Beregning af økologisk indeks (EQR)

For at en sø skal opfylde en given klasse, blev det jf. Moss *et al.* (2003) foreslået, at 80 % af de anvendte parametre skulle være opfyldt. Det betyder eksempelvis, at hvis ikke 80 % af parametrene er opfyldt for den høje økologiske værdi, går man videre til den gode klasse for at se, om 80 % af kravene her er opfyldt. Hvis dette heller ikke er tilfældet, fortsætter man, indtil man når en klasse, hvor mindst 80 % af kravene er opfyldt.

For øjeblikket er 80 %-kravet til opfyldelse det bedste bud på, hvad der bør anvendes på de danske data for at give et optimalt billede og mest korrekt beskrivelse af den økologiske tilstand. En nærmere afprøvning samt evt. også en test i forhold til amternes vurdering og en konkret aftestning af systemet iterativt med direktivets implementering kan dog føre til, at denne værdi ændres.

Det økologiske indeks (EQR) kan herefter beregnes for en given økologisk klasse, hvor f.eks. 80 % af parametrene er opfyldte som  $N_{op} / N$ , hvor  $N_{op}$  er antallet af opfyldte parametre og  $N$  det totale antal parametre. Der korrigeres alt efter økologisk klasse ved at fratække 0,2, 0,4, 0,6 eller 0,8, så søer med høj, god, moderat, ringe og dårlig opnår en EQR-værdi mellem henholdsvis 0,8-1, 0,6-0,8, 0,4-0,6, 0,2-0,4 og 0-0,2. Hvis denne beregningsmetode i den dårlige klasse giver EQR-værdier under 0, hvilket sker, hvis mindre en 80 % af parametrene i den dårlige klasse er opfyldt, må EQR-værdien fastsættes til 0.

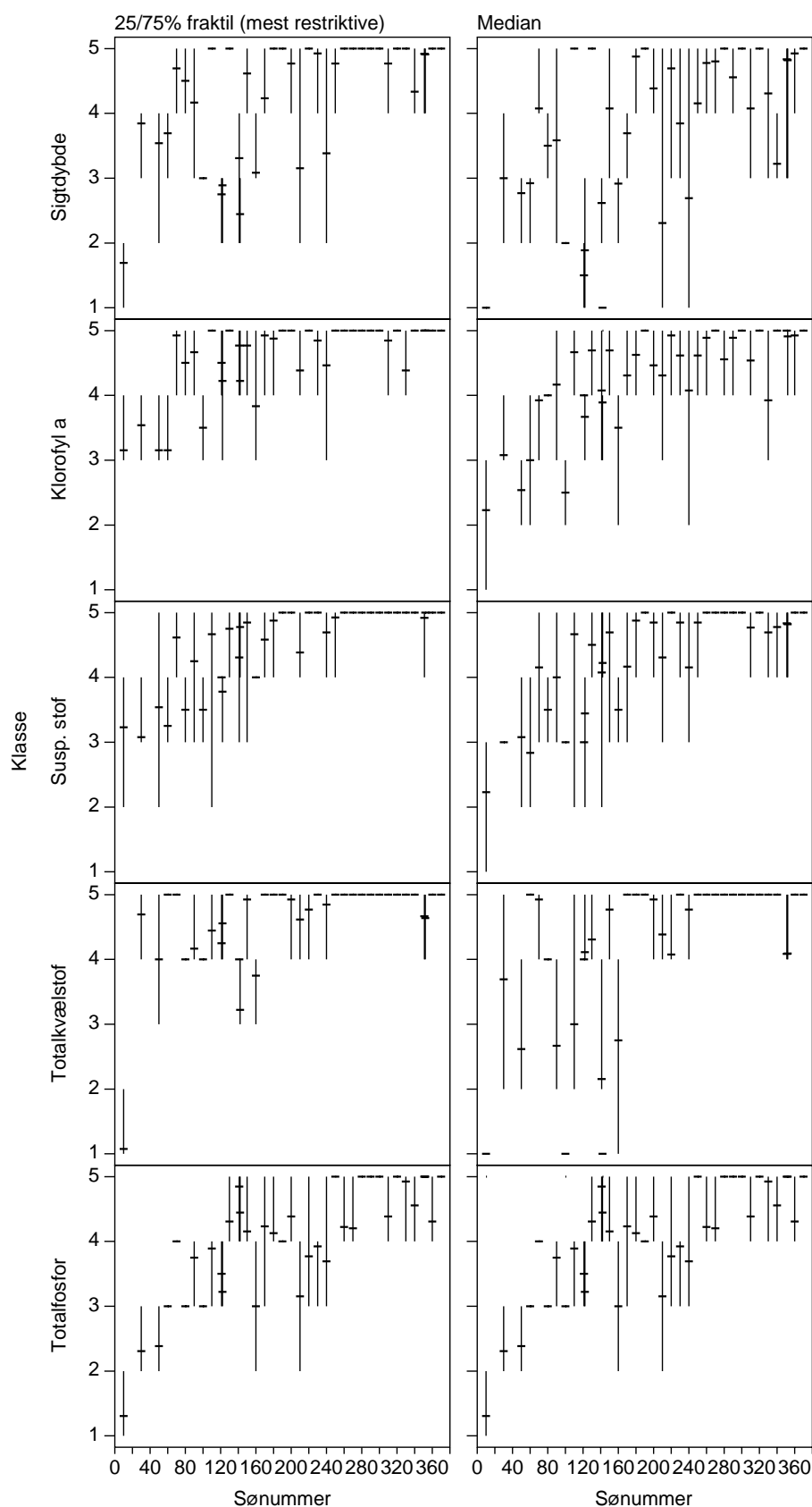
## 6.9 Afprøvning af klassifikation på overvågningssøerne

I dette afsnit afprøves afgrænsningen af de kemiske variable på et datasæt omfattende de 37 overvågningssøer fra 1989 til 2001. Afprøvningen er foretaget ved, at der for hver overvågningssø (dybe og lavvandede ferske søer med alkalinitet over  $0,2 \text{ meq l}^{-1}$ ) og for hvert år er udregnet en økologisk klasse for hver af de 5 vandkemiske variable, der foreslås anvendt (sigtdybde, klorofyl *a*, suspenderet stof, totalkvælstof og totalfosfor). Fastlæggelsen af økologisk klasse er foretaget på baggrund af grænserne givet i tabel 6.30 og 6.31. Den beregnede klasse er derefter afbilledet samlet for hele perioden 1989-2001 (figur 6.4). For at illustrere betydningen af de grænseværdier, der anvendes, er afprøvningen gennemført både, hvis der anvendes den mest restriktive øvre 25% fraktil og den mindre restriktive medianværdi (se også afsnit 6.1).

