



# SØER 2011

NOVANA

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 33

2012



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

*[Tom side]*

# SØER 2011

NOVANA

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 33

2012

Rikke Bjerring  
Liselotte Sander Johansson  
Martin Søndergaard  
Torben Linding Lauridsen  
Ane Kjeldgaard  
Lisbet Sortkjær  
Jørgen Windolf  
Jens Bøgestrand

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

# Datablad

|                          |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          |
|--------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Serietitel og nummer:    | Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 33                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
| Titel:                   | Søer 2011                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |
| Undertitel:              | NOVANA                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |
| Forfattere:              | Rikke Bjerring, Liselotte Sander Johansson, Martin Søndergaard, Torben Linding Lauridsen, Ane Kjeldgaard, Lisbet Sortkjær, Jørgen Windolf & Jens Bøgestrand                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
| Institution:             | Aarhus Universitet, Institut for Bioscience                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              |
| Udgiver:                 | Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |
| URL:                     | <a href="http://dce.au.dk">http://dce.au.dk</a>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          |
| Udgivelsesår:            | November 2012                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            |
| Redaktion afsluttet:     | Oktober 2012                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             |
| Faglig kommentering:     | Naturstyrelsen                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |
| Finansiel støtte:        | Miljøministeriet                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |
| Bedes citeret:           | Bjerring, R. Johansson, L.S., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Kjeldgaard, A., Sortkjær, L., Windolf, J., Bøgestrand, J. 2012. Søer 2011. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 100 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 33<br><a href="http://www.dmu.dk/Pub/SR33.pdf">http://www.dmu.dk/Pub/SR33.pdf</a>                                                                                                                                                                                                                                   |
|                          | Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            |
| Sammenfatning:           | Rapporten giver en status for den nationale søovervågning i 2011 og beskriver udviklingen i udvalgte miljø-indikatorer siden overvågningsens start i 1989 i 15 søer. Miljøtilstanden er generelt forbedret siden 1989. Forbedringerne ses tydeligst i de vandkemiske indikatorer og fortrinsvis i det første årti af overvågningsperioden, men også flere af de biologiske indikatorer viser lignende tendenser til forbedringer. Rapporten giver yderligere en status over tilstanden i 2011 i 30 søer, der repræsenterer flere søtyper og næringsstofniveauer, men som gennemsnitligt set må betegnes som næringsrige. |
| Emneord:                 | Søer, miljøtilstand, overvågning, Vandmiljøplan, NOVANA                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  |
| Layout:                  | Grafisk Værksted, AU Silkeborg                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |
| Foto forside:            | Langesø (Fyn). Foto: Andreas Wiberg Sode                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |
| ISBN:                    | 978-87-92825-61-2                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |
| ISSN (elektronisk):      | 2244-9981                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |
| Sideantal:               | 100                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |
| Internetversion:         | Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som<br><a href="http://www.dmu.dk/Pub/SR33.pdf">http://www.dmu.dk/Pub/SR33.pdf</a>                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |
| Supplerende oplysninger: | NOVANA er et program for en samlet og systematisk overvågning af både vandig og terrestrisk natur og miljø. NOVANA erstattede 1. januar 2004 det tidligere overvågningsprogram NOVA-2003, som alene omfattede vandmiljøet.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               |

# Indhold

|                                                                                                                          |           |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Forord</b>                                                                                                            | <b>5</b>  |
| <b>1 Sammenfatning</b>                                                                                                   | <b>6</b>  |
| <b>2 Undersøgelsesprogrammet</b>                                                                                         | <b>10</b> |
| 2.1 Kontrolovervågning                                                                                                   | 11        |
| <b>3 Kontrolovervågning af søernes udvikling</b>                                                                         | <b>16</b> |
| 3.1 Generel karakteristik                                                                                                | 18        |
| 3.2 Fosfor                                                                                                               | 19        |
| 3.3 Kvælstof                                                                                                             | 23        |
| 3.4 Klorofyl <i>a</i>                                                                                                    | 26        |
| 3.5 Sigtdybde                                                                                                            | 29        |
| 3.6 Planteplankton                                                                                                       | 31        |
| 3.7 Undervandsplanter                                                                                                    | 33        |
| 3.8 Næringsstofkilder og -balancer                                                                                       | 37        |
| <b>4 Kontrolovervågning af søernes tilstand</b>                                                                          | <b>54</b> |
| 4.1 Generel tilstand                                                                                                     | 54        |
| 4.2 Udviklingstendenser                                                                                                  | 56        |
| <b>5 Sediment og intern fosforbelastning i søer</b>                                                                      | <b>58</b> |
| 5.1 Sedimentdata fra overvågningssøerne                                                                                  | 58        |
| 5.2 Massebalance og intern fosforbelastning om sommeren i seks lavvandede søer                                           | 61        |
| 5.3 Sammenhæng mellem fosfor i sediment og vand                                                                          | 63        |
| <b>6 Opblomstringer af blågrønalger i danske søer – hvornår og hvorfor?</b>                                              | <b>66</b> |
| 6.1 Blågrønalger hele sommeren                                                                                           | 66        |
| 6.2 Generel næringsstatus (totalfosfor og klorofyl <i>a</i> ) forklarer bedst vækst i blågrønalger i ferske, danske søer | 69        |
| 6.3 Stor diversitet i dominerende slægter ved algeopblomstringer i ferske, danske søer                                   | 73        |
| <b>7 Fisk som indikator</b>                                                                                              | <b>76</b> |
| 7.1 Lavvandede ferske søer                                                                                               | 78        |
| 7.2 Mulige indikatorer                                                                                                   | 80        |
| 7.3 Dybe ferske søer                                                                                                     | 85        |
| <b>8 Klima og afstrømning</b>                                                                                            | <b>92</b> |
| 8.1 Temperatur og global indstråling                                                                                     | 92        |
| 8.2 Nedbør                                                                                                               | 95        |
| 8.3 Afstrømning                                                                                                          | 96        |
| 8.4 Vindforhold                                                                                                          | 96        |
| <b>9 Referencer</b>                                                                                                      | <b>97</b> |

*[Tom side]*

## Forord

Denne rapport udgives af DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet (DCE) som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA). NOVANA er fjerde generation af nationale overvågningsprogrammer, som med udgangspunkt i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram blev iværksat i efteråret 1988. Nærværende rapport omfatter data til og med 2011.

Formålet med overvågningsprogrammet er at imødekomme nationale og internationale overvågningsbehov og -forpligtelser. Programmet er løbende tilpasset overvågningsbehovene og omfatter overvågning af tilstand og udvikling i vandmiljøet og naturen, herunder den terrestriske natur og luften.

Systematisk indsamling af data gør det muligt at beskrive tilstanden og udviklingen i belastningen med næringssalte og miljøfarlige stoffer samt at registrere de afledte økologiske effekter.

DCE har som en væsentlig opgave for Miljøministeriet at bidrage med forskningsbaseret rådgivning til styrkelse af det faglige grundlag for de miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. Som led heri forestår DCE med bidrag fra Institut for Bioscience og Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet, den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne ferske vande, marine områder, landovervågning, atmosfæren samt arter og naturtyper.

I overvågningsprogrammet er der en klar arbejdsdeling og ansvarsdeling mellem fagdatacentre og Naturstyrelsen. Fagdatacentret for grundvand er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland - GEUS, for punktkilder hos Naturstyrelsen, mens fagdatacentre for vandløb, søer, marine områder, landovervågning, samt arter og naturtyper er placeret hos Institut for Bioscience, Aarhus Universitet, og fagdatacenter for atmosfæren hos Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.

Denne rapport er udarbejdet af Fagdatacenter for Ferskvand. Rapporten er baseret på data indsamlet af Naturstyrelsens decentrale enheder.

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes sammen med konklusionerne fra de øvrige Fagdatacenter-rapporter i Vandmiljø og Natur 2011, som udgives af DCE, De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland - GEUS og Naturstyrelsen.

# 1 Sammenfatning

I 2011 indgik 48 søer i kontrolovervågningen. Heraf var 18 søer omfattet af kontrolovervågningen af søernes udvikling og 30 var omfattet af kontrolovervågningen af søernes tilstand. Søernes tilstand spænder fra helt rene til stærkt forurenede som følge af eksisterende eller tidligere tiders spildevandsudledninger. Der indgik 45 ferskvandssøer (heraf 16 i kontrolovervågningen af udvikling og 29 i kontrolovervågningen af tilstand) og 3 brakvandssøer (to i kontrolovervågningen af udvikling og én i kontrolovervågningen af tilstand).

Naturstyrelsens decentrale enheder forestår den standardiserede prøveindsamling. Alle indsamlede data indberettes til Fagdatacenter for ferskvand, som udarbejder årlige statusrapporter om den generelle tilstand og udvikling. Dette års rapport omfatter resultater for udviklingstendenser i perioden fra 1989 til 2011 i 15 af de 18 søer, som er omfattet af kontrolovervågning af udvikling. For de resterende tre søer er der ikke tilstrækkelig lang tidsserie med data til at kunne indgå i en beskrivelse af udviklingen; derfor beskrives disse søer enkeltvis. Derudover gives der en kortere status for miljøtilstanden og udviklingen i de 30 søer, som er omfattet af kontrolovervågning af tilstand.

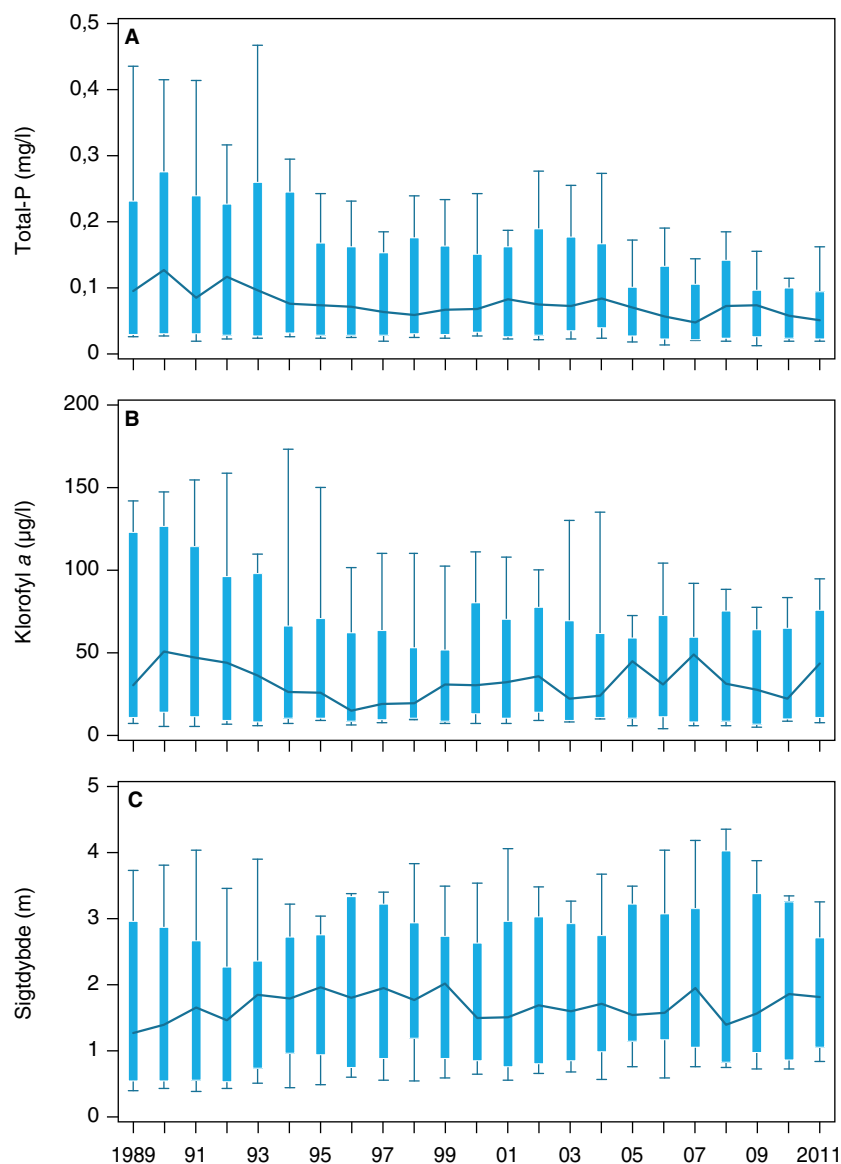
**Tabel 1.1.** Miljøtilstanden i overvågnings søerne illustreret ved udvalgte nøgleparametre. Der er angivet medianværdier for sommerperioden.

| Parameter                              | Kontrolovervågning af udvikling | Kontrolovervågning af tilstand |
|----------------------------------------|---------------------------------|--------------------------------|
|                                        | 2011                            | 2011                           |
| Undersøgelsesår                        | 2011                            | 2011                           |
| Antal søer                             | 18                              | 30                             |
| Totalfosfor søkoncentration (mg P/l)   | 0,051                           | 0,062                          |
| Totalkvælstof søkoncentration (mg N/l) | 0,99                            | 0,88                           |
| Sigtdybde (m)                          | 1,4                             | 1,2                            |
| Klorofyl <i>a</i> (µg/l)               | 45                              | 26                             |
| Farvetal (mg Pt/l)                     | 23                              | 29                             |

Fosforkoncentrationen i de 15 søer i kontrolovervågningen af søernes udvikling med lang tidsserie var i 2011 55 % (årgennemsnit) lavere end niveauet for de første seks år af overvågningsperioden (1989-1995). Årsmedianen faldt med 43 % fra perioden 1989-1995 til 2011, mens den i 2011 kun var faldet med 24 % i forhold til perioden 2003-2010. Det mest markante fald er således sket i den første del af overvågningsperioden og i de mest belastede søer.

Af de 15 søer har der været et signifikant fald i fosforkoncentrationen i sommerperioden i 11 søer i løbet af overvågningsperioden (Tabel 1.2). Ligeledes for kvælstofniveauet har der været et fald i disse søer siden 1989. Årgennemsnittet og medianen i 2011 var hhv. 47 % og 38 % lavere end gennemsnittet for perioden 1989-1995, mens faldet var mere begrænset (henholdsvis 24 og 19 %) sammenlignet med seneste del af overvågningsperioden (2003-2010). På enkelt sø-niveau har 12 af de 15 søer undergået en signifikant reduktion i indholdet af totalkvælstof (sommerværdier) siden 1989 (Tabel 1.2).

**Figur 1.1.** Udviklingen i søkoncentrationen af A: totalfosfor (mg/l), B: klorofyl *a* (µg/l) og C: sigtdybde (m) ud fra sommergennemsnit i 15 af de søer, der indgår i kontrolovervågning af udvikling og som har været undersøgt siden 1989. Søjlerne viser 10, 25, 75 og 90 % fraktiler. Linjen viser medianværdien.



Der er sket en reduktion i indholdet af klorofyl *a* i de intensivt overvågede søer med de største klorofylkoncentrationer. Derfor er årsgennemsnittet for disse søer reduceret fra et niveau på ca. 60 µg klorofyl *a*/l i begyndelsen af overvågningsperioden til 30 µg klorofyl *a*/l i 2011.

Det reducerede klorofylniveau i de mest belastede søer har resulteret i en forbedring af sigtdybden i denne kategori af søer (Figur 1.1). Blandt de 15 intensivt overvågede søer er der ni søer, som har fået en signifikant forbedret sigtdybde siden 1989 (Tabel 1.2).

**Tabel 1.2.** Statistisk signifikante udviklinger for udvalgte nøgleparametre (sommergennemsnit) i miljøtilstanden i 15 af de søer, der indgår i kontrolovervågning af udvikling, der er undersøgt siden 1989.

| Parameter                   | Forbedret | Forværret | Uændret |
|-----------------------------|-----------|-----------|---------|
| Totalfosfor koncentration   | 11        | 1         | 3       |
| Totalkvælstof koncentration | 12        | 0         | 3       |
| Klorofyl <i>a</i>           | 6         | 3         | 6       |
| Sigtdybde                   | 9         | 2         | 4       |

Samlet set er miljøtilstanden forbedret i de 15 af de søer, der indgår i kontrolovervågning af udvikling i søer og som er undersøgt intensivt siden 1989. Ændringerne er hovedsageligt sket i første del af overvågningsperioden. Forbedringer i miljøtilstanden er registreret især for de vandkemiske parametre (bl.a. fosforkoncentration) samt sigtddybde og dermed søernes klarhed, men også for biologiske parametre, som dækningsgraden af undervandsvegetationen, hvor der har været fremgang i otte ud af 15 intensivt undersøgte søer.

For 10 af de intensivt overvågede søer, med veldefinerede vandbalancer, er stofbalancer og kildeopsplitning opgjort. Generelt er både ind- og udløbskoncentrationen af kvælstof og fosfor signifikant reduceret i størstedelen af søerne, specielt i den første del af overvågningsperioden, som et resultat af reducerede belastninger, for fosfor specielt fra rensningsanlæg. Den gennemsnitlige indløbskoncentration for fosfor og kvælstof er hhv. faldet 28 og 19 % mellem perioderne 1990-95 og 1996-02, mens faldet ligger på hhv. 15 og 16 % mellem perioderne 1996-02 og 2002-2010. Også den absolutte tilførsel af kvælstof og fosfor til søerne er reduceret. Derimod viser den relative tilbageholdelse ikke markante ændringer i overvågningsperioden, men er dog steget i hhv. fire og tre søer for fosfor og kvælstof.

De 30 søer, der i 2011 indgik i kontrolovervågning af søernes tilstand, repræsenterede syv søtyper, heraf én brakvandssø. Størstedelen af søerne er ferske, lavvandede og alkaline. Datamaterialet er pt. for lille til en generel beskrivelse af tilstanden for de forskellige søtyper, men overordnet set er størstedelen af søerne næringsrige. Medianen for totalfosfor var 62 µg/l og 0,88 mg/l for totalkvælstof, mens den for sigtddybden var 1,2 m. Også klorofyl *a* indholdet var relativt højt (5-260 µg/l, median 26 µg/l). De højeste planteplanktonbiomasser blev observeret i de mest næringsrige søer og bestod overvejende af blågrønalger i lavvandede søer og furealger i dybe søer. Plantedækket var relativt lavt og fiskesammensætningen generelt domineret af karpefisk (skalle, brasen og rudskalle). Alle 30 søer blev også undersøgt i perioden 2004-2009, men generelt ses ingen klare udviklingstendenser frem til 2011. Dog er medianen for totalfosfor og kvælstof faldet lidt (17 % for begge parametre).

Sedimentet er siden 1989 undersøgt i over 200 søer og en oversigt viser meget varierende indhold af både næringsstoffer (fosfor og kvælstof), jern og kalcium. Indholdet af fosfor er tæt og positivt relateret til indholdet af jern. Sedimentet er undersøgt mere end én gang i 36 søer, men kun i fire søer kan der registreres signifikante ændringer i overfladesedimentet. Én af dem er Gundsømagle Sø, hvor et reduceret fosforindhold i overfladesedimentet falder sammen med, at der også måles en nettofrigivelse fra søen. Den sæsonmæssige tilbageholdelse af fosfor i seks hurtigt gennemstrømmede søer antyder, at næringsrige, uklare søer har en betydelig frigivelse fra sedimentet om sommeren, - også når søerne er i ligevægt med den eksterne fosfortilførsel. Der er ikke nogen let og enkel vej til at kvantificere betydningen af den interne fosforbelastning for søers vandkvalitet på baggrund af koncentrationer af fosfor i sedimentet. Dette skyldes, at frigivelsen af fosfor fra sedimentet afhænger af en række andre forhold, herunder transportmekanismerne mellem sediment og vand, søens biologiske struktur, og hvor præcist sedimentforholdene er beskrevet med de nuværende data.

Blågrønalger forårsager til tider store opblomstringer i danske søer. Henover sommeren udgør deres biomasse generelt en relativt høj andel af den samlede algebiomasse i danske søer. Den tidsmæssige udstrækning af høje blå-

grønalgebiomasser hen over året var længere for de lavvandede søer end i de dybe søer, hvor opblomstringerne også generelt startede 2-4 uger senere end i de lavvandede søer. Den generelle næringsstatus i søerne (totalfosfor og klorofyl *a*) var den mest betydende faktor for vækstraten i den relative andel af blågrønalger, mens klimatiske faktorer, som temperatur og vind, samt middeldybde og opholdstid i de dybe søer, var af mere sekundær karakter. Artsrigdommen af blågrønalger, repræsenteret under de højeste vækstrater i blågrønalgebiomassen, var lav og omfattede typisk 1-2 arter/slægter.

Fisk spiller en central rolle for søers økologiske tilstand, da de har en strukturerende effekt på øvrige biologiske elementer som f.eks. bunddyr og dyreplankton og dermed indirekte på planteplankton. De indgår dermed også som indikator i forhold til Vandrammedirektivet. Da eutrofiering er den primære påvirkningsfaktor i danske søer er fiskene i denne rapport behandlet i forhold hertil. Der blev fokuseret på 115 lavvandede samt 45 dybe, alkaliske, ferske søer, med i alt 31 registrerede fiskearter, hvor de to hyppigst forekommende arter var aborre og skalle. Der blev taget udgangspunkt i tidligere indikator-arbejde (Søndergaard et al., 2003) samt et foreløbigt Central Baltisk indeks. Af seks udvalgte forklarende variable var totalfosfor og klorofyl *a* koncentration vigtige beskrivende for variationer i fiskesammensætningen. Analysens konklusion blev, at total fangst (CPUE - antal pr. garn), andelen af rovfisk >10 cm (biomassebaseret), andelen af skalle og brasen (biomassebaseret) samt individbiomasse (baseret på alle fisk) var de fire bedste indikatorer, som er kombineret til en fælles 'økologisk score'. Det danske indeksudkast er testet i forhold til det foreløbige Centralbaltiske indeks. Testen viser god overensstemmelse i de "pæne" søer, hvorimod det Centralbaltiske indeks viser bedre økologisk kvalitet end udkastet, i de "dårligere" søer.

## 2 Undersøgellesprogrammet

Siden vedtagelsen af Vandmiljøplan 1 i 1988 er der sket løbende tilpasninger af overvågningsprogrammerne. I perioden 1989-1997 omfattede overvågningsprogrammet 37 søer >5 ha, hvori der hvert år blev foretaget intensive kemiske/fysiske og biologiske undersøgelser. Kemiske/fysiske undersøgelser og planktonundersøgelser blev i hver sø foretaget to gange pr. måned om sommeren og én gang pr. måned om vinteren – i alt 19 gange. Derudover blev der årligt foretaget planteundersøgelser, mens fiskeundersøgelser blev foretaget hvert femte år i hver sø. I perioden 1998-2003 var antallet af søer reduceret til 31. I 2004, hvor den første NOVANA periode trådte i kraft, og i årene derefter, blev antallet af intensivt undersøgte søer reduceret yderligere, således at der i 2010 var 15 søer tilbage. Samtidig skete der en reduktion i frekvensen af de biologiske undersøgelser, således at planterne nu undersøges hvert tredje år og fisk og plankton hvert sjette år. I 2011 blev programmet udvidet med tre søer (hvoraf to søer tidligere har indgået i programmet), således at der nu foretages intensive undersøgelser i "Kontrol-overvågning af søernes udvikling" (se nedenfor) i 18 søer.

Samtidig med reduktionen i antallet af de intensivt undersøgte søer (som blev indeholdt i "Det intensive program") blev der i 2004 iværksat et mere ekstensivt undersøgelsesprogram med månedlige sommerprøvetagninger ("Det ekstensive program"), hvor søer <5 ha blev inddraget. Det ekstensive program dækkede indtil 2008 tre størrelseskategorier: >5 ha (Ekstensiv-1 søer), 0,1-5 ha (Ekstensiv-2 søer) og 0,01-0,1 ha (Ekstensiv-3 søer) og omfattede i gennemsnit årligt 69 Ekstensiv-1 søer, 66 Ekstensiv-2 og 71 Ekstensiv-3 søer. I perioden 2004-2010 blev der således foretaget ekstensive undersøgelser i sammenlagt 771 søer. Fra 2008 blev overvågningen af søer <5 ha reduceret, og søer i denne størrelsesgruppe bliver nu alene undersøgt i Naturtypeprogrammet.

I 2010 blev dele af det tidligere program (NOVANA 2004-2009) videreført som et "ekstra år" i den første NOVANA periode, idet data fra de undersøgte stationer samtidig indgår som en del af programmet for 2011-2015.

Fra og med 2011 trådte den nye NOVANA periode endeligt i kraft. De væsentligste behov for overvågning af søer gennemføres nu med udgangspunkt i de to EU direktiver, "Vandrammedirektivet" (Den Europæiske Union, 2000) og "Habitatdirektivet" (Den Europæiske Union, 1992). Således omfatter overvågningen i perioden 2011-2015 dels en *kontrolovervågning* og dels en *operationel overvågning* af søer >5 ha. Søer <5 ha er omfattet af naturtypeovervågningen, der er defineret i "Habitatdirektivet" (Den Europæiske Union, 1992).

*Kontrolovervågningen* har til formål at "tilvejebringe dokumentation for søernes tilstand, den generelle udvikling i søerne samt vurdere naturlige eller menneskabte langtidsændringer. Desuden skal den medvirke til, at fremtidige overvågningsprogrammer kan udformes effektivt". (Naturstyrelsen, 2011). Nærmere beskrivelse af kontrolovervågningen findes i afsnit 2.1.

*Den operationelle overvågning* skal give "datagrundlaget til at vurdere tilstand for de søer, som er i risiko for ikke at opfylde natur- og miljømålet i 2015. Desuden skal overvågningen bidrage med datagrundlag til at vurdere den

nødvendige indsats". (Naturstyrelsen, 2011). Undersøgelserne i den operationelle overvågning omfatter vandkemiske og fysiske undersøgelser, måling af klorofyl *a*, sedimentundersøgelser samt undersøgelse af vandplanter. Søerne i denne overvågning er udpeget af Naturstyrelsen og omfatter i alt ca. 400 søer >5 ha samt ca. 1800 søer <5 ha (naturtypesøer). Resultaterne fra søerne i den operationelle overvågning indgår ikke i denne rapport.

Indholdet i de forskellige undersøgelsesprogrammer er med baggrund i de tilgængelige ressourcer tilpasset de enkelte formålsbeskrivelser både mht. undersøgte variable, frekvenser og antal af søer. Måleprogrammerne er opnået ved at sammenstille de hidtidige erfaringer fra søovervågningsprogrammet, bl.a. igennem en statistisk optimering (Larsen et al., 2002), tidligere erfaringer ved opstilling af undersøgelsesprogrammer for søer (Søndergaard et al., 1999), ligesom et internationalt evalueringspanel har givet anbefalinger vedrørende disse forhold.

## 2.1 Kontrolovervågning

En oversigt over kontrolovervågningen findes i tabel 2.1.

**Tabel 2.1.** Kontrolovervågning – antal søer

| Kontrolovervågning                  | Antal søer pr. år | Antal søer i perioden 2011 – 2015 |
|-------------------------------------|-------------------|-----------------------------------|
| <b>Økologisk og kemisk tilstand</b> |                   |                                   |
| Tilstand (søer > 5ha)               | 30                | 150                               |
| Udvikling (søer > 5ha)              | 18                | 18                                |
| <b>Naturtyper</b>                   |                   |                                   |
| Vandhuller og småsøer (0,01-1 ha)   | 35                | 175                               |
| Søer mellem 1 og 5 ha               | 35                | 175                               |

### 2.1.1 Tilstand (søer >5 ha)

Til overvågning af de danske søers generelle økologiske og kemiske tilstand, gennemføres der undersøgelser i 30 søer >5 ha hvert år, dvs. i alt 150 søer, i perioden 2011-2015. En del af søerne vil i forbindelse med det operationelle overvågningsprogram blive undersøgt for sigtddybde og udvalgte vandkemiske parametre to gange i perioden.

Søerne, der er omfattet af kontrolovervågning af tilstand, var tidligere inkluderet i "Det ekstensive program" for de større søer (>5 ha) eller "Det intensive program". Udvælgelsen er geografisk stratificeret og de væsentligste danske søtyper, herunder brakvandssøer er omfattet.

Vandkemiske og fysiske forhold følges månedligt i den produktive periode (april-september) med få nøgleparametre (Tabel 2.2). Derudover tages der en enkelt vinterprøve, der kan bruges som reference for næringsstofferne om sommeren samt til at opnå en bedre beskrivelse af bufferkapacitet og forsøringsstatus. Det giver i alt syv årlige prøvetagninger af de fysiske og kemiske forhold.

De biologiske undersøgelser i kontrolovervågningen af tilstand omfatter syv årlige planteplanktonprøver, undersøgelse af undervandsplanter én gang i juli/august samt en fiskeundersøgelse i august/september.

Ud over vandkemiske og biologiske undersøgelser bliver sedimentet undersøgt for totalfosfor og total jern i alle søer samt for miljøfremmede stoffer og tungmetaller i 80 udvalgte søer.

Parametre, der indgår i kontrolovervågningen af søernes tilstand, og deres frekvens fremgår af Tabel 2.2.

**Tabel 2.2.** Oversigt over parametre og antal af prøver i kontrolovervågning af tilstand. De seks prøver tages månedligt fra 1. april til 30. september som overfladeprøver og der tages en enkelt vinterprøve i november eller december.

| Parametre                                    | Antal prøver pr. år |
|----------------------------------------------|---------------------|
| <i>Vandkemiske og fysiske analyser:</i>      |                     |
| - salinitetsprofil <sup>1</sup>              | 7                   |
| - ledningsevne                               | 7                   |
| - ilt- og temperaturprofil                   | 7                   |
| - pH                                         | 7                   |
| - farvetal                                   | 7                   |
| - alkalinitet                                | 7                   |
| - totalkvælstof                              | 7                   |
| - totalfosfor                                | 7                   |
| - klorofyl <i>a</i>                          | 7                   |
| - suspenderet stof                           | 7                   |
| - sigtdybde                                  | 7                   |
| <i>Miljøfremmede stoffer og tungmetaller</i> | 1                   |
| <i>Vandplanter</i>                           | 1                   |
| <i>Planteplankton</i>                        | 7                   |
| <i>Fisk</i>                                  | 1                   |
| <i>Sediment</i>                              | 1                   |

<sup>1</sup>Måles kun hvis saliniteten er 0,5‰ eller derover.

### 2.1.2 Udvikling (søer >5 ha)

For at kunne give en detaljeret beskrivelse af tilstand og udvikling af udvalgte søtyper gennemføres der en mere intensiv overvågning af i alt 18 søer. Femten af disse søer var indtil 2010 en del af "Det intensive program" og har således gennemgået biologiske og/eller kemiske undersøgelser hvert år i perioden 1989-2011. Én af de tre "nye" søer har tidligere indgået i "Det intensive program" og to i andre dele af overvågningsprogrammet, men indgår, pga. afbrudt tidsserie eller uensartet prøvetagning, ikke i analyse af den generelle udvikling.

I søer, hvor der foretages kontrolovervågning af udviklingen beskrives næringsstoffdynamikken detaljeret. Dette sker på baggrund af til- og fraførslen af vand samt bestemmelser af totalkvælstof, totalfosfor og totaljern ved vandkemiske målinger med en frekvens på 12-26, afhængigt af afstrømningsmønstret (Tabel 2.3). I søvandet beskrives næringsstofferne med målinger af både totale og uorganiske fraktioner af kvælstof og fosfor, tilsvarende måles næringsstofferne i bundvandet ved evt. lagdeling af vandet i søerne.

Sedimentets indhold af totalfosfor og jern bestemmes en gang hvert sjette år til understøttelse af analyserne af næringsstoffomsætningen i søerne. Bufferkapacitet og forsureningsstatus beskrives ved måling af alkalinitet og pH, som sammen med bl.a. totaljern indgår i beskrivelsen af næringsstoffdynamikken

i søerne. Herudover indgår også ilt- og temperaturprofiler, ledningsevne samt sigtdybde til en beskrivelse af de fysiske forhold i søvandet.

Mængden af organisk materiale i søvandet måles på to forskellige måder: Den totale mængde suspenderet materiale måles sammen med glødetabet, mens målinger af klorofyl *a* giver et estimat for biomassen af planteplankton.

Herudover undersøges en række biologiske komponenter. Tætheden af undervandsplanter, deres dybdeudbredelse og artssammensætning bliver undersøgt hvert tredje år. Fiskebestandens sammensætning og relativ biomasse bliver opgjort hvert sjette år. Antal og biomasse af plante- og dyreplankton bliver opgjort gennem sæsonen hvert sjette år.

Med overgangen til den nye NOVANA periode skete der fra 2010 reduktioner i frekvensen af plankton- og vegetationsundersøgelser i de intensivt undersøgte søer. Plante- og dyreplankton blev tidligere undersøgt hvert år og undervandsvegetationen blev tidligere undersøgt hvert andet år. Det betyder, at det tager længere tid at detektere en eventuel udvikling.

En oversigt over de parametre, der indgår i kontrolovervågningen af søernes udvikling samt deres undersøgelsesfrekvens fremgår af tabel 2.3.

De intensive målinger i søerne giver grundlag for at udarbejde en detaljeret beskrivelse af søernes økosystem, således at næringsstofomsætning, biologisk tilstand og interaktioner kan tolkes. Samtidigt kan der etableres en årsagssammenhæng mellem menneskelig påvirkning og søernes respons såvel fysisk-kemisk som biologisk. Det er samtidigt muligt at beskrive klimatiske og andre naturgivne forholds indflydelse på søerne og deres respons.

Med kun 18 søer (hvoraf kun de 15 med en lang tidsserie) i kontrolovervågningen af udviklingen kan man ikke betragte disse søer som værende repræsentative for de danske søer og deres udvikling. For så vidt angår kemiske og fysiske parametre giver resultaterne fra disse søer dog et rimeligt grundlag for at vurdere resultaterne fra de mere ekstensivt overvågede søer, der indgår i kontrolovervågningen af søernes tilstand. De biologiske parametre undersøges ikke samme år i alle søer, og der opnås kun en enkelt værdi i en tre- eller seksårig periode. Eftersom de enkelte parametre kan variere meget fra år til år, giver det nuværende program kun ringe mulighed for at vurdere biologiske ændringer.

De 168 søer, som er omfattet af kontrolovervågningen udgør ca. 28 % af alle danske søer i denne størrelsesgruppe (>5 ha).

**Tabel 2.3.** Oversigt over måleprogram med årlige prøvetagningsfrekvenser i kontrolovervågning af udvikling. Der udtages prøver hver 14. dag fra 1. april til 31. oktober. I den resterende periode udtages månedlige prøver. Hypolimnionprøver tages kun ved springlagsdannelse, og frekvensen angiver et omtrentligt gennemsnit for søer, i de enkelte søer er den aktuelle frekvens mellem 0 og 15.

|                                          | Søvand                                 |             |
|------------------------------------------|----------------------------------------|-------------|
|                                          | Epilimnion                             | Hypolimnion |
| <i>Vandkemiske og fysiske analyser:</i>  |                                        |             |
| - salinitetsprofil <sup>1)</sup>         | 19                                     |             |
| - ledningsevne <sup>1)</sup>             | 19                                     | 5           |
| - ilt- og temperaturprofil <sup>1)</sup> | 19                                     | 5           |
| - pH                                     | 19                                     | 5           |
| - farvetalet                             | 19                                     | 5           |
| - alkalinitet                            | 19                                     | 5           |
| - nitrit+nitratkvælstof                  | 19                                     | 5           |
| - ammoniumkvælstof                       | 19                                     |             |
| - totalkvælstof                          | 19                                     |             |
| - totalfosfor                            | 19                                     |             |
| - opløst fosfat fosfor                   | 19                                     |             |
| - klorofyl <i>a</i>                      | 19                                     |             |
| - totaljern                              | 19                                     |             |
| - silikat+silicium                       | 19                                     |             |
| - suspenderet stof                       | 19                                     |             |
| - glødetab af susp. stof                 | 19                                     |             |
| - sigtdybde <sup>1)</sup>                | 19                                     |             |
| - vandstand <sup>1)</sup>                | 19                                     |             |
| <i>Vandføring<sup>1)</sup></i>           | 19 eller kontinuert                    |             |
| <i>Sedimentkemi</i>                      | hvert 6. år                            |             |
| <i>Planteplankton</i>                    | 12 hvert 6. år **<br>(1 gang pr. mdr.) |             |
| <i>Dyreplankton</i>                      | 12 hvert 6. år **<br>(1 gang pr. mdr.) |             |
| <i>Vandplanter</i>                       | hvert 3. år                            |             |
| <i>Fiskeundersøgelse</i>                 | hvert 6. år **                         |             |

<sup>1)</sup> Feltnmålinger inkl. dybdeprofil for ilt og temperatur. <sup>2)</sup> Måles kun hvis saliniteten er 0,5 ‰ eller derover. <sup>3)</sup> En gang i perioden 2011-2015.

### 2.1.3 Naturtypesøer

Til vurdering af bevaringsstatus og udvikling af Habitatdirektivets beskyttede sønaturtyper vil der i perioden 2011-2015 årligt blive foretaget ekstensive undersøgelser i 70 søer <5 ha i kontrolovervågningen, i alt 350 søer. Naturtypeovervågningen af søer >5 ha foregår samtidig med den øvrige kontrolovervågning af disse.

Til naturtypeundersøgelserne af søer <5 ha er der udvalgt søer, så der opnås en nogenlunde ligelig fordeling mellem følgende seks naturtyper, der er defineret i Habitatdirektivet:

- Kystlaguner og strandsøer (type 1150)
- Kalk- og næringsfattige søer og vandhuller (type 3110)

- Ret næringsfattige søer og vandhuller med små amfibiske planter ved bredden (type 3130)
- Kalkrige søer og vandhuller med kransnålalger (type 3140)
- Næringsrige søer med flydeplanter eller store vandaks (type 3150)
- Brunvandede søer og vandhuller (type 3160)

Derudover er det tilstræbt at undersøge søer, der tidligere indgik i "Det ekstensive program" (dvs. søer, der tidligere blev benævnt Ekstensiv-2 eller Ekstentiv-3 søer). Derved er det muligt med tiden at få et indtryk af søernes udvikling.

Parametre, der indgår i kontrolovervågningen af naturtypesøerne <5 ha, og deres frekvens fremgår af Tabel 2.4.

Resultaterne for Naturtypesøerne afrapporteres på et senere tidspunkt.

**Tabel 2.4.** Oversigt over parametre i tilstandsvurderingssystem for naturtypesøer < 5 ha.

| Tilstandsvurderingssystem               | Antal prøver pr. år |
|-----------------------------------------|---------------------|
| Vegetation                              | 1                   |
| Opland                                  | 1                   |
| Trusler                                 | 1                   |
| <i>Vandkemiske og fysiske analyser:</i> | 1                   |
| - salinitet                             | 1                   |
| - ledningsevne                          | 1                   |
| - temperatur                            | 1                   |
| - pH                                    | 1                   |
| - farvetal                              | 1                   |
| - alkalinitet                           | 1                   |
| - totalkvælstof                         | 1                   |
| - totalfosfor                           | 1                   |
| - klorofyl <i>a</i>                     | 1                   |

**Tabel 2.5.** Oversigt over måleprogrammer i kontrolovervågningen af søer >5 ha, 2011 med arealafgrænsning af programmerne, antal undersøgte søer samt måleprogrammets turnus. "% af alle" angiver, hvor stor en andel de udvalgte søer udgør af det samlede antal danske søer inden for hvert størrelsesinterval. \*) Kemiske parametre. Biologiske parametre undersøges med større interval.

| Programtype                   | Areal (hektar) | Antal søer | % af alle | Turnus (år) |
|-------------------------------|----------------|------------|-----------|-------------|
| Kontrolovervågning, udvikling | 7-4000         | 18         | } 28      | 1*)         |
| Kontrolovervågning, tilstand  | >5             | 150        |           | 6           |

### 3 Kontrolovervågning af søernes udvikling

Denne del af rapporten indledes med en generel karakteristik af de 18 søer, der indgår i kontrolovervågning af søernes udvikling. 15 af disse søer var før omfattet af "Det intensive program", og har dermed gennemgået intensive undersøgelser siden 1989 (Figur 3.1). Karakteristikken omfatter nøgletabeller med gennemsnits-, median-, minimums- og maksimumsværdier af udvalgte variable. Herefter følger en række små afsnit, som beskriver standardindikatorerne: fosfor, kvælstof, klorofyl *a*, sigtdybde, planteplankton, undervandsvegetation, samt fosfor- og kvælstoftransport til og fra søerne.