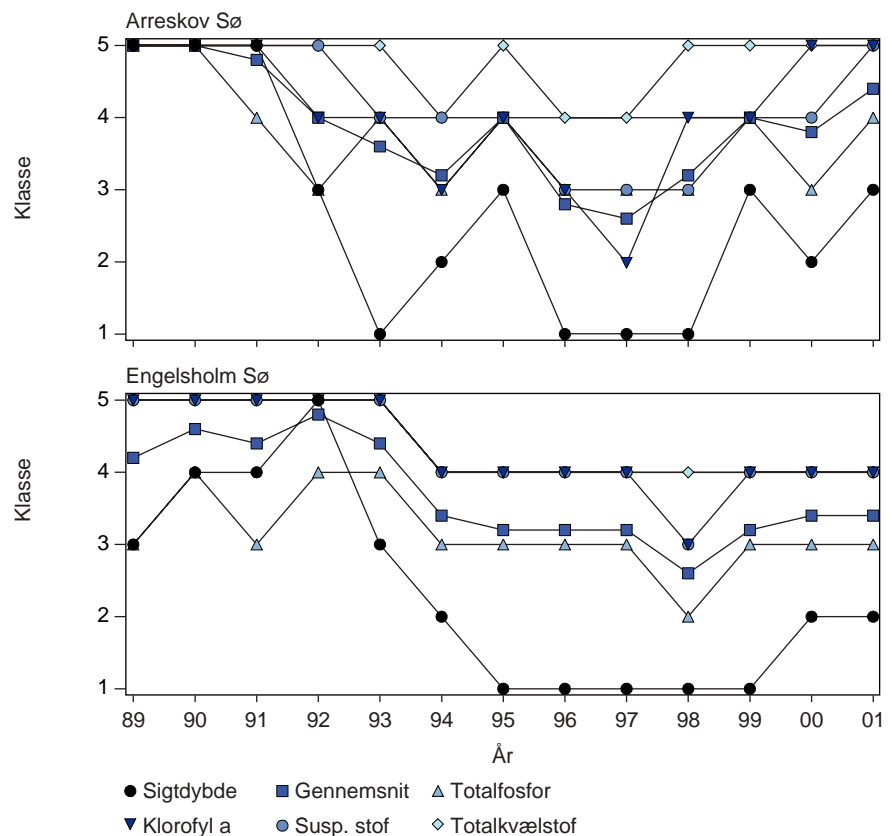
Øvelsen viser, at mange af søerne gennem de 13 år varierer med op til to klasser inden for de enkelte variable, og at kun nogle af de mest næringsrige søer og enkelte af de mest næringsfattige søer gennem alle år henføres til samme økologiske klasse (figur 6.4). Når medianværdien anvendes i stedet for den øvre 25 % fraktil, rykker flere søer som forventet nedad i klasserne i retning af en højere økologisk kvalitet. Selv ved anvendelsen af medianværdien ses det, at mange af søerne henføres til en forholdsvis ringe økologisk klasse (klasse 3-5, svarende til moderat – dårlig økologisk kvalitet). De mere nærings-

fattige søer opnår dog en klassifikation som 1 eller 2, svarende til høj eller god økologisk kvalitet.

Figur 6.4 Test af klassifikation på ferske overvågningssøer med en alkalinitet over 0,2 meq l<sup>-1</sup> ved anvendelse af de fem variable: sigtdybde, klorofyl a, suspenderet stof, totalkvælstof og totalfosfor. De økologiske klasser (høj, god, moderat, ringe, dårlig) er angivet med værdier fra 1 til 5. For hver sø er angivet det spand af klasser, som de enkelte søer henføres til fra 1989 til 2001. Middelværdien for den beregnede klasse gennem de 13 år er angivet ved en vandret streg. Hvis kun streg, så er søen alle år henført til denne klasse. I venstre kolonne er angivet, hvis der anvendes den mest restriktive indgang (øvre 25 % fraktile), og i højre kolonne, hvis der anvendes den mindre restriktive medianværdi. Ved TP-klasse er der anvendt de præ-definerede grænser (0-25, 25-50 µg P l<sup>-1</sup> osv.), så her er der ingen forskel mellem højre og venstre kolonne. Grænsen mellem dybe og lavvandede søer er sat ved 3 m som middeldybde. Søerne er i rækkefølge fra venstre: Søby Sø, Maglesø, Nors Sø, Ravn Sø, Søholm Sø, Kvie Sø, Bastrup Sø, Hornum Sø, Sønder sø, Røgbølle Sø (nord- og sydbassin), Ørnsø, Furesøen (storesø og storekalv) Fårup Sø, Damhussøen, Bryrup Langssø, Hejrede Sø, Hinge Sø, Tissø, Engelsholm Sø, Bagsværd Sø, Borup Sø, Arreskov Sø, Tystrup Sø, Kilen, Dons Nørresø, Lemvig Sø, Jels Oversø, Arresø, Vesterborg Sø, Langesø, St. Søgård Sø, Fuglesø, Utterslev Mose (øst- og vestbassin) Søgård Sø, Gundsømagle Sø (se også Jensen *et al.* (2002)). Kvie Sø og Hornum er kun repræsenteret ved to år, fordi søerne ligger tæt ved alkalinitetsgrænsen på 0,2 meq l<sup>-1</sup>.



Figur 6.5 Afprøvning af klassifikation på Arreskov Sø og Engelsholm Sø fra 1989 til 2001 på baggrund af vandkemiske variable.



Visse søer varierer betydeligt igennem de 13 år. Dette gælder især biomanipulerede søer som Arreskov Sø og Engelsholm Sø (figur 6.5), hvor der i måleperioden er sket store ændringer. Sigtdybden varierer i begge søer over alle fem klasser, klorofyl a over 3-4 klasser og totalfosfor over 3 klasser. Ændringerne i de enkelte indikatorer er parallelle, selv om nogle indikatorer som sigtdybden varierer mere end andre.