For hver indikator beskrives den aktuelle tilstand og udviklingen. Udviklingen i søernes tilstand er især vurderet på grundlag af tidsvægtede sommergennemsnit af de enkelte variable (1. maj - 31. september).

Der er ikke foretaget fiskeundersøgelser i 2011. De seneste resultater af tidligere års fiskeundersøgelser findes i rapporten "Søer 2009" (Bjerring et al. 2010). Der er heller ikke foretaget planktonundersøgelser i 2011, men de overordnede resultater af undersøgelser af planteplankton indtil 2009 er medtaget i rapporten.

De statistiske beregninger er baseret på log-lineær regression på de udregnede middelværdier (kemiske variable, sigtdybden, resultater fra undersøgelser af planteplankton og undervandsplanter samt stoftransporter) og er testet for, om der er afvigelser fra nulhypotesen, dvs. om der gennem de i alt 23 overvågningsår har været en statistisk sikker ændring. Responsvariablen er logaritmetransformeret for at sikre varianshomogenitet. Vi har valgt at acceptere nulhypotesen på 10 % signifikansniveau, hvorfor der i flere tilfælde kun er tale om udviklingstendenser. I præsentationen er der dog opdelt i fire klasser baseret på testsandsynligheden: <10 %, <5 %, <1 % og <0,1 %. Man skal være opmærksom på, at denne metode vægter ændringer, der følger en jævn udvikling over en årrække, frem for pludselige ændringer.

De biologiske parametre (plankton, undervandsplanter og fisk) undersøges ikke årligt. Plankton og fisk undersøges hvert sjette år, mens undervandsplanter undersøges hvert tredje år. De lave undersøgelsesfrekvenser gør det vanskeligt at vurdere udviklingstendenser, og analyser på to- tre- eller seks-års basis er heller ikke altid muligt for alle søer, fordi de i nogle tilfælde ikke er repræsenteret i hver periode. En oversigt over undersøgelser af vandkemi, undervandsplanter, fisk, plante- og dyreplankton i de 18 søer, der indgår i kontrolovervågning af søernes tilstand, i perioden 2004-2011 ses af Tabel 3.1.

Tabel 3.1. Oversigt over undersøgelser af vandkemi, undervandsplanter, fisk, planteplankton og dyreplankton i de 18 søer, der indgår i kontrolovervågning af søernes tilstand for perioden 2004-2011. (X) angiver, at undersøgelserne er utilstrækkelige til at indgå i analyser af udviklingen søerne i denne rapport. \* Angiver situationer, hvor der har været problemer med dataoverførslen, hvilket har medført at data ikke indgår i analyser af udviklingen i søerne i denne rapport.

|                      | Vandkemi |    |    |     |    |    |     |    |    | Undervandsplanter |     |     |     |      |     |     |    | Fisk |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | Planteplankton |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | Dyreplankton |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
|----------------------|----------|----|----|-----|----|----|-----|----|----|-------------------|-----|-----|-----|------|-----|-----|----|------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|--------------|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|
|                      | 04       | 05 | 06 | 07  | 08 | 09 | 10  | 11 | 04 | 05                | 06  | 07  | 08  | 09   | 10  | 11  | 04 | 05   | 06 | 07 | 08 | 09 | 10 | 11 | 04 | 05 | 06 | 07 | 08             | 09 | 10 | 11 | 04 | 05 | 06 | 07 | 08 | 09 | 10 | 11           |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| ARRESKOV SØ          | X        | X  | X  | X   | X  | X  | X   | X  | X  | X                 | X   |     | X   |      |     | X   |    |      |    |    | X  |    |    |    | X  | X  | X  | X  | X              | X  |    |    | X  | X  | X  | X  | X  | X  |    |              |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| ARRESØ               | X        | X  | X  | X   | X  | X  | X   | X  | X  | X                 | X   |     |     |      | X   |     |    |      |    |    |    |    |    |    | X  | X  | X  | X  | X              | X  |    |    | X  | X  | X  | X  |    | X  |    |              |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| BRYRUP LANGSØ        | X        | X  | X  | X   | X  | X  | X   | X  | X  | X                 | X   |     | X   |      |     |     |    |      |    |    | X  |    |    |    | X  | X  | X  | X  | X              | X* |    |    | X  | X  | X  | X  | X  | X  |    |              |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| ENGELSHOLM SØ        | X        | X  | X  | X   | X  | X  | X   | X  | X  | X                 | X   | X   | X   |      | X   | X   |    | X    |    |    |    |    |    | X  | X  | X  | X  | X* |                | X  |    |    | X  | X  | X  | X  |    |    | X  |              |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| FURESØEN STORESØ     | X        | X  | X  | X   | X  | X  | X   | X  | X  | X                 | X   |     | X   |      |     |     |    |      | X  |    |    |    |    |    | X  | X  | X  | X  | X              | X  |    |    | X  | X  | X  | X  |    | X  |    |              |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| HINGE SØ             | X        | X  | X  | X   | X  | X  | X   | X  | X  | X                 | X   |     | X   |      | X   |     |    |      |    | X  |    |    |    |    | X  | X  | X  | X  | X              | X  | X  | X  |    |    | X  | X  | X  | X  | X  | X            |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| HORNUM SØ            | X        | X  | X  | X   | X  | X  | X   | X  | X  | X                 | X   | X   |     | X    |     |     |    |      | X  |    |    |    |    |    | X  | X  | X  | X  | X              |    |    |    | X  | X  | X  | X  |    |    |    |              |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| KELDSNOR             |          |    |    |     |    |    | (X) | X  |    |                   |     | (X) |     |      |     | (X) |    |      |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |                |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |              |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| KVIE SØ              | X        | X  | X  | X   | X  | X  | X   | X  | X  | X                 | X   |     | X   |      |     |     |    |      |    |    | X  |    |    |    | X  | X  | X  | X  | X              |    |    |    | X  | X  | X  | X  |    |    |    |              |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| MAGLESØ V. BRORFELDE | X        | X  | X  | X   | X  | X  | X   | X  | X  | X                 | X   |     |     | X    | X   |     |    |      |    |    |    |    |    |    | X  | X  |    | X  | X              | X  |    |    | X  | X  | X  | X  |    | X  |    |              |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| NORSSØ               | X        | X  | X  | X   | X  | X  | X   | X  | X  | X                 | X   |     |     |      |     |     |    |      | X  |    |    |    |    |    | X  | X  | X  | X  | X*             |    |    | X  | X  | X  | X  |    |    |    |    |              |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| RAVNSØ               | X        | X  | X  | X   | X  | X  | X   | X  | X  | X                 | X   | X   |     | X    |     | X   |    |      | X  |    |    |    |    |    | X  | X  | X  | X  | X              | X* |    |    | X  | X  | X  | X  | X  | X  |    |              |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| STORE SØGÅRD SØ      | X        | X  | X  | X   | X  | X  | X   | X  | X  | X                 | X   |     |     |      |     | X   |    |      | X  |    |    |    |    |    | X  | X  | X  | X  | X*             |    |    | X  | X  | X  | X  |    |    |    |    |              |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| SØBY SØ, MIDTJYLLAND | X        | X  | X  | X   | X  | X  | X   | X  | X  | X                 | X   | X   |     |      |     |     |    |      | X  |    |    |    |    |    | X  | X  | X  | X  | X              | X* |    |    | X  | X  | X  | X  | X  | X  |    |              |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| SØHOLM SØ            | X        | X  | X  | X   | X  | X  | X   | X  | X  | X                 | X   | X   |     | X    |     |     | X  |      |    |    |    |    |    |    | X  | X  | X  | X  | X              | X  |    |    | X  | X  | X  | X  | X  | X  |    |              |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| TRANEMOSE            |          |    |    | (X) |    |    | (X) |    | X  |                   | (X) |     | (X) |      | (X) |     |    |      |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |                |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |              |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| ULVEDYBET            |          |    |    | (X) |    |    | (X) |    | X  |                   |     | (X) |     | (X)* |     |     |    |      |    |    | X  |    |    |    |    |    |    |    |                |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |              |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| VESTERBORG SØ        | X        | X  | X  | X   | X  | X  | X   | X  | X  | X                 | X   | X   |     | X    |     | X   |    |      |    |    |    |    |    |    | X  | X  | X  | X  | X              | X  |    |    | X  | X  | X  | X  | X  | X  |    |              |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |

### 3.1 Generel karakteristik

Generelt dækker de 18 søer over store morfometriske forskelle, hvor f.eks. areal varierer mellem ca. 0,07 km<sup>2</sup> (Tranemose) og ca. 40 km<sup>2</sup> (Arresø), altså med mere end en faktor 570. Hydraulisk opholdstid varierer i 2011 med mere end en faktor 260 (Vesterborg Sø: 0,03 år og Furesøen 7,8 år). Også dybdemæssigt er der store forskelle, fra søer med en maksimumdybde på 1,1 m (Tranemose) til Danmarks dybeste sø (Furesøen) med dybder ned til 38 m.

Vandkemiske parametre varierer fra relativt næringsfattige søer med totalfosforkoncentrationer på omkring 0,02 mg P/l til næringsrige søer med fosforkoncentrationer på ca. 0,3 mg P/l som sommergennemsnit (2011 værdier, tabel 3.2). Selvom disse søer altså repræsenterer et bredt spektrum af næringsstofkoncentrationer, er der ikke mange egentligt næringsfattige eller meget næringsrige søer i gruppen. Der er tilsvarende forskelle om sommeren i vandets indhold af klorofyl *a* og sigtbarhed med klorofylkoncentrationer mellem 7 og 200 µg/l og middelsommersigtedybder mellem 0,3 og 3,7 m. Søernes alkalinitet om sommeren spænder fra 0,02 til 5,8 meq/l med overvægt af de alkaliske søer. pH-værdierne varierer mellem 4,4 og 9,2 og søerne dækker dermed et bredt spektrum af surhedsgrader. Alle de nævnte værdier er fra overvågningen i 2011.

**Figur 3.1.** Geografisk placering af de 18 søer, der indgår i kontrolovervågning af søernes udvikling.



**Tabel 3.2.** Vandkemiske forhold i de 18 søer, der indgår i kontrolovervågningen af udvikling i 2011, baseret på års- og sommergennemsnit for de enkelte søer.

|                                            | Gns.  | Median | Min.   | Maks. | Antal søer |
|--------------------------------------------|-------|--------|--------|-------|------------|
| Totalfosfor (mg /l) år                     | 0,086 | 0,056  | 0,017  | 0,295 | 18         |
| Totalfosfor (mg /l) sommer                 | 0,090 | 0,051  | 0,017  | 0,285 | 18         |
| Opløst fosfor (ortho-P) (mg /l) år         | 0,020 | 0,012  | 0,003  | 0,073 | 18         |
| Opløst fosfor (ortho-P) (mg /l) sommer     | 0,017 | 0,006  | 0,002  | 0,107 | 18         |
| Totalkvælstof (mg /l) år                   | 1,53  | 1,39   | 0,32   | 3,27  | 18         |
| Totalkvælstof (mg /l) sommer               | 1,12  | 0,99   | 0,27   | 2,82  | 18         |
| Nitrat (NO <sub>3</sub> -N) (mg /l) år     | 0,62  | 0,27   | 0,03   | 2,06  | 18         |
| Nitrat (NO <sub>3</sub> -N) (mg /l) sommer | 0,20  | 0,03   | 0,004  | 0,99  | 18         |
| Sigtdybde (m) år                           | 1,9   | 1,7    | 0,2    | 4,1   | 18         |
| Sigtdybde (m) sommer                       | 1,6   | 1,4    | 0,3    | 3,7   | 18         |
| Klorofyl a (µg/l) år                       | 47,2  | 30,6   | 6,9    | 245,2 | 18         |
| Klorofyl a (µg/l) sommer                   | 57,7  | 45,3   | 6,9    | 200,9 | 18         |
| Farvetal (mg Pt/l) år                      | 42,5  | 24,0   | 8,7    | 274,5 | 18         |
| Farvetal (mg Pt/l) sommer                  | 40,8  | 22,5   | 6,9    | 282,3 | 18         |
| Alkalinitet (meq/l) år                     | 2,16  | 2,24   | -0,020 | 6,21  | 18         |
| Alkalinitet (meq/l) sommer                 | 2,06  | 2,17   | -0,018 | 5,81  | 18         |
| pH år                                      | 7,8   | 8,1    | 4,5    | 8,8   | 18         |
| pH sommer                                  | 8,0   | 8,3    | 4,4    | 9,2   | 18         |

### 3.2 Fosfor

Fosfor i vandmiljøet kommer primært fra landbrugs- og naturarealer, spildevand fra byer og spredt bebyggelse og i mindre omfang fra industrier og dambrug.

Fosfor er et plantenæringsstof, der i de fleste søer betragtes som den begrænsende faktor for algevæksten. Fosfor har altså stor betydning for vandmiljøet og mange af de biologiske forhold i søerne. Fosfor akkumuleres i søbunden, og efter en reduceret belastning eller afskæring af spildevand kan denne fosfor efterfølgende i en årrække frigives til søvandet, hvilket forsinker effekten på vandkvaliteten.

Udviklingen i sommerkoncentrationen fra 1989 til 2011 af henholdsvis totalfosfor og opløst fosfor (orthofosfat) i de søer, der er omfattet af kontrolovervågning af udvikling, og som har været undersøgt siden 1989 ses af figur 3.2. Resultaterne for de enkelte søer ses af figur 3.3 og tabel 3.5. Reduktioner i medianværdierne i perioden 1989-2011 er et udtryk for, at det generelle koncentrationsniveau, herunder også i de middelnæringsrige søer, er reduceret. De tre "nye" søer er ikke medtaget i disse fremstillinger; sommermiddelkoncentrationerne fra 2011 for disse ses af tabel 3.3.

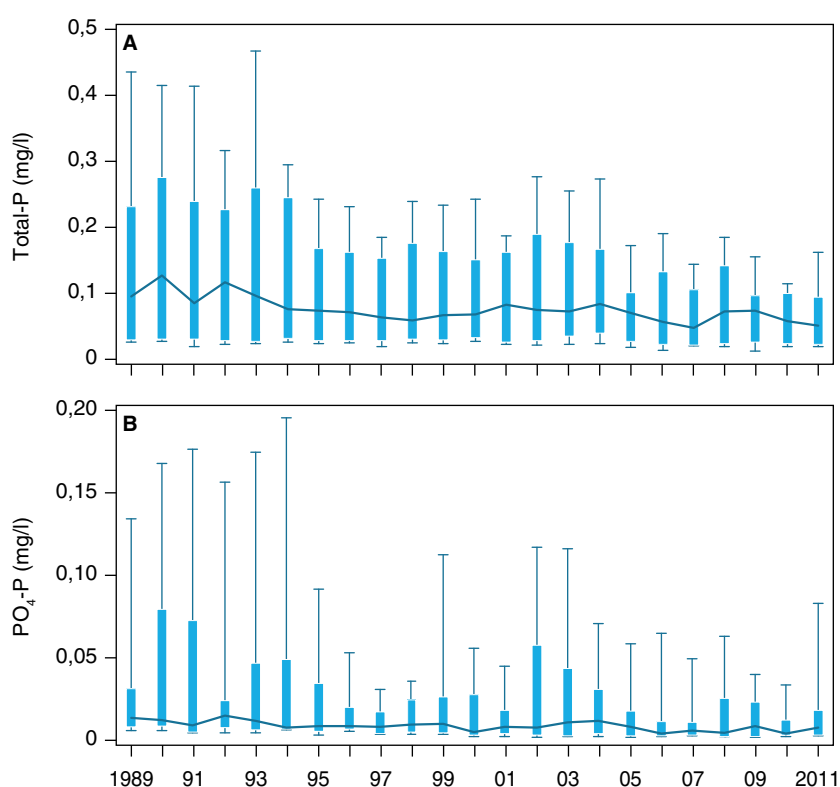
Det største fald, både på sommer- og årsbasis, er generelt sket i begyndelsen af overvågningsperioden (tabel 3.4, figur 3.2 og figur 3.3). Sommermedianen af totalfosforkoncentrationen lå i perioden 1989-1993 på ca. 0,1 mg/l. Fra 1994 og frem varierede værdierne mellem 0,06-0,08 mg/l, (dog 0,05 i 2007 og 2011). Der er en tendens til lavere værdier mod slutningen af perioden (figur 3.2). Det samme mønster gør sig gældende for medianværdierne af orthofosfat, hvor værdierne fra 1989 til 1993 generelt lå højest, og de laveste værdier ses fra 2005 og frem.

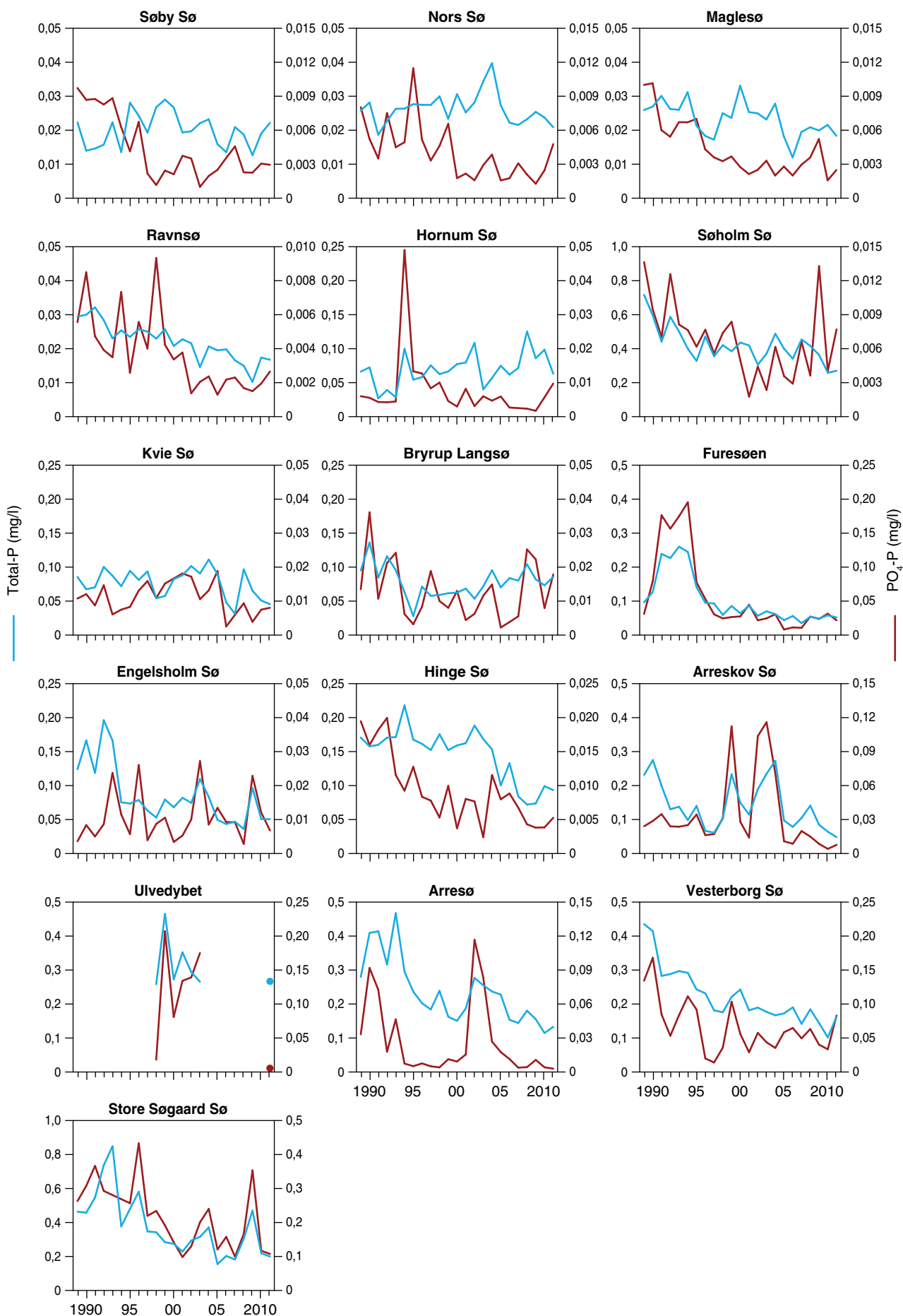
Det er i de næringsrige søer, at fosforkoncentrationen er faldet mest siden 1989. Således er der på 0,1 % signifikansniveau sket en reduktion i sommerkoncentrationen af totalfosfor i fem af syv søer med en koncentration på mere end 0,1 mg/l i 1989, mens der typisk for de mere næringsfattige søer ikke ses nogen signifikant ændring eller kun med en lavere statistisk sikkerhed (se fig. 3.3 og tabel 3.5). Pga. dette påvirkes gennemsnitsværdierne forholdsvis kraftigt. Årsgennemsnitsværdierne for totalfosfor er faldet støt fra 0,14 mg P/l i perioden 1989-95 til 0,06 i 2011 og opløst fosfor fra 0,05 til 0,02 mg P/l i 2011 (Tabel 3.4). Den gennemsnitlige årsværdi af totalfosfor i de intensivt undersøgte søers overfladevand er dermed reduceret med 50 % og opløst fosfor med 60 %.