## 6.10 Konklusioner og perspektivering

Umiddelbart synes der at være mange huller i de angivne tabeller for grænseværdierne for de enkelte søtyper. Man må dog huske på, at for de to almindeligste søtyper, nemlig de lavvandede og dybe alkaliske søer, der udgør omkring 75 % af de danske søer over 5 ha, er der trods alt en rimelig databaggrund. Samtidig vil det også for nogle af de mere sjældne søtyper formentlig være muligt at estimere grænseværdier, hvis man vel og mærke gør antagelser om, at de er sammenlignelige.

Rent datamæssigt opstår der derfor som forventet de største problemer med de sjældne søtyper, men også for de mere renavandede søer er datamaterialet mange steder spinkelt. En løsning ville her være specifikt at gå efter disse typer i et screeningsprogram for med større sikkerhed at kunne fastlægge grænserne.

Endvidere må man også hæfte sig ved, at selv om der for de to mest almindelige danske søtyper findes en rimelig datamæssig baggrund, så viser analyserne, at der for alle indikatorer i større eller mindre omfang er tale om betydelige variationer inden for en given klasse.

Dette er illustreret ved de store bjælker, som ses på mange figurer. Dette betyder, at man ikke på noget tidspunkt kan forvente at finde nogen "sand" værdi, fordi denne afgrænsning altid vil være underlagt de naturlige variationer, der findes blandt de forskellige biologiske indikatorer. Så selv hvis man kunne eliminere den variation, der findes mellem forskellige søer, ville man stadigvæk være underlagt de betydelige variationer fra år til år, der altid ses inden for den enkelte sø.

En anden problemstilling, som analyserne vedr. af kriterier for afgrænsningen af de fem klasser under afsnit 6.1 har vist, er, at der langt fra i alle tilfælde rammes i den rigtige klasse. Dette afspejler ikke kun som diskuteret ovenover, at der i mange tilfælde mangler data til at give en tilstrækkelig beskrivelse, men også at der naturligt vil være en variation inden for en given økologisk klasse eller – som anvendt her, inden for en given fosforkategori. Der vil derfor altid være en rimelig stor risiko for at ramme forkert, især hvis man skal ramme ned i mange forskellige klasser.

På nuværende tidspunkt og måske heller ikke senere er der derfor principielt set ikke baggrund for at anvende 5 klasser i klassificeringen, fordi det ikke kan lade sig gøre at lave tilstrækkeligt gode og entydige adskillelser. En løsning, som ville muliggøre en bedre adskillelse, ville være kun at anvende tre kategorier, idet det ville være lettere at ramme rigtigt i tre klasser end i fem klasser. En sådan løsning ville ikke leve op til intentionen i Vandrammedirektivet, men dog stadigvæk gøre det muligt at definere, hvornår der skal tages foranstaltninger til at forbedre vandkvaliteten ved at anvende en højgod, moderat-ringe og en dårlig klasse.

Uanset hvordan implementeringen af Vandrammedirektivet igangsættes, må man nok forvente, at det bliver en iterativ proces, hvor der i forbindelse med dataopsamling og øget erfaring bliver brug for justeringer undervejs. Denne rapport kan forhåbentlig medvirke til at stimulere den proces.

## 7 Referencer

*Amsinck, S.L., Johansson, L.S., Bjerring, R., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J.P., Jensen, K., Bradshaw, E., Anderson, N.J., Bennike, O., Nielsen, A.B., Rasmussen, P., Ryves, D., Stavngaard, B., Brodersen, K., McGowan, S., Odgaard, B.V. & Wolin, J. (2003): Vandrammedirektivet og danske søer. Del 2: Palæoøkologiske undersøgelser. Danmarks Miljøundersøgelser. 120 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 476.*

*Anderson, N.J., Rippey, B. & C.E. Gibson (1993): A comparison of sedimentary and diatom-inferred phosphorus profiles: implications for defining pre-disturbance nutrient conditions. Hydrobiologia 253/Dev. Hydrobiol. 84: 357-366.*

*Andersson, B. I., Borg H., Edberg F. & H. Hultberg (2002): Återförsuring av sjöar. Observerade och förväntade biologiska och kemiska effekter. Naturvårdsverket, Rapport 5249.*

*Baagøe, J. & Kølpin Ravn, F. (1895): Ekursion til jydsk søer og vandløb. Bot. Tidsskr. 20: 288-326.*

*Bachmann, R.W., Horsburgh, C.A., Hoyer, M.V., Mataraza, L.K. & Canfield Jr., D.E. (2002): Relations between trophic state indicators and plant biomass in Florida lakes. Hydrobiologia 470: 219-234.*

*Barber, K.E., Battarbee, R.W., Brooks, S.J., Eglinton, G., Haworth, E.Y., Oldfield, F., Stevenson, A.C., Thompson, R., Appleby, P.G., Austin, W.E.N., Cameron, N.G., Ficken, K.J., Golding, P., Harkness, D.D., Holmes, J.A., Hutchinson, R., Lishman, J.P., Maddy, D., Pinder, L.C.V., Rose, N.L. & R.E. Stoneman (1999): Proxy records of climate change in the UK over the last two millennia: documented change and sedimentary records from lakes and bogs. Journal of the Geological Society, London, Vol. 156: 369-380.*

*Battarbee, R. W. (1999): The importance of palaeolimnology to lake restoration. Hydrobiologia 395/396: 149-159.*

*Bennion, H., Juggins, S. & N. J. Anderson (1996): Predicting epilimnetic phosphorus concentrations using an improved diatom-based transfer function and its application to lake eutrophication management. Envir. Sci. Tech. 30: 2004-2007.*

*Berg K., & I. C. Petersen (eds.) (1956): Studies on the humic, acid Lake Gribso. Fol. limbol. Scand. 8, 273 s.*

*Birks, H.J.B., Line, J.M., Juggins, S., Stevenson, A.C. & C.J.F. ter Braak (1990): Diatoms and pH reconstruction. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 327: 263-278.*

*Birks, H.J.B. (1998): D.G. Frey & E.S. Deevey Review # 1. Numerical tools in palaeolimnology - Progress, potentialities, and problems. J. Paleolimnol. 20: 307-332.*

*Boye Petersen, J. (1917): Bemærkninger til plantekortene over Bastrup sø, Farum sø, Bagsværd sø og Lyngby Sø. I Wesenberg-Lund, C. (Ed.). Furesø studier. Kgl. Danske Vid. selskabs skrifter.*

*Bradshaw, E. (2001): Linking land and lake. The response of lake nutrient regimes and diatoms to long-term land-use change in Denmark, Ph.D. thesis, University of Copenhagen, 118 s.*

*Bragg, O.M., Duck, R.W., Rowan, J.S. & Black, A.R. (i trykken): Review of methods for assessing the hydromorphology of lakes. Scotland and Northern Ireland Forum for Environmental Research. Environment Agency for England and Wales. 114 s.*

*Brodersen, K.P., Whiteside, M.C. & Lindegaard, C. (1998): Reconstruction of trophic state in Danish lakes using subfossil chydroid (*Cladocera*) assemblages. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 1093-1103.*

*Brodersen, K.P. & Lindegaard, C. (1999): Classification, assessment and trophic reconstruction of Danish lakes using chironomids. Freshwat. Biol 42: 143-157.*

*Buchwald, E. & Søgaard S. (2000): Danske naturtyper i det europæiske netværk. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, 88 sider.*

*Charles, D.F., R.W. Battarbee, I. Renberg, H. Vand Dam & J.P. Smol (1990a): Paleocological analysis of lake acidification trends in North America and Europe using diatoms and Chrysophytes. In: Soils, aquatic processes, and lake acidification (eds. Stephen, A., S.E. Lindberg & W. Salomon). Acidic precipitation, vol. 4, 207-276. Advances in Environmental Science. Springer, New York, Berlin, Heidelberg.*

*Charles, D.F., Binford, M.W. Furlong, E.T. Hites, R.A., Mitchell, M.J., Norton, S.A., Oldfield, F., Paterson, M.J., Smol, J.P., Uutala, A.J., White, J.R., Whitehead, D.R. & R.J. Wise (1990b): Paleocological investigation of recent lake acidification in the Adirondack Mountains, N.Y. J. Paleolimnol. 3: 195-241.*

*Cowiconsult (1989): Økologisk baggrundstilstand og udviklingshistorie i fem søer. Rapport til Hovedstadsrådet.*

*Crisman, T.L., Chapman, L.J. & Chapman, C.A. (1998): Predictors of seasonal oxygen levels in small Florida lakes: the importance of color. Hydrobiologia 368: 149-155.*

*Degerman, E. & Nyberg, P. (1989): Effekter af av sjökalkning på fiskbestånd i sjöar. Inform. Inst. Freshw. Res. Drottningholm, nr. 5.*

*Dixit, S.S., Cumming, B.F., Birks, H.J.B., Smol, J.P., Kingston, J.C., Uutala, A.J., Charles, D.F. & K.E. Camburn (1993): Diatom assemblages from Adirondack lakes (New York, USA) and the development of inference models for retrospective environmental assessment. Journal of Paleolimnology 8: 27-47 Edited by B.E. Berglund. John Wiley & Sons Ltd.: 667-692.*

- Dodson, S.I. (1992):* Predicting crustacean zooplankton richness. *Limnol. Oceanogr.* 37: 848-856.
- Fee, E.J., Hecky, R.E., Kasian, S.E.M. & Cruikshank, D.R. (1996):* Physical and chemical responses of lakes and streams. *Limnol. Oceanogr.* 41: 912-920.
- Fritz, S.C., Juggins, S., Battarbee, R.W. & Engstrom, D.R. (1991):* Reconstruction of past changes in salinity and climate using a diatom-based transfer function. *Nature* 352: 706-708.
- Fritz, S., Kingston, J.C. & Engstrom, D.R. (1993):* Quantitative trophic reconstruction from sedimentary diatom assemblages: a cautionary tale. *Freshwat. Biol.* 30: 1-23.
- Hagelskjær, B., Madsen, A.G., Olsen, M.S. & Iversen, T.M. (1985):* Rævsø – en hedesø under forandring. *Vand og Miljø* 2: 65-67.
- Hall, R. I. & Smol, J.P. (1992):* A weighted averaging regression and calibration model for inferring total phosphorus concentrations from diatoms in British-Columbia (Canada) lakes. *Freshwat. Biol.* 27: 417-434.
- Hermann, A., Krienitz, L. & Koschel, R. (2001):* Long-term phytoplankton changes in an artificially divided, top-down manipulated humic lake. *Hydrobiologia* 448: 83-96.
- Hesthagen, T., Valseng B., & Karlsen L.R.. (2002):* Effekter af forurening og kalking på fisk og krepsdyr i Enningsdalvassdraget, Østfold. NI-NA Oppdragsmelding 761.
- Hofmann, W. (1988):* The significance of chironomid analysis. (Insecta: Diptera) for paleolimnological research. *Palaeogeogr., Palaeoclimatol., Palaeoecol.* 62: 501-509.
- Hofmann, W. (1998):* *Cladocerans* and chironomids as indicators of lake level changes in north temperate lakes. *J. Paleolimnol.* 19: 55-62.
- Hörnström, E. (2002):* Phytoplankton in 63 limed lakes in comparison with the distribution in 500 untreated lakes with varying pH. *Hydrobiologia* 470: 115-126.
- Håkanson, L. & Boulion, V.V. (2001):* Regularities in primary production, Secchi depth and fish yield and a new system to define trophic and humic state indices for lake ecosystems. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 86: 23-62.
- Irvine K., Little, R., Wemeare, A., Caroni, R., Donnelly, K., Free, G. & Bowman, J. (2002):* Setting meaningful typologies for lakes in the Republic of Ireland. In: *Topology and ecological classification of lakes and rivers* (eds.: Ruoppa & Karttunen): 23-27. TemaNord 2002:566, Nordisk Ministerråd, Helsinki.