Det totale fosforniveau i de 15 søer udtrykt ved medianen er reduceret med 43 % fra perioden 1989-1995 til 2011 på årsbasis. I de rene søer (25 % fraktilen) har totalfosforindholdet stort set været uændret gennem hele undersøgelsesperioden. Derimod er sket en kraftig reduktion (63 %) i totalfosfor i de mest næringsrige søer (75 % fraktil).

Indholdet af opløst fosfor i overfladevandet i 2011 viser et andet mønster end totalfosfor. Reduktionen i opløst fosfor blandt de renere søer er relativt større end for totalfosfor.

**Figur 3.2.** Udviklingen i sommergennemsnit for søkoncentrationen af A: totalfosfor (Total-P) og B: orthofosfat ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) (mg P/l) i 15 af de søer i kontrolovervågningen af udvikling, der har været undersøgt siden 1989. Søjlerne viser 10, 25, 75 og 90 % fraktiler. Linjen viser medianværdien.





**Figur 3.3.** Udvikling i sommermiddelv-koncentrationen af totalfosfor (Total-P) og opløst fosfor (PO<sub>4</sub>-P) i de 15 søer, der indgår i kontrolovervågningen af søernes udvikling og har været overvåget siden 1989. Ulvedybet er desuden medtaget, da den tidligere har været en del af det intensive overvågningsprogram. Bemærk forskellige skalaer på akserne.

**Tabel 3.3.** Sommergennemsnit for søkoncentrationen af totalfosfor og orthofosfat for de tre søer, der indgik i Kontrolovervågning af udvikling fra 2011.

|           | <b>Totalfosfor 2011,<br/>sommermiddel (mg/l)</b> | <b>Opløst fosfor 2011,<br/>sommermiddel (mg/l)</b> |
|-----------|--------------------------------------------------|----------------------------------------------------|
| Ulvedybet | 0,267                                            | 0,006                                              |
| Tranemose | 0,037                                            | 0,006                                              |
| Keldsnor  | 0,285                                            | 0,005                                              |

**Tabel 3.4.** Koncentrationen af totalfosfor (Total-P) og opløst fosfor (Ortho-P) angivet som årsmiddel- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler (overfladevand) for perioderne 1989-95, 1996-2002 og 2003-2010 samt 2011 i 15 af de søer der indgår i kontrolovervågning af udvikling og som er overvåget siden 1989. Baseret på årsgennemsnit for de enkelte søer, enheden er mg/l.

|                   | <b>Gns.</b> | <b>Min.</b> | <b>25 %</b> | <b>Median</b> | <b>75 %</b> | <b>Max.</b> |
|-------------------|-------------|-------------|-------------|---------------|-------------|-------------|
| <b>Årsværdier</b> |             |             |             |               |             |             |
| Total-P 1989-1995 | 0,140       | 0,021       | 0,034       | 0,093         | 0,218       | 0,454       |
| 1996-2002         | 0,094       | 0,022       | 0,030       | 0,066         | 0,124       | 0,281       |
| 2003-2010         | 0,075       | 0,018       | 0,028       | 0,070         | 0,098       | 0,200       |
| 2011              | 0,063       | 0,017       | 0,034       | 0,053         | 0,082       | 0,137       |
| Ortho-P 1989-1995 | 0,052       | 0,007       | 0,010       | 0,016         | 0,071       | 0,268       |
| 1996-2002         | 0,033       | 0,003       | 0,009       | 0,018         | 0,044       | 0,178       |
| 2003-2010         | 0,024       | 0,002       | 0,005       | 0,012         | 0,028       | 0,129       |
| 2011              | 0,022       | 0,003       | 0,004       | 0,016         | 0,029       | 0,073       |

På enkelt søniveau er totalfosforindholdet som års- og sommermiddel mindsket signifikant i henholdsvis 12 og 11 af de 15 søer, hvorfra der er målinger i søvandet siden 1989. Indholdet af orthofosfat i søvandet er reduceret i 10 (på årsbasis) og 11 (sommer) af de 15 søer med lang tidsserie (Tabel 3.5).

**Tabel 3.5.** Udviklingen i indholdet af totalfosfor (Total-P) og opløst fosfor (Ortho-P) i overfladevand i de søer, der indgår i kontrolovervågning af søernes tilstand og som har været undersøgt fra 1989 til 2011. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring.

|                      | <b>Årsmiddel</b> |                | <b>Sommermiddel</b> |                |
|----------------------|------------------|----------------|---------------------|----------------|
|                      | <b>Ortho-P</b>   | <b>Total-P</b> | <b>Ortho-P</b>      | <b>Total-P</b> |
| Nors Sø              | ----             | ---            | ---                 | 0              |
| Hornum Sø            | 0                | ++             | -                   | ++             |
| Hinge Sø             | ----             | ----           | ----                | ----           |
| Ravnsø               | 0                | ----           | ----                | ----           |
| Bryrup Langsø        | --               | 0              | 0                   | 0              |
| Søby Sø              | ----             | 0              | ---                 | 0              |
| Kvie Sø              | 0                | ---            | 0                   | -              |
| Engelsholm Sø        | +++              | ----           | 0                   | ----           |
| Store Søgård Sø      | ----             | ----           | ----                | ----           |
| Arreskov Sø          | 0                | ---            | -                   | --             |
| Søholm Sø            | ---              | ----           | --                  | ----           |
| Arresø               | ----             | ----           | --                  | ----           |
| Furesøen             | ----             | ----           | ----                | ----           |
| Maglesø              | ----             | ---            | ----                | --             |
| Vesterborg Sø        | ----             | ----           | 0                   | ----           |
| I alt +/++/+++ /++++ | 1                | 1              | 0                   | 1              |
| I alt -/--/---/----  | 10               | 12             | 11                  | 11             |

Kun i Hornum Sø har der været en signifikant stigning i års- og sommermiddelkoncentrationen af totalfosfor. I Engelsholm Sø har der været en stigning i opløst fosfor.

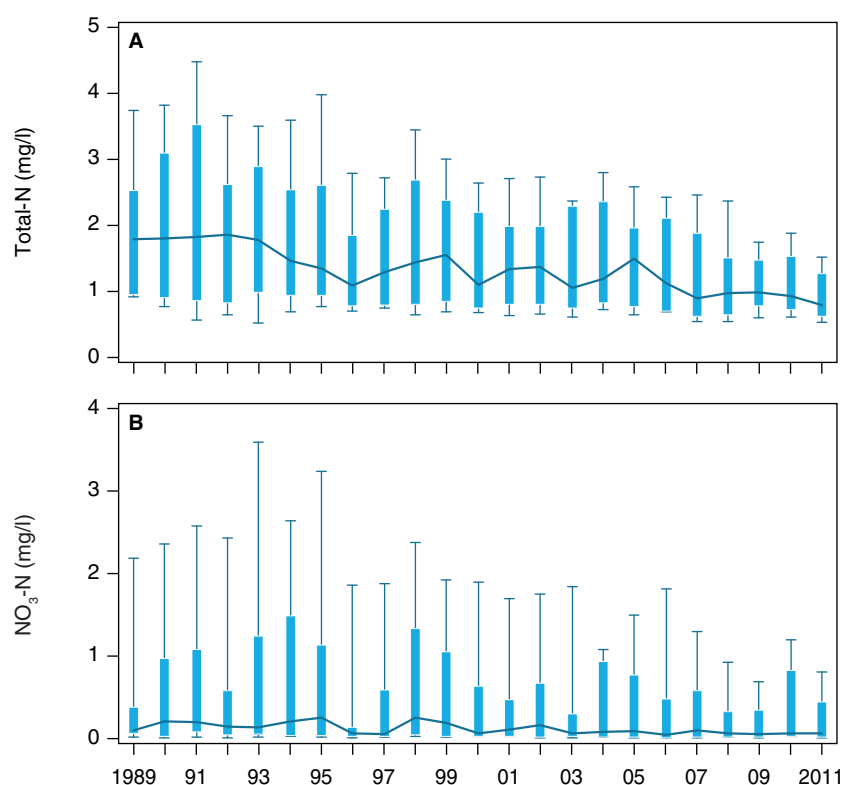
### 3.3 Kvælstof

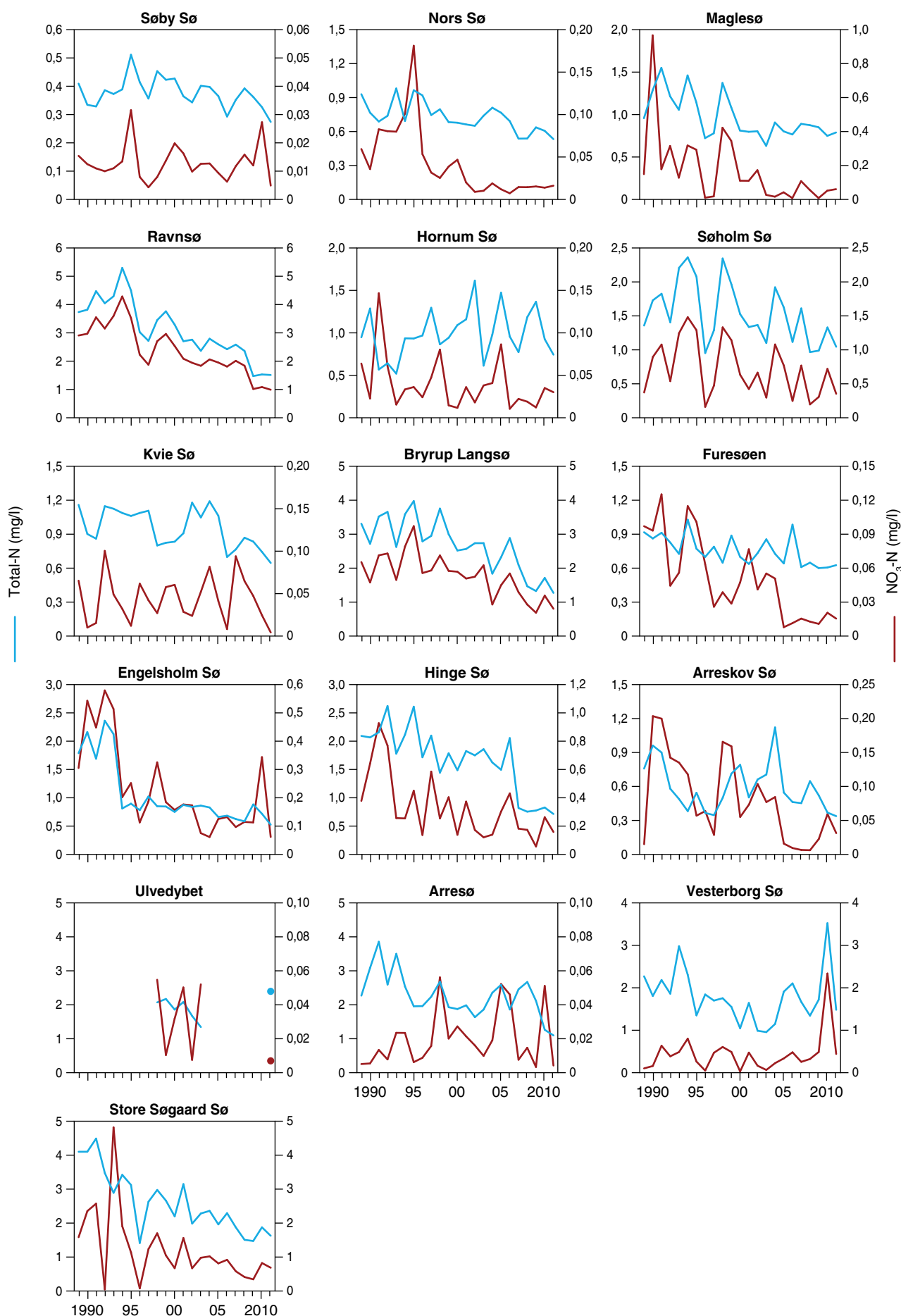
Kvælstof i vandmiljøet stammer primært fra udvaskning fra landbrugsarealer. Mindre betydende kilder er renseanlæg, industrier og dambrug.

Kvælstof er ligesom fosfor et plantenæringsstof og har betydning for algemængden i søerne, selvom fosfor i de fleste søer oftest vil være den begrænsende faktor. Der er dog undersøgelser, der peger på, at kvælstof spiller en væsentlig rolle for undervandsplanterne, og at høje kvælstofkoncentrationer kan gøre det vanskeligere at opnå klarvandede forhold (Gonzales Sagrario et al. 2005).

I søerne foregår der en naturlig kvælstoffjernelse (denitrifikation), som har betydning for, hvor meget kvælstof der transporteres ud af søerne og videre via vandløbene til havet. Overvågningen af kvælstofkoncentrationerne bidrager med viden om denitrifikationskapaciteten og giver dermed muligheder for at vurdere søernes samlede kapacitet til at fjerne kvælstof.

**Figur 3.4.** Udviklingen i sommergennemsnit for søkoncentrationen af A: totalkvælstof (Total-N) og B: nitrat ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) (mg N/l) i de 15 søer, der har været overvåget siden 1989. Søjlerne viser 10, 25, 75 og 90 % fraktiler. Linjen viser medianværdien.





**Figur 3.5.** Udvikling i sommermiddel-koncentrationen af totalkvælstof (Total-N) og nitrat (NO<sub>3</sub>-N) i hver af de 15 søer, der indgår i kontrolovervågningen af søernes udvikling og har været overvåget siden 1989. Ulvedybet er desuden medtaget, da den tidligere har været en del af det intensive overvågningsprogram. Bemærk forskellige skalaer på akserne.

**Tabel 3.6.** Sommergennemsnit for søkoncentrationen af totalkvælstof og nitrat for de tre søer, der indgik i Kontrolovervågning af udvikling fra 2011.

|           | <b>Totalkvælstof 2011,<br/>sommermiddel (mg/l)</b> | <b>Nitrat 2011,<br/>sommermiddel (mg/l)</b> |
|-----------|----------------------------------------------------|---------------------------------------------|
| Ulvedybet | 2,4                                                | 0,007                                       |
| Tranemose | 0,93                                               | 0,004                                       |
| Keldsnor  | 2,82                                               | 0,014                                       |

Udviklingen i sommerkoncentrationen fra 1989 til 2011 af henholdsvis totalkvælstof og nitrat i de søer, der indgår i kontrolovervågning af udvikling ses af figur 3.4. Resultaterne for de enkelte søer ses af figur 3.5 og tabel 3.8. Reduktioner i medianværdierne er et udtryk for, at det generelle koncentrationniveau, herunder også i de middelnæringsrige søer, er reduceret. Sommermiddelkoncentrationerne fra 2011 for de tre "nye" søer, i programmet ses af tabel 3.6. Siden 1989 er der sket en reduktion i indholdet af totalkvælstof i søerne, der indgår i kontrolovervågning af udvikling såvel på års- som på sommerniveau. Sommermedianen af totalkvælstof lå i perioden 1989-1993 på omkring 1,8 mg/l. Frem til 1996 skete der et konstant fald i koncentrationen til 1,1 mg/l. I de følgende 10 år varierede totalkvælstofkoncentrationerne mellem 1 og 1,5 mg/l, mens de fra 2007 konstant har ligget under 1 mg/l (Figur 3.4). Medianen for sommerkoncentrationen af totalkvælstof var i 2011 den laveste i overvågningsperioden (0,8 mg/l).

Sommermedianen af nitratkoncentrationen lå i perioden 1989-1999 mellem 0,1 og 0,25, bortset fra 1996 og 1997, som udviste lavere værdier (0,06 og 0,05 mg/l). Herefter skete der et generelt fald, således at mediankoncentrationerne i alle de følgende år, bortset fra 2001 og 2002, lå under 0,1 mg/l (Figur 3.4).

Faldet i kvælstofkoncentrationen er, som for fosfor, størst blandt de søer, der som udgangspunkt udviste de højeste kvælstofkoncentrationer. Således er der i seks af de otte søer, hvori der fandtes totalkvælstofkoncentrationer højere end 2 mg/l i begyndelsen af overvågningsperioden, sket et fald på 0,1 % signifikansniveau. I de mere næringsfattige søer er reduktionen generelt mindre signifikant (Figur 3.5 og Tabel 3.8).

**Tabel 3.7.** Koncentrationen af totalkvælstof (Total-N) angivet som årsmiddel- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler (overfladevand) for perioderne 1989-95, 1996-2002 og 2003-2010 samt 2011 i de 15 søer, som har været overvåget siden 1989. Baseret på årsgennemsnit for de enkelte søer, enheden er mg/l.

|                   | <b>Gns.</b>       | <b>Min.</b> | <b>25 %</b> | <b>Median</b> | <b>75 %</b> | <b>Max.</b> |
|-------------------|-------------------|-------------|-------------|---------------|-------------|-------------|
|                   | <b>Årsværdier</b> |             |             |               |             |             |
| Total-N 1989-1995 | 2,67              | 0,48        | 0,94        | 2,25          | 4,37        | 5,41        |
| 1996-2002         | 2,08              | 0,44        | 1,08        | 1,86          | 3,18        | 4,12        |
| 2003-2010         | 1,85              | 0,41        | 0,96        | 1,71          | 2,38        | 4,66        |
| 2011              | 1,40              | 0,32        | 0,75        | 1,39          | 1,80        | 3,01        |

Årsgennemsnittet for totalkvælstof er reduceret med 49 % fra et niveau på ca. 2,7 indtil 1995 til ca. 1,4 mg N/l i 2011. Også for kvælstofs vedkommende kan der konstateres en reduktion i de middelnæringsrige søer (medianen), som er reduceret med 38 % i 2011 i forhold til niveauet indtil 1995 (årsværdier).

Om sommeren er der sket et fald i totalkvælstofkoncentrationen på 52 % for sommergennemsnittet og 57 % for medianen i 2011 i forhold til årene 1989 til 1995. Faldet i sommerkoncentrationerne var størst blandt de næringsrige søer. Kvælstofindholdet er således reduceret mest i sommerperioden. Kvælstofkoncentrationen i søerne i vinterhalvåret er påvirket af de eksterne tilførsler fra oplandet i højere grad end om sommeren, og den større reduktion i kvælstofkoncentrationen i søvandet i sommermånederne skyldes såvel reduktionen i kvælstoftilførslerne, men også en forøget denitrifikation internt i søerne på grund af et generelt reduceret eutrofieringsniveau.

I de reneste søer er koncentrationen af totalkvælstof og nitrat faldet siden 1989 (Tabel 3.7).

**Tabel 3.8.** Udviklingen i indholdet af totalkvælstof (Total-N) og nitrat (NO<sub>3</sub>-N) i søvand i de søer, der indgår i kontrolovervågning af søernes tilstand og som har været undersøgt fra 1989 til 2011. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring.

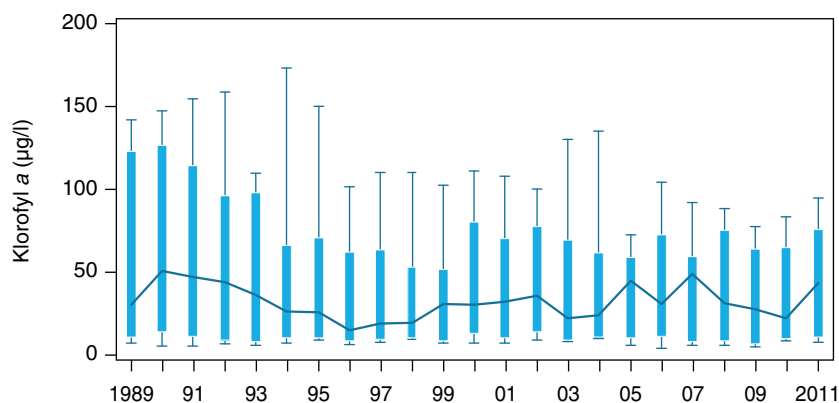
|                      | Årsmiddel          |         | Sommermiddel       |         |
|----------------------|--------------------|---------|--------------------|---------|
|                      | NO <sub>3</sub> -N | Total-N | NO <sub>3</sub> -N | Total-N |
| Nors Sø              | ----               | ---     | ----               | ----    |
| Hornum Sø            | ----               | 0       | 0                  | 0       |
| Hinge Sø             | ----               | ----    | ---                | ----    |
| Ravnsø               | ----               | ----    | ----               | ----    |
| Bryrup Langsø        | ----               | ----    | ----               | ----    |
| Søby Sø              | 0                  | ---     | 0                  | -       |
| Kvie Sø              | 0                  | 0       | 0                  | ---     |
| Engelsholm Sø        | ----               | ----    | ----               | ----    |
| Store Søgårdsø       | 0                  | ----    | 0                  | ----    |
| Arreskov Sø          | ----               | ---     | ---                | 0       |
| Søholm Sø            | 0                  | ---     | -                  | --      |
| Arresø               | 0                  | ----    | 0                  | ---     |
| Furesøen             | ----               | ----    | ----               | ---     |
| Maglesø              | ---                | ----    | ----               | ----    |
| Vesterborg Sø        | 0                  | 0       | 0                  | 0       |
| I alt +/++/+++ /++++ | 0                  | 0       | 0                  | 0       |
| I alt -/--/--- /---- | 9                  | 12      | 8                  | 12      |

For de enkelte søer er der siden 1989 sket en signifikant reduktion i koncentrationen af totalkvælstof i 12 (årsmiddel og sommermiddel) af de 15 søer (Tabel 3.8). Indholdet af nitrat er reduceret i ni søer for årsmiddel og otte for sommermiddel.

### 3.4 Klorofyl *a*

Klorofyl *a* er det grønne pigment i fotosyntetiserende højere planter og alger og kan bruges som et indirekte udtryk for algemængden i vandet og et mål for vandkvaliteten. Klorofylindholdet varierer dog i de forskellige algearter, ligesom det kan variere med årstiden i den enkelte art.

**Figur 3.6.** Udviklingen i sommergennemsnit for søkoncentrationen af klorofyl *a* ( $\mu\text{g/l}$ ) i de 15 søer, der har været overvåget siden 1989. Søjlerne viser 10, 25, 75 og 90 % fraktiler. Linjen viser medianværdien.

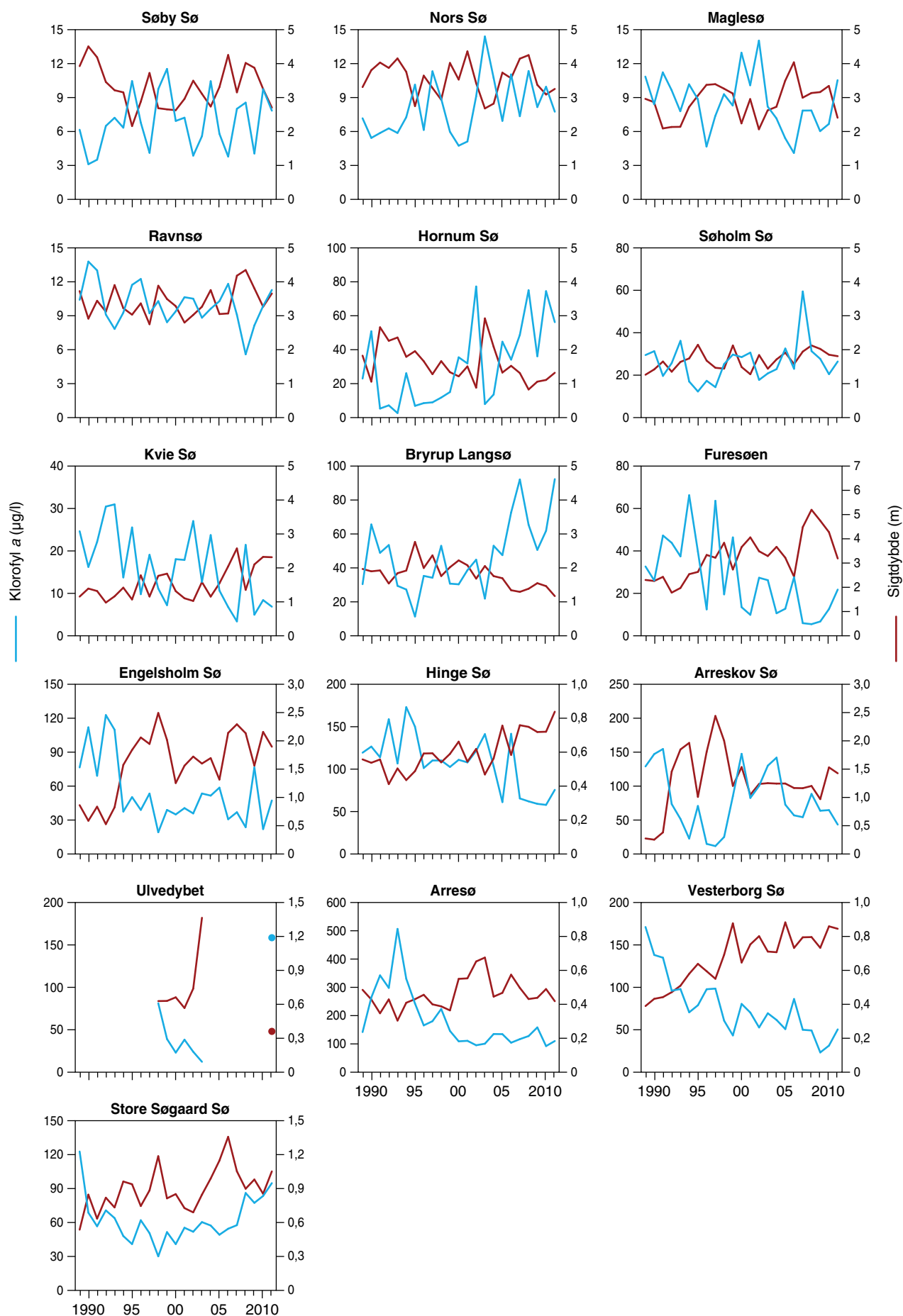


Udviklingen i sommerkoncentrationen fra 1989 til 2011 af klorofyl *a* i de søer, der indgår i kontrolovervågning af udvikling ses af Figur 3.6. Resultaterne for de enkelte søer ses af figur 3.7. Medianværdierne har ligget på samme niveau i undersøgelsesperioden. Dog sås der et konstant fald fra 1990 til 1996 fra 51 til 15  $\mu\text{g/l}$ . Herefter var der en stigende tendens (dog med relativt lave værdier i 2003, 2004 og 2006) indtil 2007 (49  $\mu\text{g/l}$ ). Herefter faldt koncentrationen konstant frem til 2010 (22  $\mu\text{g/l}$ ), men steg igen i 2011 til 43  $\mu\text{g/l}$ .

Også med hensyn til klorofyl er de største ændringer generelt sket i søer med de højeste klorofylkoncentrationer. I 2011 er søkoncentrationen af klorofyl *a* på årsbasis mindsket i forhold til perioden 1989-1995 med 76 % i søerne med det højeste klorofylindhold. 75 % fraktilen er reduceret med 42 % for årsværdierne. Faldet i de høje klorofylkoncentrationer har resulteret i, at klorofylgennemsnittet på årsbasis er reduceret med 49 % fra 59  $\mu\text{g/l}$  i 1989-1995 til 30  $\mu\text{g/l}$  i 2011.

**Tabel 3.9.** Søkoncentrationen af klorofyl *a* angivet som årsgennemsnits- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-kvartiler (overfladevand) for perioderne 1989-95, 1996-2002 og 2003 - 2010 samt 2011 i de 15 søer, som er overvåget siden 1989. Baseret på årsgennemsnit for de enkelte søer, enheden er  $\mu\text{g/l}$ .

|                   |           | Gns.       | Min. | 25 % | Median | 75 % | Max.  |
|-------------------|-----------|------------|------|------|--------|------|-------|
|                   |           | Årsværdier |      |      |        |      |       |
| Klorofyl <i>a</i> | 1989-1995 | 59,4       | 6,7  | 11,3 | 27,1   | 74,9 | 390,7 |
|                   | 1996-2002 | 34,9       | 7,5  | 9,3  | 23,9   | 49,6 | 155,9 |
|                   | 2003-2010 | 30,9       | 7,5  | 8,9  | 27,5   | 41,7 | 100,4 |
|                   | 2011      | 29,9       | 6,9  | 8,8  | 28,6   | 43,2 | 93,7  |



**Figur 3.7.** Udvikling i sommermiddel-koncentrationen af klorofyl *a* og sigtdybde i de 15 søer, der indgår i kontrolovervågningen af søernes udvikling og har været overvåget siden 1989. Ulvedybet er desuden medtaget, da den tidligere har været en del af det intensive overvågningsprogram. Bemærk forskellige skalaer på akserne.

I de enkelte søer er klorofyl *a*, årsmiddel og sommermiddel, reduceret signifikant i henholdsvis syv og seks af de 15 søer (Tabel 3.10). Klorofyl *a* indholdet er øget signifikant i Hornum Sø og Bryrup Langsø både i sommerperioden og på årsniveau samt i Nors Sø i sommerperioden.

**Tabel 3.10.** Udviklingen i indholdet af klorofyl *a* (µg/l) og sigtddybde (meter) i søvandet i de søer, der indgår i kontrolovervågning af søernes tilstand og som har været undersøgt fra 1989 til 2011. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring.

|                     | Årsmiddel         |            | Sommermiddel      |            |
|---------------------|-------------------|------------|-------------------|------------|
|                     | Klorofyl <i>a</i> | Sigtddybde | Klorofyl <i>a</i> | Sigtddybde |
| Nors Sø             | 0                 | 0          | ++                | 0          |
| Hornum Sø           | ++++              | 0          | +++               | --         |
| Hinge Sø            | ----              | ++++       | ----              | ++++       |
| Ravn Sø             | 0                 | +          | 0                 | 0          |
| Bryrup Langsø       | ++                | --         | ++                | ---        |
| Søby Sø             | 0                 | 0          | 0                 | 0          |
| Kvie Sø             | ----              | ++++       | ---               | +++        |
| Engelsholm Sø       | ----              | +++        | ---               | ++++       |
| Store Søgårdsø      | 0                 | ++++       | 0                 | +++        |
| Arreskov Sø         | 0                 | ++         | 0                 | +          |
| Søholm Sø           | 0                 | 0          | 0                 | ++         |
| Arresø              | ----              | ++++       | ----              | +          |
| Furesøen            | ----              | ++++       | ----              | ++++       |
| Maglesø             | ---               | ++         | 0                 | 0          |
| Vesterborg Sø       | ----              | ++++       | ----              | ++++       |
| I alt +/++/+++/++++ | 2                 | 10         | 3                 | 9          |
| I alt -/--/---/---- | 7                 | 0          | 6                 | 2          |

Udviklingen i klorofyl *a* følger ikke altid udviklingen i næringsstofindholdet. F.eks. er stigningen i klorofyl *a* indholdet som medianværdi i perioden 1996-2007 ikke sammenfaldende med udviklingen af kvælstof og fosfor i denne periode. Forøgelsen af medianen for klorofyl *a* fra 2010 til 2011 kan heller ikke forklares med en stigning i næringsstofferne. Årsagen er, at indholdet af klorofyl *a* ikke kun er styret af næringsstofindhold. Ikke mindst dyreplanktons græsning har stor indflydelse på planteplanktonindholdet (både forekomst og artssammensætning) og dermed klorofylindholdet i søen. En ændring i forekomst og artssammensætning af dyreplankton (som oftest vil være forårsaget af et skift i fiskebestanden) og dermed dens græsningskapacitet vil derfor påvirke forekomsten af planteplankton. En ændring i klorofylindholdet (som mål for planteplankton) kan altså ikke altid forklares ved kemiske forhold alene.

Som tidligere nævnt varierer klorofyl *a* indholdet mellem planteplanktonarterne og desuden kan det variere mellem sæsoner indenfor den enkelte art. Dette kan også være en del af årsagen til forskellighed i udvikling mellem næringsstoffer og klorofyl *a*.

### 3.5 Sigtdybde

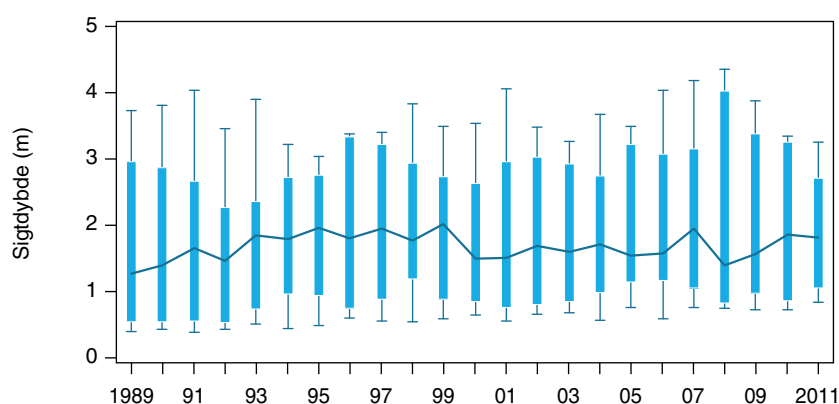
Sigtddybden er et udtryk for vandets klarhed eller gennemsigtighed, dvs. sigtdybden er afgørende for lysets evne til at trænge ned i søvandet og dermed også et mål for, hvor dybt egentlige undervandsplanter vil være i stand

til at vokse. Sigtdybden er derfor også en væsentlig parameter i vurderingen af undervandsplanternes potentielle udbredelsesområde.

I de fleste søer er sigtdybden tillige et udtryk for algemængden og dermed tilstanden i søen. Vandets farve (f.eks. brunvandede søer) eller resuspendet materiale fra søbunden i lavvandede søer kan dog også påvirke sigtdybden.

Sigtdybden i de 15 søer, der indgår i kontrolovervågningen af udvikling har vist en generel stigende tendens siden 1989. De største ændringer skete i de første 10 år, hvor medianværdien blev øget fra omkring 1,3 m til 2 m (sommerværdier). I perioden 2000-2006 lå værdierne ret ensartet – mellem 1,5 og 1,7 m. Efter en stigning i 2007 (til 1,9 m) faldt sigtdybden atter, men har generelt udvist stigende tendens de seneste år (Figur 3.8). Udviklingen i sigtdybden i de enkelte søer ses af Figur 3.7.

**Figur 3.8.** Udviklingen i sigtdybde i de 15 søer, der har været overvåget siden 1989 ud fra sommergennemsnit. Søjlerne viser 10, 25, 75 og 90 % fraktiler. Linjen viser medianværdien.



Gennemsnitligt var sigtdybden i 2011 10 % højere end niveauet i perioden 1989-1995 for årsværdier. Sammenlignet med perioden 1989-1995 er der sket forbedringer i søer med både lav og høj sigtdybde i 1989. Således er 25 %-fraktilen steget med 44 % og minimumsværdien med 33 %. Maksimumsværdien er steget med 14% mens 75 %-fraktilen kun har udvist en stigning på 1% (Tabel 3.11).

**Tabel 3.11.** Sigtdybden angivet som årsgennemsnits- og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-fraktiler (overfladevand) for perioderne 1989-95 og 1996-2002, 2003-2010 samt 2011 i de 15 søer, som er overvåget siden 1989. Baseret på årsgennemsnit for de enkelte søer, enheden er meter.

|           |           | Gns.       | Min. | 25 % | Median | 75 % | Max. |
|-----------|-----------|------------|------|------|--------|------|------|
|           |           | Årsværdier |      |      |        |      |      |
| Sigtdybde | 1989-1995 | 1,95       | 0,36 | 0,83 | 2,06   | 3,17 | 3,60 |
|           | 1996-2002 | 2,17       | 0,52 | 1,08 | 2,06   | 3,28 | 4,20 |
|           | 2003-2010 | 2,33       | 0,59 | 1,11 | 1,93   | 3,70 | 5,00 |
|           | 2011      | 2,15       | 0,48 | 1,20 | 1,85   | 3,20 | 4,11 |

Det generelt reducerede næringsstofniveau i søerne siden overvågningen af vandmiljøet begyndte i 1989 har således ført til øget sigtdybde i de fleste af søerne, der indgår i kontrolovervågningen af udvikling. For de enkelte søer er der sket en signifikant stigning i sigtdybdens års- og sommerrmiddel i henholdsvis 10 og ni af de 15 søer (Tabel 3.10). Kun i Hornum Sø (kun som-

mergennemsnit) og Bryrup Langsø er sigtddybden blevet mindre siden 1989. Flere søer, primært de mest klarvandede (f.eks. Nors Sø, Ravn Sø og Søby Sø) viser ingen eller kun en lille ændring i sigtddybden.

### 3.6 Planteplankton

I perioden 1989 til 2008 er der hvert år foretaget intensive planteplanktonundersøgelser i 15 søer. Grundet problemer med dataoverførsel er kun 12 søer behandlet vedr. den generelle udvikling i denne rapport. Den gennemsnitlige planteplanktonbiomasse i perioden maj-september var i 2008 reduceret med 27 % i forhold til perioden 1989-1998 (Tabel 3.12). Der er sket store reduktioner i søer, der som udgangspunkt havde en høj planteplanktonbiomasse (max-værdien er faldet med 31 % og 75 % fraktilen med 21 %), men også 25 % fraktilen er faldet væsentligt – ca. 60 %.

I 2008 var de dominerende klasser blågrønalger, grønalger, kiselalger og furealger. Biomassen af specielt blågrønalger og grønalger er faldet. For grønalger er dette fald markant i både søer med høje og lave værdier i begyndelsen af overvågningsperioden. For blågrønalger ses dette fald tydeligst i forhold til perioden 1999-2007. Gennemsnittet af kiselalger, furealger og gulalger var stigende, mens det for rekylalgerne lå på samme niveau i hele overvågningsperioden indtil 2008.

Denne forskydning af den indbyrdes fordeling af planteplanktongrupperne kan sandsynligvis tilskrives det reducerede næringsstofindhold i søerne.

Udviklingen i planteplanktonbiomassen i de enkelte søer ses i Tabel 3.13. Her er medtaget resultater fra alle søer, der er undersøgt i en ubrudt tidsserie i hele eller dele af perioden 1989-2009. Der er sket en signifikant reduktion i den totale biomasse i seks af søerne. Kun i Holm sø ses der en stigning i den totale biomasse, dog er dette kun på 0,1 % signifikansniveau.

Med hensyn til de enkelte algegrupper ses der en forøgelse af blågrønalgernes biomasse i seks og en reduktion i fem af de 19 søer. Den førømtalte generelle reduktion i grønalgebiomassen og forøgelse af biomassen af rekylalger, furealger og gulalger er her udtrykt ved at seks søer udviser reduktion i grønalgebiomassen, mens biomassen af rekylalger, furealger og gulalger er øget i henholdsvis fem, ni og fem søer.

Den generelle stigning i forekomsten af grupperne furealger og gulalger, som omfatter mange arter, der er karakteristiske for mindre næringsrige søer, tyder på en generel forbedring i søernes tilstand. Dette bekræftes af reduktionen i forekomsten af grønalger. Blågrønalger kan findes i søer med forskelligt eutrofieringsniveau, og udviklingen i denne gruppe er da heller ikke entydig (stigning i seks søer og fald i fem søer).

Udviklingen i kiselalgernes forekomst er heller ikke entydig, idet den var reduceret i tre søer og steget i tre andre søer.