*Iversen, J. (1929): Studien über die PH-Verhältnisse dänischer Gewässer und inren Einfluss auf die Hydrophyten-Vegetation. Bot. Tidsskr. 40: 277-336.*

*Iversen, T., Jeppesen, E. & Thyssen, N. (1991): Effekter af næringsstoffer og organisk stof i vandløb og søer. Kap. 12 i: J-O. Frier, J.R. Christensen (Eds.). Kvælstof, fosfor og organisk stof i jord- og vandmiljøet. Undervisningsministeriets Forskningsafdeling.*

*Jansson, M., Bergstrom, A.K., Blomqvist, P. & Drakare, S. (2000): Allochthonous organic carbon and phytoplankton/bacterioplankton production relationships in lakes. Ecology 81: 3250-3255.*

*Jensen, J.P., Søndergaard, M., Bjerring, R., Lauridsen, T.L., Jeppesen, E., Poulsen, A.M. & Sortkjær, L. (2002): Søer 2001- NOVA 2003. Faglig rapport fra DMU nr. 421. 80 s.*

*Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., L. Sortkjær (1997): Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1996. Ferske vådområder – søer. Faglig rapport fra DMU nr. 211. 106 s.*

*Jensen, J.P., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Windolf, J., Lauridsen, T.L. & Sortkjær, L. (1995): Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1994. Ferske vandområder – søer. Faglig rapport fra DMU nr. 139. 115 s.*

*Jeppesen, E., Jensen, J.P., Jensen, C., Faafeng, B., Brettum, P., Hessen, D., Søndergaard, M., Lauridsen, T. & Christoffersen, K. (2003): The impact of nutrient state and lake depth on top-down control in the pelagic zone of lakes: study of 466 lakes from the temperate zone to the Arctic. Ecosystems 6: 313-325.*

*Jeppesen, E., Søndergaard, M., Amsinck, S., Jensen, J.P., Lauridsen, T.L., Pedersen, L.K., Landkildehus, F., Nielsen, K., Ryves, D., Bennike, O., Krog, G., Schriver, P. & Christensen, I. (2002a): Søerne i De Østlige Vejler. Faglig rapport fra DMU nr. 394. 92 s.*

*Jeppesen, E., Jensen, J.P., Amsinck, S., Landkildehus, F., Lauridsen, T.L. & Mitchell, S.F. (2002b): Reconstructing the historical development in planktivorous fish abundance in lakes from size of Daphnia ephippia in the sediment. J. Paleolimnol. 27: 133-143.*

*Jeppesen, E., Søndergaard, M., Petersen, B. & Kanstrup, E. (1997): Biologiske samspil i brakvandssøer. Vand & Jord 5: 214-217.*

*Jeppesen, E., Madsen, E.A., Jensen, J.P. & Anderson, N.J. (1996): Reconstructing the past density of planktivorous fish and trophic structure from sedimentary zooplankton fossils: a surface sediment calibration data set from shallow lakes. Freshwat. Biol. 36: 115-127.*

*Jeppesen, E., Erlandsen, M. & Dall, S. (1986): Tidsserier af vandets gennemsigthed – en effektiv metode til vurdering af ændringer i miljøtilstanden i søer. Vand og Miljø 4: 186-149.*



*Johnes, P.J., Curtis, C., Moss, B., Whitehead, P., Bennion, H. and Patrick, S. (1998):* Trial classification of lake water quality in England and Wales. Ensis Ltd, R&D Technical Report E53. Environment Agency, 80 p.

*Kairesalo, T. & Nykänen, M. (2002):* A tested system (ECOFAME) for implementation of the European Water Framework Directive, and its verification with Finnish lake data. In: *Topology and ecological classification of lakes and rivers* (eds.: Ruoppa & Karttunen): 77-81. *TemaNord 2002:566*, Nordisk Ministerråd, Helsinki.

*Kingston, J.C., Birks, H.J.B., Uutala, J., Cumming, B.F. & J.P. Smol (1992):* Assessing trends in fishery resources and lake water aluminum from paleolimnological analysis of siliceous algae. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 166-127.

*Kippo-Edlund, P. & Heitto, A. (1990):* Phytoplankton and acidification in small forest lakes in Finland. In: *Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (Eds), Acidification in Finland*. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg: 973-984.

*Korhola, A., Olander, H. & T. Blom (2000):* Cladoceran and chironomid assemblages as quantitative indicators of water depth in subarctic Fennoscandian lakes. *J. Paleolimnol.* 24: 43-54.

*Kristensen, P., Jensen, J.P. & E. Jeppesen (1990):* Eutrofieringsmodeller for søer. NPO-forskning fra Miljøstyrelsen, C9. 120 s.

*Kristiansen, J. (1996):* Chrysophyte research in Denmark – a historical skeleton. *Nova Hedwegia. Beiheft 114:* 1-6.

*Körner, S. (2002):* Loss of submerged macrophytes in shallow lakes in North-Eastern Germany. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 87: 375-384.

*Lauridsen, T.L. & Wiggers, L. (2001):* Pesticider i Bryrup Langsø. - *Vand & Jord* 8(4): 154-159.

*Laursen, L. (2002):* Interaktioner mellem fytoplankton, makrofyter og vandkemiske parametre i humusrige småsøer (<5.000 m<sup>2</sup>) i Østjylland. *Specialrapport. Århus Universitet*, 147 s.

*Lepistö, L. & Rosenström, U. (1998):* The most typical phytoplankton taxa in four types of boreal lakes. *Hydrobiologia* 369/370: 89-97.

*Liboriussen, L. & Jeppesen, E. (2003):* Temporal dynamics in epipelagic, pelagic and epiphytic algal production in a clear and a turbid shallow lake. *Freshwat. Biol.* 48: 418-431.

*Lindegaard, C., Dall, P.C. & Jónasson (1997):* *Long-term patterns of the profundal fauna in Lake Esrom*. In: *Sand-Jensen, K. & Pedersen O. (eds.) (1997) Freshwater Biology. Priorities and development in Danish research*. GAD Copenhagen, 39-53.

*Lotter, A.F., Birks, H.J.B., Hofmann, W & Marchetto, A. (1998):* Modern diatom, cladocera, chironomid, and chrysophyte assemblages as

quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in the Alps. II. Nutrients. *J. Paleolimnol.* 19: 443-463.

*Malmer, N. (1975):* Investeringer av sjöars forurning. Statens Naturvårdsverk, SNV PM 656.134 s.

*Mathiesen, J. (1969):* Søernes planter. Danmarks Natur, bind 5. De Ferske Vande. Politikens Forlag: 237-280.

*Mischke, U., Nixdorf, B. & Behrendt, H. (2002):* On typology and reference conditions for phytoplankton in rivers and lakes in Germany. In: Topology and ecological classification of lakes and rivers (eds.: Ruoppa & Karttunen): 44-49. TemaNord 2002:566, Nordisk Ministerråd, Helsinki.