**Tabel 3.12.** Planteplanktonbiomasse – totalt og på klasseniveau. Middel og medianværdier, minima, maksima samt 25 %- og 75 % fraktiler for de 12 søer, der er intensivt undersøgt i perioden 1989-2008 (overfladevand) for perioderne 1989-2008. Sommerværdier

|               |           | Gns.  | Min. | 25 % | Median | 75 %  | Max.  |
|---------------|-----------|-------|------|------|--------|-------|-------|
| Totalbiomasse | 1989-1998 | 11,94 | 0,38 | 3,72 | 8,27   | 18,19 | 41,17 |
|               | 1999-2007 | 10,94 | 0,40 | 3,35 | 7,00   | 16,31 | 36,24 |
|               | 2008      | 8,76  | 0,64 | 1,50 | 7,37   | 14,31 | 28,25 |
| Blågrønalger  | 1989-1998 | 5,30  | 0,01 | 0,68 | 3,91   | 8,95  | 18,96 |
|               | 1999-2007 | 6,35  | 0,00 | 0,47 | 2,54   | 7,92  | 34,62 |
|               | 2008      | 4,00  | 0,00 | 0,03 | 0,40   | 5,70  | 21,83 |
| Kiselalger    | 1989-1998 | 1,66  | 0,00 | 0,43 | 0,85   | 2,28  | 5,40  |
|               | 1999-2007 | 1,62  | 0,00 | 0,65 | 1,21   | 1,93  | 5,18  |
|               | 2008      | 1,85  | 0,01 | 0,56 | 1,04   | 2,17  | 8,41  |
| Grønalger     | 1989-1998 | 3,39  | 0,06 | 0,13 | 0,45   | 3,56  | 17,51 |
|               | 1999-2007 | 1,29  | 0,03 | 0,09 | 0,30   | 2,66  | 4,33  |
|               | 2008      | 0,90  | 0,01 | 0,08 | 0,36   | 1,69  | 3,41  |
| Rekylalger    | 1989-1998 | 0,45  | 0,01 | 0,17 | 0,42   | 0,64  | 1,35  |
|               | 1999-2007 | 0,52  | 0,00 | 0,17 | 0,32   | 0,70  | 1,70  |
|               | 2008      | 0,39  | 0,00 | 0,11 | 0,15   | 0,62  | 1,35  |
| Furealger     | 1989-1998 | 0,57  | 0,00 | 0,01 | 0,07   | 0,90  | 3,13  |
|               | 1999-2007 | 0,67  | 0,02 | 0,08 | 0,18   | 0,72  | 3,45  |
|               | 2008      | 1,13  | 0,00 | 0,08 | 0,20   | 0,37  | 11,43 |
| Gulalger      | 1989-1998 | 0,02  | 0,00 | 0,00 | 0,02   | 0,03  | 0,09  |
|               | 1999-2007 | 0,04  | 0,00 | 0,02 | 0,03   | 0,07  | 0,09  |
|               | 2008      | 0,08  | 0,00 | 0,00 | 0,00   | 0,04  | 0,81  |

**Tabel 3.13.** Udviklingen i planteplanktonbiomasse i de 19 søer, der er intensivt undersøgt i en længere kontinuert tidsserie i hele eller en del af perioden 1989-2009.. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring.

|                      | Total<br>biomasse | Blågrøn-<br>alger | Kisel-<br>alger | Grøn-<br>alger | Rekyl-<br>alger | Fure-<br>alger | Gul-<br>alger | Antal<br>år |
|----------------------|-------------------|-------------------|-----------------|----------------|-----------------|----------------|---------------|-------------|
| Nors Sø              | 0                 | 0                 | 0               | 0              | 0               | -              | 0             | 19          |
| Hornum Sø            | 0                 | 0                 | 0               | 0              | 0               | 0              | 0             | 19          |
| Hinge Sø             | 0                 | 0                 | --              | --             | 0               | +++            | ++            | 18          |
| Ravn Sø              | ---               | ++                | 0               | +              | --              | 0              | 0             | 20          |
| Bryrup Langsø        | 0                 | 0                 | 0               | 0              | 0               | 0              | 0             | 20          |
| Søby Sø              | 0                 | +                 | 0               | 0              | 0               | ++             | 0             | 20          |
| Holm Sø              | +                 | ----              | 0               | --             | -               | ++             | 0             | 20          |
| Kvie Sø              | --                | +++               | 0               | 0              | 0               | 0              | +++           | 19          |
| Engelsholm Sø        | ---               | --                | -               | 0              | 0               | ++++           | +++           | 19          |
| Søgaard Sø           | 0                 | +++               | 0               | -              | +++             | +++            | 0             | 20          |
| Store Søgård Sø      | 0                 | 0                 | 0               | 0              | 0               | +++            | 0             | 19          |
| Arreskov Sø          | 0                 | 0                 | 0               | 0              | ++              | +++            | ++            | 21          |
| Søholm Sø            | 0                 | ---               | +++             | 0              | +++             | +++            | +++           | 21          |
| Arresø               | 0                 | ++                | ++              | ----           | +++             | 0              | 0             | 21          |
| Furesøen             | ---               | -                 | 0               | 0              | ---             | 0              | 0             | 21          |
| Maglesø              | 0                 | +                 | 0               | --             | +++             | --             | 0             | 20          |
| Gundsømagle Sø       | ----              | 0                 | 0               | ----           | 0               | 0              | 0             | 21          |
| Tissø                | 0                 | 0                 | +               | 0              | 0               | 0              | 0             | 21          |
| Vesterborg Sø        | ----              | ---               | --              | 0              | 0               | ++++           | 0             | 21          |
| I alt +/++/+++ /++++ | 1                 | 6                 | 3               | 1              | 5               | 9              | 5             |             |
| I alt -/--/---/----  | 6                 | 5                 | 3               | 6              | 3               | 1              | 0             |             |

### 3.7 Undervandsplanter

Undervandsvegetationen er en væsentlig parameter for hele søens økologi. Vegetationen har afgørende betydning for blandt andet fiskesammensætning, dyreplanktonsammensætning, udveksling af næringsstoffer mellem sediment og vand, næringsstofkoncentrationen i vandfasen og iltindholdet i såvel vand som sediment. Undervandsvegetationen er desuden følsom over for forringelser i vandkvaliteten i form af f.eks. reduceret sigtddybde eller øget algemængde/klorofylindhold og er dermed en god indikator for vandkvaliteten.

I forhold til Habitatdirektivet (Den Europæiske Union, 1992) er undervandsvegetationens artssammensætning og vegetationens udbredelse central for habitatens typebetegnelse samt dens bevaringsstatus. Undervandsplanter indgår også i Vandrammedirektivet (Den Europæiske Union, 2000) som en af vandkvalitetsparametrene, der skal anvendes til at fastsætte den økologiske kvalitet.

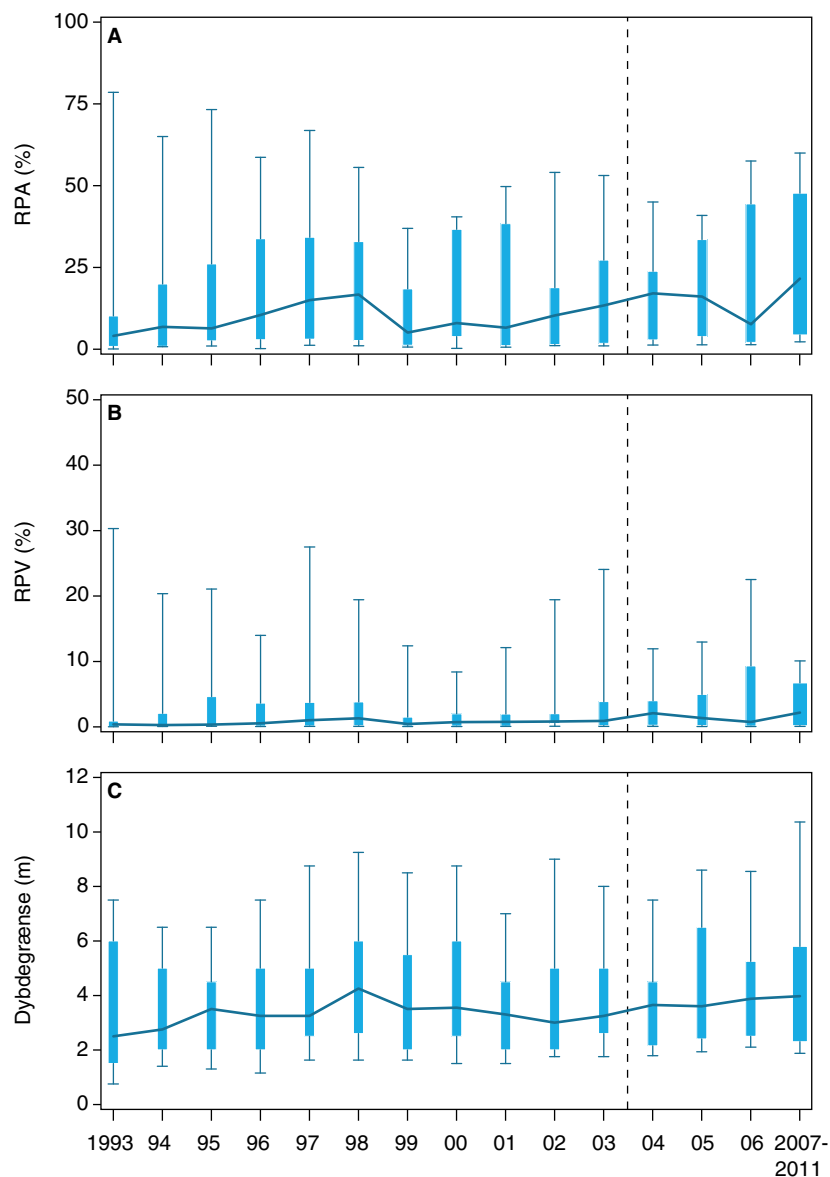
Ved undersøgelserne før 2004 blev den enkelte sø inddelt i delområder, og dækningsgrad samt plantefyldt volumen blev bestemt dels i delområderne og dels i hele søen.

Fra 2004 (NOVANA) er undersøgelserne foretaget ved en transektundersøgelse. Der beregnes en samlet relativ plantedækningsgrad (RPA) baseret på data fra transekterne. På baggrund af plantehøjde og vanddybde i de enkelte observationspunkter beregnes et relativt plantefyldt volumen (RPV). Desuden registreres den maksimale dybde, hvori de enkelte arter er fundet (dybdegrænsen). Transektundersøgelsens samlede resultat er baseret på færre observationer end den tidligere områdeundersøgelse, men anvendelsen af transekter sikrer, at observationspunkterne er fordelt over hele søarealet. Da de samme transekter anvendes de efterfølgende år er der områder, hvor vegetationen ikke undersøges. Dette kompenseres ved at supplere undersøgelsen med observationer i områder med formodet eller udbredt vegetation med henblik på at supplere artslisten. I transektundersøgelsen indgår desuden den størst registrerede dybde for de enkelte arter (dybdegrænsen).

Undervandsplanternes udbredelse er siden 1993/94 og frem til 2006 undersøgt én gang årligt i 10 af de tidligere 37 overvågningssøer. Fra 2007 blev programmet ændret således, at der kun skulle foretages planteundersøgelser hvert andet år i de søer, der dengang var indeholdt i "Det intensive program". Fra 2010 blev frekvensen yderligere nedsat, så søerne, der nu er indeholdt i kontrolovervågningen af søernes udvikling, skal undersøges hvert tredje år. Udviklingen i undervandsplanterne er derfor undersøgt ved at sammenligne perioden 2007-2011 med de enkelte år siden 1993. Hvis en sø er undersøgt flere gange i perioden 2007-2011, er der anvendt et gennemsnit for årene.

Udviklingen i det relativt plantedækkede areal, det relativt plantefyldte volumen og dybdegrænsen for perioden 1993-2011 i de 10 søer ses af Figur 3.9.

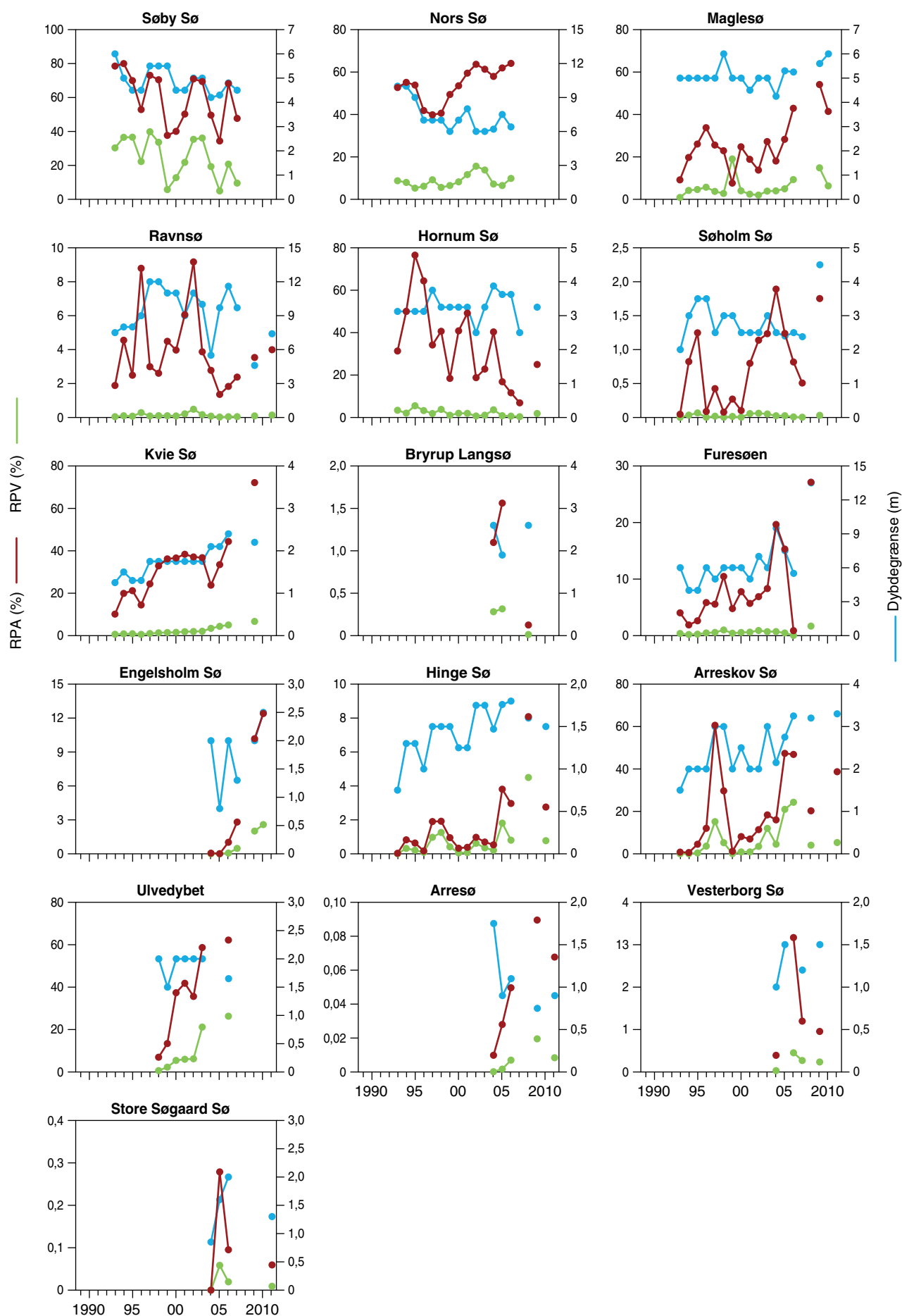
**Figur 3.9.** Udviklingen i under-  
vandsplanternes A: dæknings-  
grad (RPA), B: relativt plantefyldt  
volumen (RPV) og C: dybde-  
grænse i de 10 søer, hvor der i  
perioden 1993-2006 er foretaget  
årlige vegetationsundersøgelser  
(Tissø dog kun fra 1994). I peri-  
oden 2007-2011 er søerne ikke  
undersøgt årligt og derfor er  
denne periode præsenteret ved  
ét punkt på grafen. Søjerne viser  
10, 25, 75 og 90 % fraktiler.  
Linjen viser medianværdien. Den  
stiplede linje indikerer metode-  
skift i 2004 – se tekst.



Resultaterne for de enkelte søer i kontrolovervågningen af udvikling ses af Figur 3.10.

Fra 1993 til 1998 skete der i de 10 gennemgående søer en konstant stigning i både det relativt plantedækkede areal (fra ca. 4 til ca. 17 %) og det relativt plantedækkede volumen (fra ca. 0,3 til 1,3 %), udtrykt ved medianværdien. I 1999 skete der et fald i begge parametre (til henholdsvis 5 og 0,4 %), hvorefter både RPA og RPV var stigende indtil 2004 (17 % og 2 %). Frem til 2006 var tendensen faldende til henholdsvis 8 % og 0,8 %. Medianen af planternes dybdegrænse har konstant ligget mellem 2,5 og 4,3 m i perioden 1993-2006.

De aggregerede resultater for perioden 2007-2011 viser en stigning i medianværdien for RPA til 21 % og for RPV til 2,1 %. Dybdegrænsen ligger på samme niveau som i 2006, knap 4 m.



**Figur 3.10.** Udvikling i relativt plantedækket areal, relativt plantefyldt volumen og dybdegrænse for 16 af de søer, der indgår i kontrolovervågning af søernes udvikling. Bemærk forskellige skalaer. OBS – der er foretaget metodeskift i 2004 – se tekst

En generel oversigt over undervandsvegetationen i de intensivt undersøgte søer for perioden 2004-2011 (perioden, hvor der er foretaget transektundersøgelser) ses af Tabel 3.14. Den omfatter søer, der er undersøgt mindst én gang i hver af perioderne 2004-2006 og 2007-2011.

Der er store variationer i vegetationens omfang i de intensivt undersøgte søer. I 2007-2011 varierede artsantallet fra 2,5 til 28, den maksimale dybdegrænse varierede fra 0,8 meter til 13,5 meter, og den største dækningsgrad var på 72 %, mens der også var søer stort set uden planter. I flertallet af søerne var der kun en lille dækningsgrad (median 7 %), og den maksimale dybdegrænse i halvdelen af de undersøgte søer var mindre end 2,4 meter (tabel 3.14). Sammenlignet med perioden 2004-2006 er der en tendens til en generel stigning i undervandsplanternes udbredelse i 2007-2011, idet medianen for relativt plantedækket areal er steget fra 2 til 7 %. Der ses også en stigning i RPV. Det skal her understreges, at tabel 3.14 og figur 3.9 ikke kan sammenlignes direkte, da de to fremstillinger ikke omfatter de samme søer (se Tabel 3.1).

**Tabel 3.14.** Oversigt over undervandsvegetationen (transektundersøgelse) i 13 af de 18 søer, der nu indgår i kontrolovervågning af søernes udvikling i perioden 2004-2006 og 2007-2011. I de tilfælde, hvor søerne er undersøgt mere end én gang i perioden, indgår søen med et gennemsnit.

|                                       | Gns. | Median | Min.  | Maks. | Antal søer |
|---------------------------------------|------|--------|-------|-------|------------|
| <b>2004-2006</b>                      |      |        |       |       |            |
| Relativt plantedækket areal (%)       | 14,3 | 2,2    | 0,03  | 50,7  | 14         |
| Relativt plantefyldt volumen (%)      | 3,2  | 0,4    | 0,003 | 16,6  | 14         |
| Dybdegrænse (m)                       | 3,3  | 2,4    | 1,2   | 8,9   | 14         |
| Artsantal                             | 9,7  | 8,5    | 1     | 25,3  | 14         |
| Trådalger – relativt dækket areal (%) | 1,3  | 0,4    | 0     | 7,5   | 14         |
| <b>2007-2011</b>                      |      |        |       |       |            |
| Relativt plantedækket areal (%)       | 18,6 | 6,9    | 0,06  | 72,2  | 14         |
| Relativt plantefyldt volumen (%)      | 2,8  | 1,4    | 0,009 | 10,6  | 14         |
| Dybdegrænse (m)                       | 3,7  | 2,4    | 0,8   | 13,5  | 14         |
| Artsantal                             | 11,4 | 8,8    | 2,5   | 28    | 14         |
| Trådalger – relativt dækket areal (%) | 4,6  | 0,7    | 0     | 34,8  | 14         |

Siden undersøgelseernes start er der sket signifikante stigninger i relativt plantedækket areal i otte af de 15 søer og i relativt plantefyldt volumen og vandplanternes dybdegrænse i henholdsvis seks og fem søer (tabel 3.15). De generelt forbedrede betingelser for undervandsplanter i de intensive søer, kan relateres til det faldende næringsstof- og klorofylniveau med de heraf følgende forøgede sigtdybder.