*Moss, B., D. Stephen, C. Alvarez, E. Bécares, W. van de Bund, E. vand Donk, E. de Eyto, C. Fernández-Aláez, M. Fernández-Aláez, R.J.M. Franken, F. García-Criado, E. Gross, M. Gyllström, L.-A. Hansson, K. Irvine, A. Järvalt, J.P. Jensen, E. Jeppesen, T. Kairesalo, R. Kornijów, M.R. Miracle, P. Nöges, T. Nöges, M. Nykannen, I. Ott, E.T.H.M. Peeters, G. Phillips, S. Romo, M. Scheffer, K. Siewertsen, C. Tesch, H. Timm & K. Vakilainen (2003):* The determination of ecological quality in shallow lakes – a tested classification system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 507-549.

*Møller, T.R. & Rørdam, C.P. (1985):* Species numbers of vascular plants in relation to area, isolation and age of ponds in Denmark. *Oikos* 45: 8-16.

*Nordjyllands Amt (1983):* Miljøprojekter. Søkartering III: Vegetationsbeskrivelse af 6 søer: Råbjerg Sø, Råbjerg Mile søer, Nørlev Sø, Poulstrup Sø, Hornum Sø, Lille Sø samt vegetationskort af 2 brakvandsområder. Teknisk Forvaltning. 103 s.

*Nordjyllands Amt (1979):* Miljøprojekter. Søkartering I: Vegetationsbeskrivelse af 5 nordjyske søer: Glenstrup Sø, Klejtrup Sø, Kielstrup Sø, Hannerup Sø, Snæbum Sø. Teknisk Forvaltning. 38 s.

*Nürnberg, G.K. (2002):* Quantification of oxygen depletion in lakes and reservoirs with the hypoxic factor. *Lake and Reserv. Manage.* 18: 298-305.

*Nürnberg, G.K. (1995):* Quantifying anoxia in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 40: 1100-1111.

*Nygaard, G. (1949):* Hydrobiological studies on some Danish lakes and Ponds. *Kgl. Danske Vid. Selsk. Biol. Skr.* 7,1.

*Olander, H., Korhola, A. & T. Blom (1997):* Surface sediment Chironomidae (Insecta: Diptera) distributions along a ecotonal transect in subarctic Fennoscandia: developing a tool for palaeotemperature reconstructions. *J. Paleolimnol.* 18: 45-59.

*Olin, M., Rask, M., Ruuhijarvi, J., Kurkilahti, M., Ala-Opas, P. & Ylonen, O. (2002):* Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. *J. Fish. Biol.* 60: 593-612.

*Olrik, K. (1993):* Planteplanktonøkologi. Økologiske faktorer for planteplankton i marine områder. Miljøbiologisk Laboratorium. Miljøprojekt nr. 243, 165 s.

*Phillips, G. & Logan, P. (2002):* Classification of rivers and lakes in Great Britain. In: *Topology and ecological classification of lakes and rivers* (eds.: Ruoppa & Karttunen): 64. TemaNord 2002:566, Nordisk Ministerråd, Helsinki.

*Pienitz, R., Smol, J.P., Last, W.M., Leavitt, P.R. & Cumming, B.F. (2000):* Multi-proxy Holocene palaeoclimatic record from a saline lake in the Canadian Subarctic. *The Holocene* 10(6): 673-686.

*Pilke, A., Heinonen, P., Karttunen, K., Koskenniemi, E., Lepistö, L., Pietiläinen, O-P., Rissanen, J. & Vuoristo, H. (2002):* Finnish draft for typology of lakes and rivers. In: *Topology and ecological classification of lakes and rivers* (eds.: Ruoppa & Karttunen):42-43. TemaNord 2002:566, Nordisk Ministerråd, Helsinki.

*Poikane, S. (2002):* Typology of rivers and lakes of Latvia according to EU Water Framework Directive. In: *Topology and ecological classification of lakes and rivers* (eds.: Ruoppa & Karttunen):118-122. TemaNord 2002:566, Nordisk Ministerråd, Helsinki.

*Rebsdorf, AA. (1981):* Forsuringstruede danske søer, Miljøprojekter nr. 38. Miljøstyrelsen, 1981: 55 s.

*Rebsdorf, Aa. & Nygaard, E. (1991):* Danske sure og forsurede søer. Miljøstyrelsen, Miljøprojekt 184, 108 s.

*Reed, J.M. (1998):* A diatom-conductivity transfer function for Spanish salt lakes. *J. Paleolimnol.* 19: 399-416.

*Refsgaard, J.C., Henriksen, H.J., Nilsson, B., Rasmussen, P., Kronvang, B., Skriver, J., Jensen, J.P., Dalsgaard, T., Søndergaard, M. & Hoffmann, C.C. (2002):* Vidensstatus for sammenhængen mellem tilstanden i grundvand og overfladevand. Miljøstyrelsen. - Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen 21 (elektronisk): 110 s. Findes på:  
<http://www.mst.dk/udgiv/publikationer/2002/87-7972-157-5/html>

*Reynolds, C. (1984):* The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press. 384 s.

*Reynolds, C. (1987):* The response of phytoplankton communities to changing lake environments. *Schweiz Z. Hydrol.* 49 (2): 220-236.

*Ribe amt (1999):* Registrering af søer i Ribe Amt. Blåbjerg, Blåvandshuk, Fanø, Varde og Ølgod kommuner.