De mest signifikante stigninger for dækningsgraden (RPA) ses i søerne Kvie Sø, Arreskov Sø og Hinge Sø, men også i Nors Sø, Engelsholm Sø (kun undersøgt seks gange), Søholm Sø, Furesøen og Arresø blev dækningsgraden øget. De samme søer, bortset fra Søholm Sø og Nors Sø, udviste stigninger i det plantefyldte volumen (RPV). Dette var mest signifikant i Kvie Sø, Furesøen, Hinge Sø og Arreskov Sø. Dybdegrænsen var steget signifikant i Kvie Sø, Furesøen, Hinge sø, Arreskov Sø og Søholm Sø. Udviklingen i Nors Sø er ikke entydig, da RPA er øget, RPV stagnerende og dybdegrænsen reduceret.

**Tabel 3.15.** Udviklingen i undervandsplanter i 15 af de 18 søer, der nu indgår i kontrol-  
overvågningen af udvikling, i perioden 1993-2011. Det skal bemærkes at der i perioden  
1993 til 2006 er foretaget årlige undersøgelser. Herefter er frekvensen varierende (kolon-  
ne "N" og tabel 3.1). -/+, -/++, ---/+++, ----/++++ svarer til en reduktion/forøgelse på hen-  
holdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signi-  
fikant ændring. RPA er det relative plantedækkede areal. RPV er det relative plantefyldte  
volumen. N angiver antal undersøgelser i den enkelte sø inden for perioden.

|                     | RPA                    | RPV  | Dybdegrænse | N  |
|---------------------|------------------------|------|-------------|----|
| Nors Sø             | ++                     | 0    | --          | 14 |
| Hornum Sø           | ---                    | ---  | 0           | 16 |
| Hinge Sø            | +++                    | ++   | +++         | 16 |
| Ravnsø              | 0                      | 0    | 0           | 17 |
| Bryrup Langsø       | Analyse ikke foretaget |      |             | 3  |
| Søby Sø             | -                      | -    | --          | 15 |
| Kvie Sø             | ++++                   | ++++ | ++++        | 15 |
| Engelsholm Sø       | ++                     | +++  | 0           | 6  |
| Store Søgaard Sø    | 0                      | 0    | 0           | 4  |
| Arreskov Sø         | +++                    | +++  | +++         | 16 |
| Søholm Sø           | ++                     | 0    | ++          | 16 |
| Arresø              | +                      | +    | 0           | 4  |
| Furesøen            | ++                     | +++  | ++++        | 14 |
| Maglesø             | 0                      | 0    | 0           | 15 |
| Vesterborg Sø       | 0                      | 0    | 0           | 6  |
| I alt +/++/+++/++++ | 8                      | 6    | 5           |    |
| I alt -/--/---/---- | 2                      | 2    | 2           |    |

I Hornum Sø og Søby Sø er der tendens til forværring af undervandsvegeta-  
tionen, idet både RPA og RPV har været faldende. Dette er også gældende  
for dybdegrænsen i Søby Sø, mens den ikke har udvist ændringer i Hornum  
Sø. I Ravn Sø, Maglesø, Store Søgaard Sø, Vesterborg Sø og Store Søgaard Sø  
er der ikke registreret signifikante ændringer i undervandsvegetationen. Ve-  
sterborg Sø og Store Søgaard Sø er dog kun undersøgt henholdsvis seks og  
fire gange.

Arresø viser, på baggrund af fire undersøgelser, tendens til forbedring i RPV  
og RPA.

### 3.8 Næringsstofkilder og -balancer

Af de 18 søer, som indgår i kontrolovervågningen af udvikling er der opstil-  
let stofbalancer for alle undersøgelsesår siden 1990 for 10 søer. Punktkilde-  
belastningen er opgjort specifikt til søernes tilløbsoplande samt til afløbsop-  
landet fra 1990-2011. I år med manglende punktkildedata er anvendt interpo-  
lerede værdier.

I de beregnede næringstilførsler af kvælstof og fosfor indgår tilførsler fra de  
målte tilløb til de enkelte søer, samt en estimeret tilførsel af det diffuse bidrag  
fra det umålte opland. Det diffuse bidrag fra det målte opland er fundet som  
differensen mellem den målte transport og oplyst mængde udledt spildevand  
(rensningsanlæg, industri, dambrug, regnvandsbetinget). Det diffuse bidrag er  
herefter omsat til et vandføringsvægtet koncentrationsbidrag af kvælstof og  
fosfor, som er anvendt til beregning af det diffuse bidrag fra det umålte op-  
land på månedsbasis. I en del tilfælde opstår der herved urealistisk lave kon-  
centrationer. Dette kan skyldes udligningen af spildevandsbelastningen til

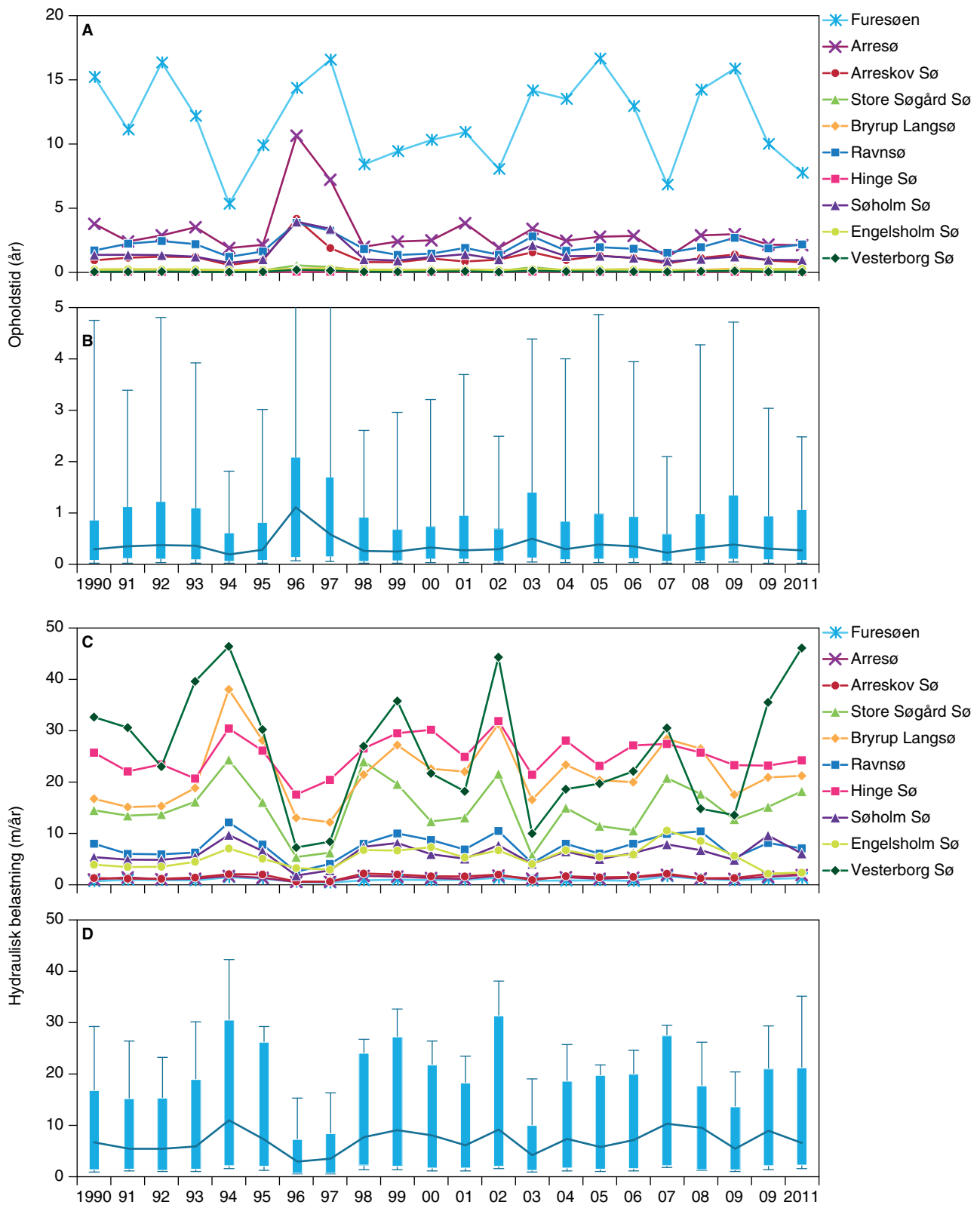
månedsværdier (årsværdien divideret med 12) samt lavere målinger i tilløbene og/eller højere spildevandsværdier end de aktuelle forhold. Det er velkendt, at fosfortransporter, der som tilfældet er her, beregnes på baggrund af punktprøvetagninger i vandløb, generelt underestimerer den 'sande transport'. I de tilfælde hvor de beregnede fosforkoncentrationer fra det diffuse bidrag bliver mindre end 0,1 mg P/l er værdien 0,1 mg P/l anvendt, mens værdien 1,0 mg N/l tilsvarende er anvendt ved kvælstofkoncentrationer fra det diffuse bidrag lavere end 1,0 mg N/l. Til sammenligning var den gennemsnitlige koncentration i vandløb i naturoplande 0,05 mg P/l og 0,12 i vandløb med landbrugsopland uden punktkilder. De tilsvarende værdier for kvælstofkoncentrationen var hhv. 1,0 mg N/l og 4,34 mg N/l (Wiberg-Larsen et al. 2012). De her anvendte beregningsprincipper til fastlæggelse af det diffuse fosfor- og kvælstofbidrag kunne optimeres ved anvendelse af modelberegnete værdier.

Dette afsnits analyser af vand- og stofbalancer samt kildeopsplitning er foretaget på de søer, der indgår i kontrolovervågningen af udvikling og som er vurderet egnede til at en betydelig del af det vand, der til -og fraføres søen, kan måles (i alt 10 søer).

### 3.8.1 Vandbalancer

Etableringen af gode vandbalancer er en vigtig forudsætning for at kunne lave pålidelige massebalanceberegninger af fosfor og kvælstof. Generelt varierer vandtilførslen betydeligt fra år til år, hvilket også påvirker tilførslen af næringsstoffer.

Mest markant i overvågningsperioden siden 1990 har været to tørre år i 1996 og 1997. Dette gav tilsvarende anledning til en lavere afstrømning (Figur 8.1) og betydeligt længere opholdstid i søerne (Figur 3.11). Året 2003 var ligeledes et relativt tørt år med relativ lang opholdstid i de fleste søer. Der er stor variation i både opholdstid og vandtilførsel, og der ses ingen generel tidslig udvikling (Figur 3.11). I 2011 afveg hverken opholdstiden eller den hydrauliske belastning markant for perioden for nogen af søerne endsige generelt set. Medianen for opholdstiden i søerne var i 2011 på 0,5 år, med et maksimum på 7,8 år i Furesøen og minimum på 0,03 år i Vesterborg Sø. Middelopholdstiden for søerne var dermed på niveau med perioden 1990-1995 (0,6 år) og lavere end i 1996-2002 (0,9) samt i perioden 2003-2010 (0,7 år).

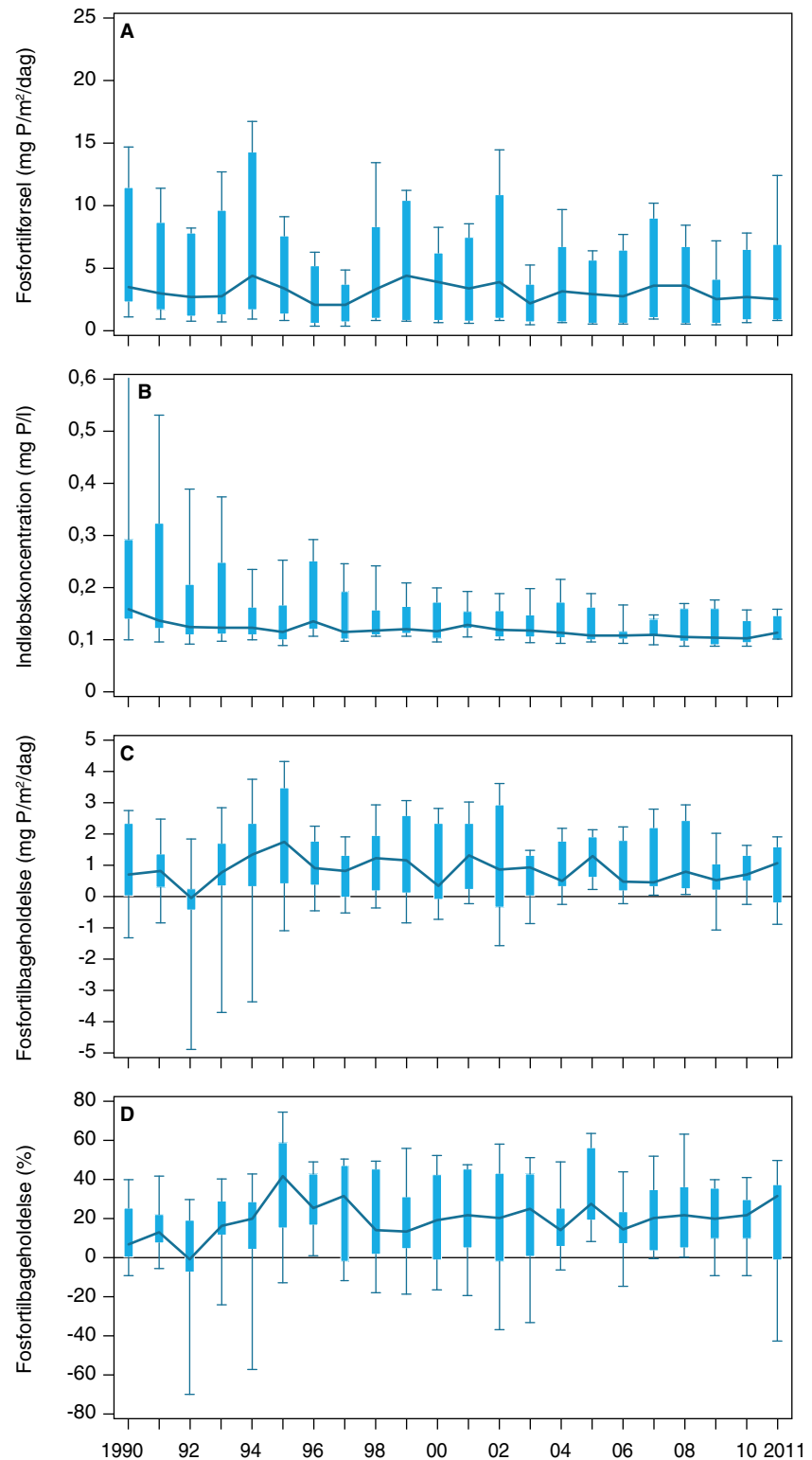


**Figur 3.11.** Opholdstid (år) for de 10 intensivt overvågede søer med stofbalancer 1990-2011; for de enkelte søer (A) samt generelt for de 10 søer (B). Hydraulisk belastning (m/år) for de 10 søer enkeltvis (C) samt generelt for de 10 søer (D). Bjælkerne i boksplottene viser 10, 25, 75 og 90 % fraktiler. Linjerne forbinder medianværdier. Den hydrauliske belastning er beregnet som den totale tilførte vandmængde per år i  $\text{m}^3$  divideret med søens overfladeareal i  $\text{m}^2$ .

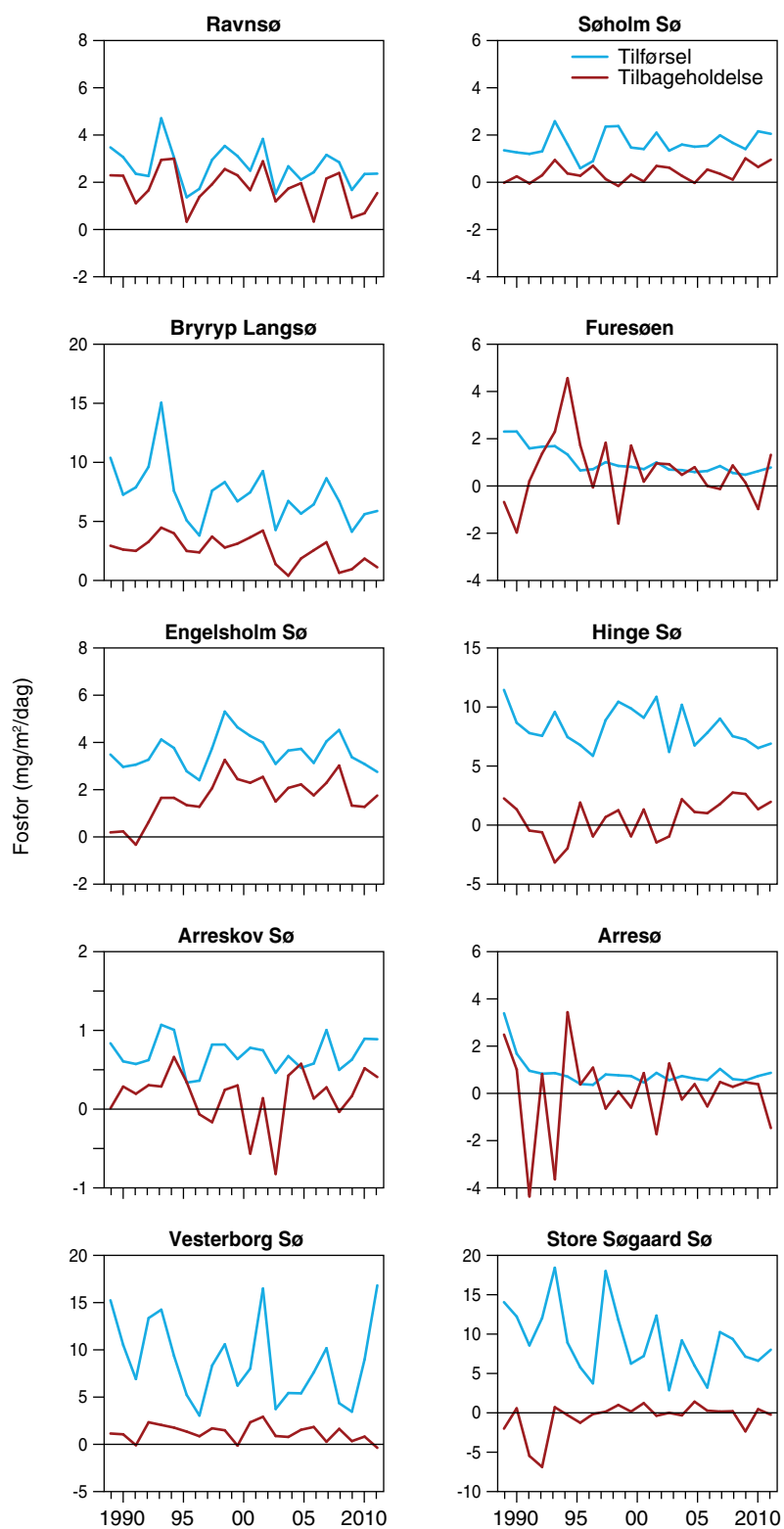
### 3.8.2 Fosforbalancer

Vandtilførslen har en væsentlig betydning for den absolutte tilførsel af fosfor, da udvaskningen fra det åbne land øges med større vandtilførsel. De to tørre år 1996 og 1997, hvor der generelt var en meget lille tilførsel af fosfor ligesom tilførslen var relativ lille i det tørre år 2003, illustrerer dette (Figur 3.12A, 3.13). Tilsvarende var fosfortilførslen høj i de våde år 1994, 1999, 2002 og til dels også i 2007 for størstedelen af søerne.