- Ribe amt (1998a)*: Registrering af søer i Ribe Amt. Søer i Grindsted, Billund og Vejen kommuner.
- Ribe amt (1998b)*: Registrering af søer i Ribe Amt. Søer i Esbjerg, Helle Bramming, Holsted og Brørup kommuner.
- Ribe amt (1996)*: Registrering af søer i Ribe amt. Søer i Ribe kommune.
- Ringkøbing Amt (2002)*: Marine aområder. Miljøtilstand i fjordområder. Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord 2001. Vandmiljøafdelingen, 118 s.
- Riis, T. & Sand-Jensen, K. (1998)*: Development of vegetation and environmental conditions in an oligotrophic Danish lake over 40 years. *Freshwat. Biol.* 40: 123-134.
- Ringkøbing amt (1995)*: 5 mindre søer i Vinderup Kommune. Vandmiljøafdelingen. 74 s. + bilag.
- Ringkøbing amt (1989)*: Bundvegetationen i syv vestjyske søer 1988. Søndersund – Indfjorden – Sunds Sø – Søby Sø – Skånsø – Tangsø – Byn. Udarbejdet af Moeslund, B., Bio/Consult. 165 s.
- Ruoppa, M. & Karttunen, K. (2002)*: Typology and ecological classification of lakes and rivers. *TemaNord* 2002:566. 136 s.
- Sandøy, S. & Romundstad, A.J. (1995)*: Liming of acidified lakes and rivers in Norway. An attempt to preserve and restore biological diversity in the acidified regions. *Water, Air & Soil Poll.* 85: 997-1002.
- Solheim, A.L. (2002)*: Typology and reference conditions for surface water bodies in France – the hydro-ecoregion approach. In: *Topology and ecological classification of lakes and rivers* (eds.: Ruoppa & Karttunen):35-36. *TemaNord* 2002:566, Nordisk Ministerråd, Helsinki.
- Swedish EPA (2000a)*: Acidity of Lakes and Watercourses. Findes på: <http://www.internat.naturvardsverket.se>
- Swedish EPA (2000b)*: Transparency in Lakes and Watercourses. Findes på: <http://www.internat.naturvardsverket.se>
- Swedish EPA (2000c)*: Nutrients/eutrophication. Findes på: <http://www.internat.naturvardsverket.se>
- Stenson, J.A.E. & Svensson, J-E.(1995)*: Changes of planktivore fauna and development of zooplankton after liming of the acidified Lake Gårdsjön. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 979-94.
- Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Jeppesen, E. & Bruun, L. (1997)*: Macrophyte-waterfowl interactions: tracking a variable resource and the impact of herbivory on plant growth. In: E. Jeppesen, Ma. Søndergaard, Mo. Søndergaard and K. Christoffersen (eds.), *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. - Ecological Studies Series* 131: 298-306, Springer, New York.

*Søndergaard, M., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. (2002): Små søer og vandhuller. Findes på:*

<http://www.skovognatur.dk/erhvogadm/ferskvand/smaa.htm>.

*Sønderjyllands Amt (1994): Uddrag af Ag Sø 1994. Rapport udarbejdet af Carl Bro.*

*Tammi, J., Lappalainen, A. & Rask, M. (2002): An evaluation of the preliminary typology of Finnish lakes by using fish community data. In: Topology and ecological classification of lakes and rivers (eds.: Ruoppa & Karttunen): 44-49. TemaNord 2002:566, Nordisk Ministerråd, Helsinki.*

*Vestergaard, O. & Sand-Jensen, K. (2000): Aquatic macrophyte richness in Danish lakes in relation to alkalinity, transparency, and lake area. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 2022-2031.*

*Viborg Amt (1994): Miljøtilstanden i Nors Sø. Status 1993 og udvikling 1989-1993, 74 s. Udarbejdet af Moeslund, B., Bio/Consult as.*

*Walker, I.R., Levesque, A.J., Cwynar, L.C. & A.F. Lotter (1997): An expanded surface-water palaeotemperature inference model for use with fossil midges from eastern Canada. J. Paleolimnol. 18: 165-178.*

*Wallin M. Wiederholm, T & Johnson R. 2003. Guidance of establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. CIS Working Group 2.3. REFCOND.*

*Wallin M. & Fölster (2002): WFD typologies in the Nordic countries. In: Topology and ecological classification of lakes and rivers (eds.: Ruoppa & Karttunen): 14-17. TemaNord 2002:566, Nordisk Ministerråd, Helsinki.*

*Walz, N., Garcia, X-F. & Pusch, M. (2002): Typology of lakes based on macrozoobenthos in Brandenburg/Germany, Central Plains (Ecoregion 14). In: Topology and ecological classification of lakes and rivers (eds.: Ruoppa & Karttunen): 123-125. TemaNord 2002:566, Nordisk Ministerråd, Helsinki.*

*Wetzel R. (2001): Limnology. Lake and River ecosystems. Academic Press. 1006 s.*

*Whitehead, D.R., Charles, D.F., Jackson, S.T., Smol, J.P. & D.R. Engstrom (1989): The development history of Adirondack (N.Y.) Lakes. J. Paleolimnol. 2: 185-206.*

*Wiederholm, T. (1980): Use of benthos in lake monitoring. Journal WPCF 52 (3): 537-547.*

*Windolf, J., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Jensen, J.P. & L. Sortkjær (1993): Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1992. Ferske vådområder – søer. Faglig rapport fra DMU nr. 90. 129 s.*

*Økland, J. & Økland, K.A. (1980):* pH level and food organisms for fish: Studies of 1000 lakes in Norway. Proc., Int. conf. ecol. impact acid precip., Norway 1980, SNSF project, p. 326-328.

*Århus Amt (1988):* Vallum Sø, Dystrup-Ramten Sø, Skarre Sø, Dagstrup Mose. Miljøkontoret. 53 s. + bilag.

*Århus Amt (2002a):* Restaurering af 5 søer ved indgreb i fiskebestanden, Natur og Miljø, 84 s.

*Århus Amt (2002b):* Vandkvalitetsplan 2001 3. søer, Natur og Miljø, 168 s.

*Århus Amt (2002c):* Natur og Miljø i Nord- og Midtdjursland 2000, Natur og Miljø, 52 s.

*Århus Amt (2002d):* Løvenholm Langsø 2000-2001, Natur og Miljø, 34 s + bilag.

*Århus Amt (2002e):* Forekomst a pesticider i vandhuller i Århus Amt. Århus Amt, Natur og Miljø, 20 s.

# Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser – DMU – er en forskningsinstitution i Miljøministeriet.  
DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser  
Frederiksborgvej 399  
Postboks 358  
4000 Roskilde  
Tlf.: 46 30 12 00  
Fax: 46 30 11 14

*Direktion  
Personale- og Økonomisekretariat  
Forsknings- og Udviklingssektion  
Afd. for Systemanalyse  
Afd. for Atmosfærisk Miljø  
Afd. for Marin Økologi  
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi  
Afd. for Arktisk Miljø*

Danmarks Miljøundersøgelser  
Vejlsøvej 25  
Postboks 314  
8600 Silkeborg  
Tlf.: 89 20 14 00  
Fax: 89 20 14 14

*Overvågningssektionen  
Afd. for Terrestrisk Økologi  
Afd. for Ferskvandsøkologi  
Afd. for Marin Økologi  
Projektchef for det akvatiske område*

Danmarks Miljøundersøgelser  
Grenåvej 12-14, Kalø  
8410 Rønne  
Tlf.: 89 20 17 00  
Fax: 89 20 15 15

*Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet*

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger.  
Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.  
I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

## Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

2003

- Nr. 436: Naturplanlægning - et system til tilstandsvurdering i naturområder. Af Skov, F., Buttenschøn, R. & Clemmensen, K.B. 101 s. (elektronisk)
- Nr. 437: Naturen i hverdagslivsperspektiv. En kvalitativ interviewundersøgelse af forskellige danskeres forhold til naturen. Af Læssøe, J. & Iversen, T.L. 106 s. (elektronisk)
- Nr. 438: Havterner i Grønland. Status og undersøgelser. Af Egevang, C. & Boertmann, D. 69 s. (elektronisk)
- Nr. 439: Anvendelse af genmodificerede planter. Velfærdsøkonomisk vurdering og etiske aspekter. Af Møller, F. 57 s. (elektronisk)
- Nr. 440: Thermal Animal Detection System (TADS). Development of a Method for Estimating Collision Frequency of Migrating Birds at Offshore Wind Turbines. By Desholm, M. 25 pp. (electronic)
- Nr. 441: Næringsstofbalancer på udvalgte bedrifter i Landovervågningen. Af Hansen, T.V. & Grant, R. 26s. (elektronisk)
- Nr. 442: Emissionsfaktorer og emissionsopgørelse for decentral kraftvarme. Eltra PSO projekt 3141. Kortlægning af emissioner fra decentrale kraftvarmeværker. Delrapport 6. Af Nielsen, M. & Illerup, J.B. 113 s. (elektronisk)
- Nr. 443: Miljøøkonomisk analyse af skovrejsning og braklægning som strategier til drikkevandsbeskyttelse. Af Schou, J.S. 43 s. (elektronisk)
- Nr. 444: Tungmetaller i tang og musling ved Ivittuut 2001. Af Johansen, P. & Asmund, G. 32 s. (elektronisk)
- Nr. 445: Modeller til beskrivelse af iltsvind. Analyse af data fra 2002. Af Carstensen, J. & Erichsen, A.C. 60 s. (elektronisk)
- Nr. 447: Modelanalyser af mobilitet og miljø. Slutrapport fra TRANS og AMOR II. Af Christensen, L. & Gudmundsson, H. 114 s. (elektronisk)
- Nr. 448: Newcastle Disease i vilde fugle. En gennemgang af litteraturen med henblik på at udpege mulige smitekilder for dansk fjerkræ. Af Therkildsen, O.R. 61 s. (elektronisk)
- Nr. 449: Marin recipientundersøgelse ved Thule Air Base 2002. Af Glahder, C.M. et al. 143 s. (elektronisk)
- Nr. 450: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2002. By Kemp, K. & Palmgren, F. 36 pp. (electronic)
- Nr. 451: Effekter på havbunden ved passage af højhastighedsfærger. Af Dahl, K. & Kofoed-Hansen, H. 33 s. (elektronisk)
- Nr. 452: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 2002/03 i Danmark. Wing Survey from the 2002/03 Hunting Season in Denmark. Af Clausager, I. 66 s.
- Nr. 453: Tålegrænser for kvælstof for Idom Hede, Ringkøbing Amt. Af Nielsen, K.E. & Bak, J.L. 48 s. (elektronisk)
- Nr. 454: Naturintegration i Vandmiljøplan III. Beskrivelse af tiltag der, ud over at mindske tilførsel af næringssalte fra landbrugsdrift til vandområder, også på anden vis kan øge akvatiske og terrestriske naturværdier. Af Andersen, J.M. et al. 67 s. (elektronisk)
- Nr. 455: Kvantificering af næringsstoffers transport fra kilde til recipient samt effekt i vandmiljøet. Modeltyper og deres anvendelse illustreret ved eksempler. Nielsen, K. et al. 114 s. (elektronisk)
- Nr. 456: Opgørelse af skadevirkninger på bundfaunaen efter iltsvindet i 2002 i de indre danske farvande. Af Hansen, J.L.S. & Josefson, A.B. 32 s. (elektronisk)
- Nr. 457: Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. Af Søgaard, B. et al. 2. udg. 460 s. (elektronisk)
- Nr. 458: Udviklingen i Vest Stadil Fjord 2001-2002. Af Søndergaard, M. et al. 25 s. (elektronisk)
- Nr. 459: Miljøøkonomiske beregningspriser. Forprojekt. Af Andersen, M.S. & Strange, N. 88 s. (elektronisk)
- Nr. 460: Aerosols in Danish Air (AIDA). Mid-term report 2000-2002. By Palmgren, F. et al. 92 pp. (electronic)
- Nr. 461: Control of Pesticides 2002. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krøngaard, T., Petersen, K. & Christoffersen, C. 30 pp. (electronic)
- Nr. 462: Bevaringsstatus for fuglearter omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. Af Pihl, S. et al. 130 s. (elektronisk)
- Nr. 463: Screening for effekter af miljøfarlige stoffer på algesamfund omkring havneanlæg. Af Dahl, K. & Dahllöf, I. 37 s. (elektronisk)
- Nr. 464: Dioxin i bioaske. Dioxinmåleprogram 2001-2003. Viden om kilder og emissioner. Af Hansen, A.B. et al. 40 s. (elektronisk)
- Nr. 465: Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 2002. Af Johansen, P., Riget, F. & Asmund, G. 62 s. (elektronisk)
- Nr. 466: Atmosfærisk deposition 2002. NOVA 2003. Af Ellermann, T. et al. 88 s. (elektronisk)
- Nr. 467: Marine områder 2002 - Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Af Rasmussen, M.B. et al. 103 s. (elektronisk)
- Nr. 468: Landovervågningsoplade 2002. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. 131 s. (elektronisk)
- Nr. 469: Søer 2002. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al. 63 s. (elektronisk)
- Nr. 470: Vandløb 2002. NOVA 2003. Af Bøgestrand, J. (red.) 76 s. (elektronisk)
- Nr. 471: Vandmiljø 2003. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. Af Andersen, J.M. et al. 157 s., 100,00 kr.
- Nr. 472: Overvågning af Vandmiljøplan II - Vådområder 2003. Af Hoffmann, C.C. et al. 83 s. (elektronisk)
- Nr. 473: Korrektion for manglende indberetninger til vildtudbyttestatistikken. Af Asferg, T. & Lindhard, B.J. 28 s. (elektronisk)



*[Tom side]*

Danmarks Miljøundersøgelser  
Miljøministeriet

ISBN 87-7772-779-7  
ISSN 1600-0048