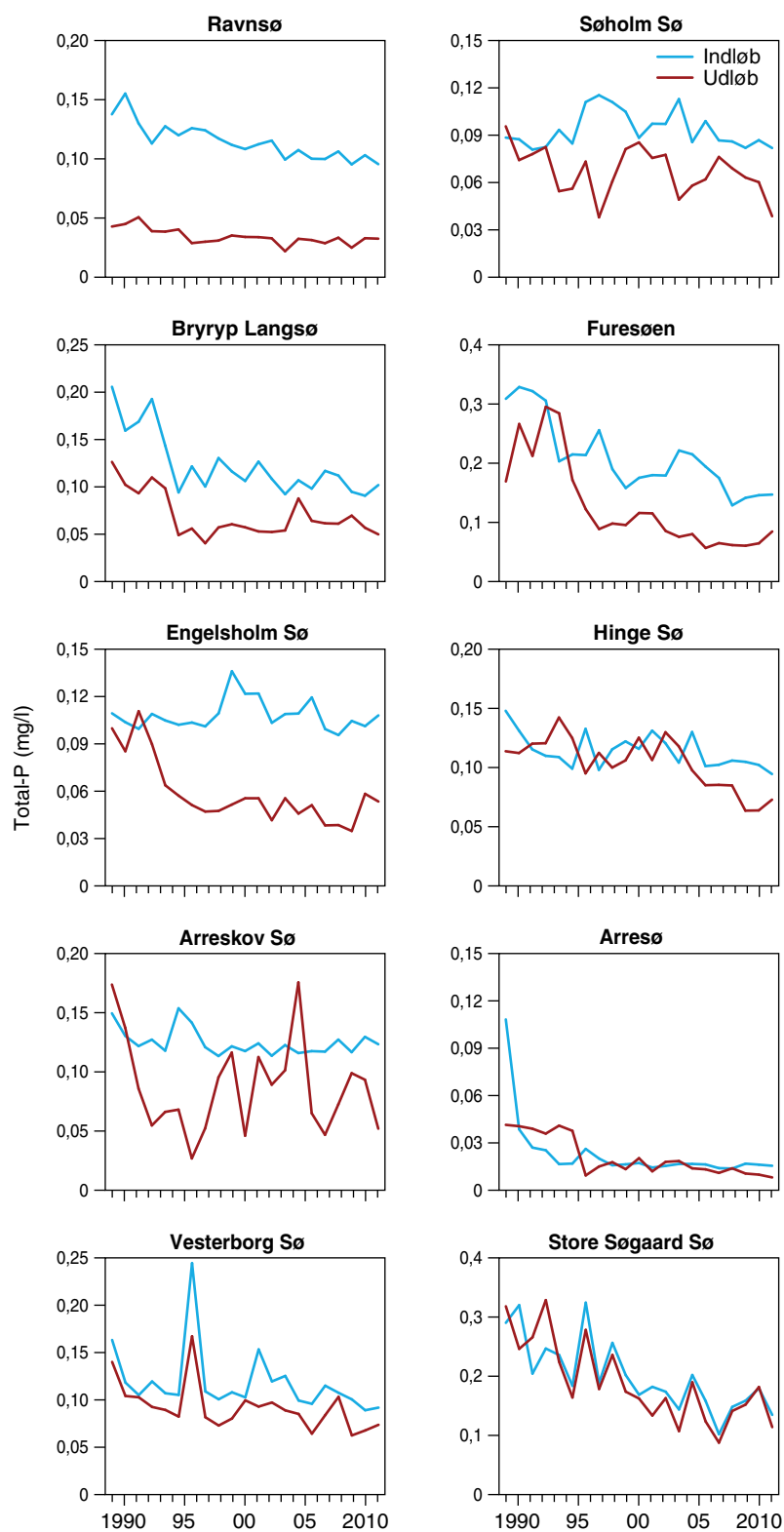
**Figur 3.12.** Fosforudviklingen i de søer, der indgår i kontrolovervågning af søernes udvikling, hvor der er beregnet stofbalancer ( $n=10$ ) i perioden 1990 til 2011. A: Total fosfortilførsel (mg P/m<sup>2</sup>/dag), B: Indløbskoncentration af totalfosfor (mg P/l), C: Fosfortilbageholdelsen (mg P/m<sup>2</sup>/dag), D: Fosfortilbageholdelse i % af tilførslen. Bjælkerne viser 10, 25, 75 og 90 % fraktiler. Linjerne forbinder medianværdier.



**Figur 3.13.** Udvikling i tilførsel og tilbageholdelse af totalfosfor (Total-P) i hver af de 10 søer, der indgår i kontrolovervågning af søernes udvikling, hvor der er beregnet stofbalancer.



**Figur 3.14.** Udvikling i den vandføringsvægtede koncentrationen af totalfosfor (Total-P) i tilført vand samt i afløb til hver af de 10 søer, der indgår i kontrolovervågning af søernes udvikling, hvor der er beregnet stofbalancer.



Den vandføringsvægtede fosforkoncentration i det vand, der strømmer til søerne, er reduceret betragteligt (Figur 3.12B, 3.14) fra et gennemsnit omkring 0,20 mg P/l i perioden 1990-1995 til 0,12 mg P/l i perioden 2002-2010 (Tabel 3.16). Den gennemsnitlige indløbskoncentration i 2011 (0,12 mg P/l) svarer dermed til niveauet for den foregående ni-års periode. I lighed med fosforindholdet i søvandet er det primært de højeste indløbskoncentrationer af fosfor, der er reduceret markant, men medianen for indløbskoncentrationen er dog faldet med 15 % fra 0,13 mg P/l i perioden 1990-1995 til 0,11 mg P/l i 2011 (Tabel 3.16). Der har været en tilsvarende ændring i tilførslen af fosfor i absolutte mængder, hvor medianen for fosfortilførslen i 2011 var 22 % lavere (2,6 mg P/m<sup>2</sup>/dag) end for perioden 1990-1995 (3,3 mg P/m<sup>2</sup> /dag) (Tabel 3.16). Nedgangen i fosforbelastningen i indløbskoncentration var signifikant for otte af de 10 søer, mens faldet i den absolutte fosforbelastning var signifikant i fire søer (Tabel 3.18)

Reduktionen i fosforkoncentrationen i indløb til søerne forklares af reducerede punktkildetilførsler, som har været markante - f.eks. spildevand fra rensningsanlæg (Figur 3.16). Reduktioner i fosforkoncentrationen i udløbet er dels et resultat af den mindre indløbskoncentration, men også af ændringer i fosfortilbageholdelsen i søerne. I starten af 1990'erne har søer med en tidligere høj belastning aflastet/frigivet en stor del af den ophobede fosforpulje. Dette kan aflæses i den relative store reduktion, der er sket i de højeste fosforkoncentrationer i udløbene i perioden 1990-1995 (Figur 3.14, tabel 3.16). Faldet i fosfortilførslen i de mest belastede søer har resulteret i, at gennemsnitskoncentrationen i udløbene er faldet med hele 52 % fra 1990-1995 frem til 2011 (tabel 3.16) og er signifikant for ni ud af 10 søer (Tabel 3.18).

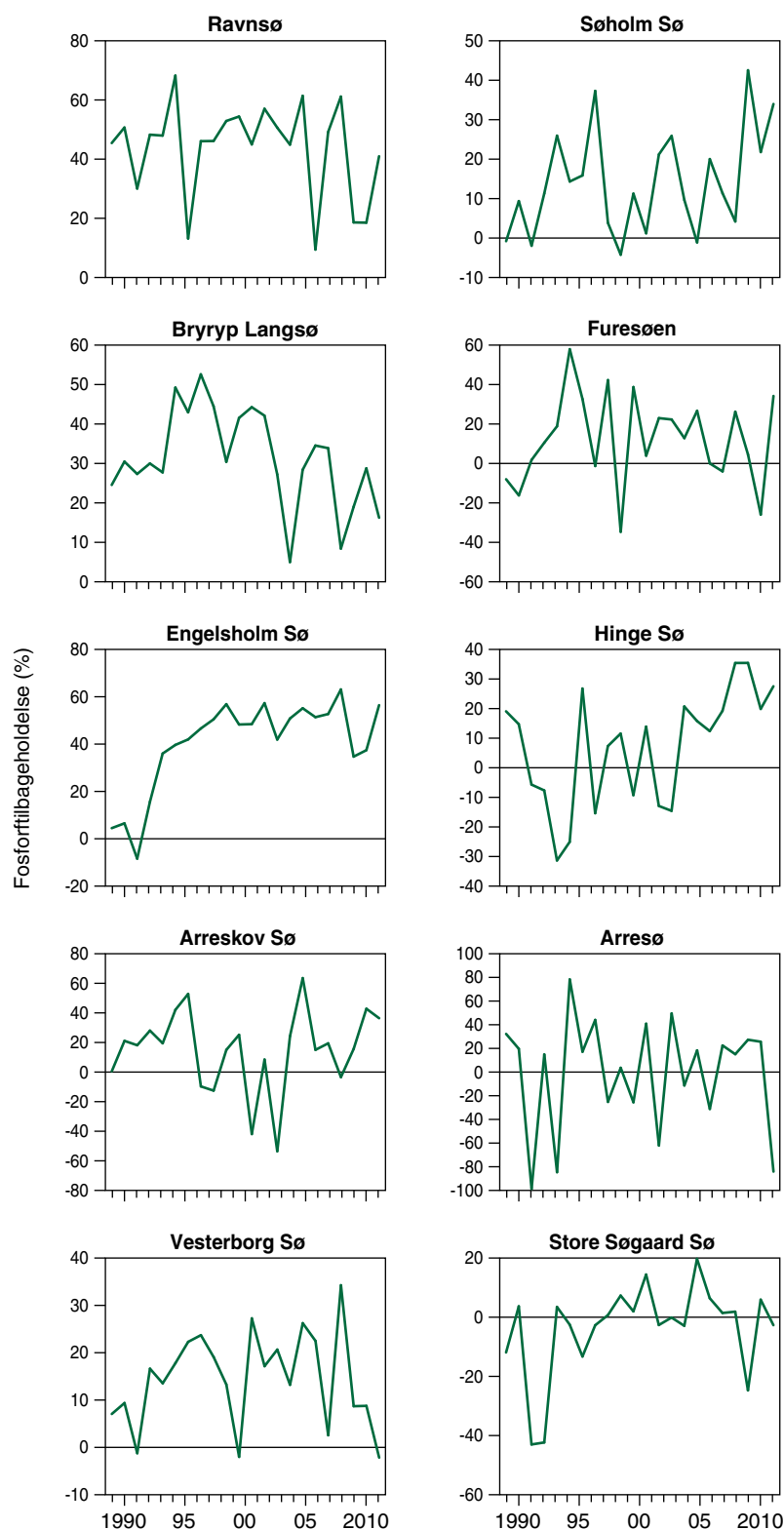
**Tabel 3.16.** Totalfosforkoncentration (Total-P konc) i indløb og udløb (mg P/l) samt fosfortilførslen (Total-P mængde (mg P/ m<sup>2</sup>/dag)) i de 10 søer, der indgår i kontrolovervågning af søernes udvikling, hvor der er beregnet stofbalancer fra 1990 til 2011 med angivelse af gennemsnit, median, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-fraktiler for perioderne 1990-1995, 1996-2002 og 2003-2010 samt 2011. Årsværdier.

|                |         | Gns.  | Min.  | 25 %  | Median | 75 %  | Max.   |
|----------------|---------|-------|-------|-------|--------|-------|--------|
| Indløb         | 1990-95 | 0,199 | 0,086 | 0,118 | 0,131  | 0,248 | 0,514  |
| Total-P konc.  | 1996-02 | 0,144 | 0,103 | 0,113 | 0,118  | 0,177 | 0,229  |
|                | 2003-10 | 0,122 | 0,090 | 0,101 | 0,105  | 0,154 | 0,189  |
|                | 2011    | 0,121 | 0,100 | 0,100 | 0,112  | 0,145 | 0,159  |
| Indløb         | 1990-95 | 5,451 | 0,786 | 1,551 | 3,300  | 9,628 | 12,369 |
| Total-P mængde | 1996-02 | 4,358 | 0,626 | 0,820 | 3,297  | 8,272 | 9,306  |
|                | 2003-10 | 3,619 | 0,635 | 0,675 | 2,962  | 6,143 | 7,657  |
|                | 2011    | 4,732 | 0,782 | 0,888 | 2,558  | 6,898 | 16,823 |
| Udløb          | 1990-95 | 0,150 | 0,043 | 0,084 | 0,100  | 0,233 | 0,392  |
| Total-P konc.  | 1996-02 | 0,094 | 0,032 | 0,054 | 0,088  | 0,111 | 0,189  |
|                | 2003-10 | 0,078 | 0,030 | 0,060 | 0,074  | 0,088 | 0,137  |
|                | 2011    | 0,072 | 0,043 | 0,044 | 0,069  | 0,079 | 0,129  |

Såvel den absolutte som den relative tilbageholdelse af fosfor i søerne har været relativt beskeden i størstedelen af søerne og fluktuerer en del gennem undersøgelsesperioden (Figur 3.13, 3.15). Tilbageholdelsen var relativ lav i begyndelsen af 1990'erne for flere søer (Figur 3.15), hvilket er et udtryk for påvirkning fra en fosforpulje ophobet i sedimentet. Medianen for fosfortilbageholdelsen var højere i perioden 2003-2010 sammenlignet med de to foregående perioder (tabel 3.17). I 2011 var fosfortilbageholdelsen også lidt højere end medianerne for de foregående år (Figur 3.12 C og D) og perioder (tabel 3.17). Arresø markerede sig dog i 2011 med høj fosforfrigivelse (reten-

tion på -84 %). Variationen i søer med høj opholdstid er dog generelt stor, og lignende frigivelser er tidligere set i søen i 1992, 1994 og 2002 (Figur 3.15). Ydermere varierer tilbageholdelsen også over sæsonen (se afsnit 5). Signifikant øget fosfortilbageholdelse sås i fire søer, mens én sø viste et signifikant fald (Tabel 3.18). Reduktioner i totalfosfor i søen samt øget sigtddybde er mekanismer, der har positiv indvirkning på tilbageholdelsen i sommermånederne som følge af øget bentisk produktion.

**Figur 3.15.** Udvikling i tilbageholdelsen af totalfosfor (%) af tilførslen af totalfosfor i hver af de 10 søer, der indgår i kontrolovervågning af søernes udvikling, hvor der er beregnet stofbalancer.



**Tabel 3.17.** Retention af totalfosfor (Total-P ret (mg P/m<sup>2</sup>/dag)) og relativ retention af totalfosfor (Total-P ret (% af tilførsel)) i hver af de 10 søer, der indgår i kontrolovervågning af søernes udvikling, hvor der er beregnet stofbalancer fra 1990 til 2011 med angivelse af gennemsnit, median, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-fraktiler for perioderne 1990-1995, 1996-2002 og 2003-2010 samt 2011. Årsværdier.

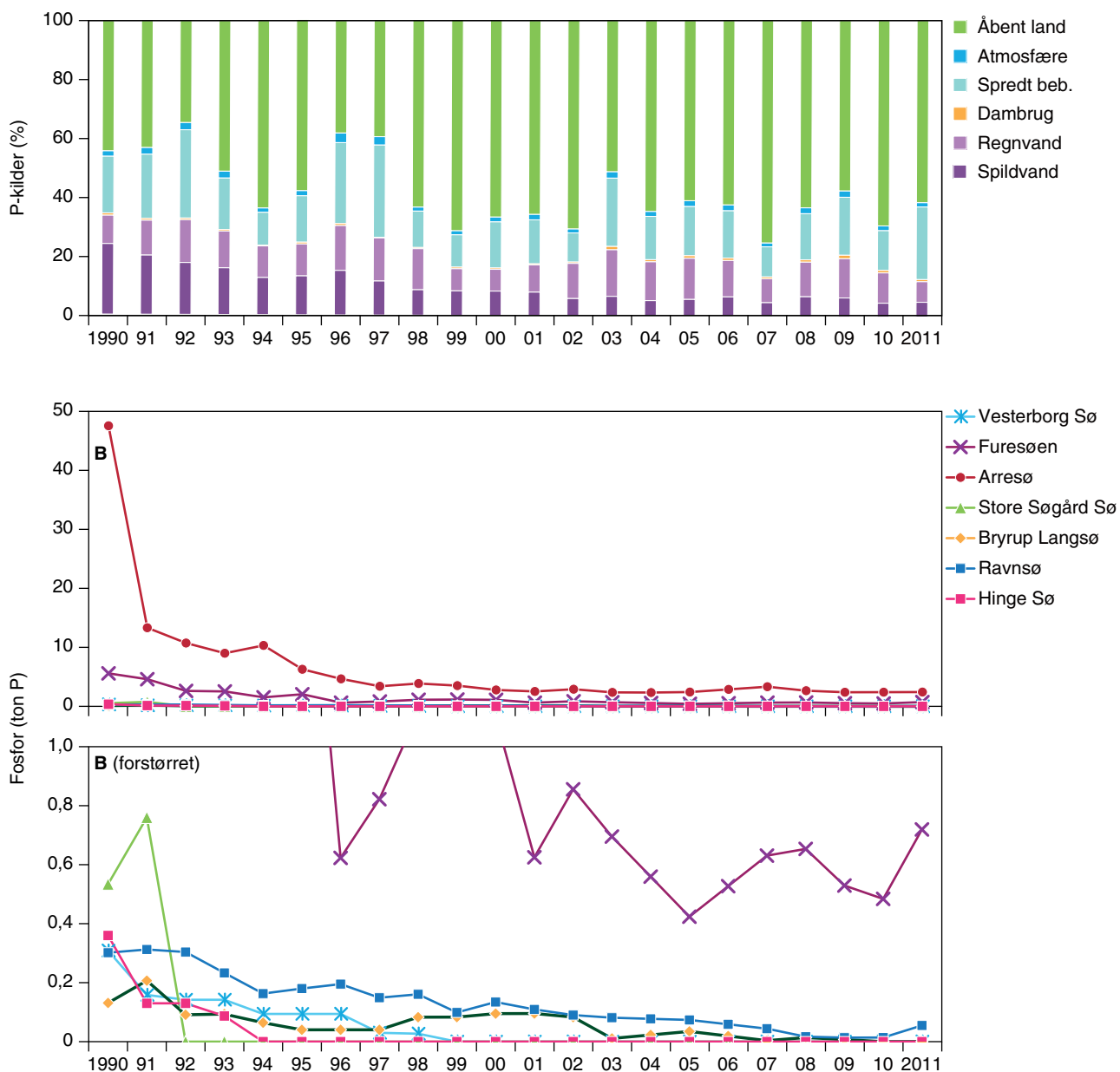
|                                            |         | Gns.  | Min.   | 25 %   | Median | 75 %  | Max.  |
|--------------------------------------------|---------|-------|--------|--------|--------|-------|-------|
| Total-P ret,<br>(mg P/m <sup>2</sup> /dag) | 1990-95 | 0,640 | -2,228 | -0,042 | 0,484  | 1,375 | 3,297 |
|                                            | 1996-02 | 1,000 | -0,080 | 0,104  | 0,481  | 1,861 | 3,191 |
|                                            | 2003-10 | 0,855 | -0,021 | 0,261  | 0,726  | 1,482 | 1,932 |
|                                            | 2011    | 0,697 | -1,469 | -0,243 | 1,033  | 1,542 | 1,968 |
| Total-P ret,<br>(% af tilførsel)           | 1990-95 | 12    | -15    | -6     | 11     | 22    | 48    |
|                                            | 1996-02 | 19    | -1     | 3      | 14     | 43    | 50    |
|                                            | 2003-10 | 20    | 1      | 14     | 17     | 23    | 48    |
|                                            | 2011    | 16    | -84    | -2     | 31     | 36    | 56    |

**Tabel 3.18.** Udviklingen i overvågningssøernes stofbalancer for totalfosfor fra 1990 til 2011. -/+, --/++, ---/+++, ----/++++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. Pi er indløbskoncentrationen i mg P/l. Pu er udløbskoncentrationen. Ptilm2 er fosfortilførslen pr. m<sup>2</sup> pr. dag. Pretm2 er den arealspecifikke fosfortilbageholdelse (mg P/ m<sup>2</sup> /dag) og Pret(%) er den relative tilbageholdelse (%).

|                     | Pi   | Pu   | Ptilm2 | Pretm2 | Pret(%) |
|---------------------|------|------|--------|--------|---------|
| Hinge Sø            | ---  | ---- | 0      | ++     | ++      |
| Ravn Sø             | ---- | --   | 0      | 0      | 0       |
| Bryrup Langsø       | ---- | --   | --     | ---    | -       |
| Engelsholm Sø       | 0    | ---- | 0      | +++    | ++++    |
| St. Søgård Sø       | ---- | ---- | -      | +      | +       |
| Arreskov Sø         | --   | 0    | 0      | 0      | 0       |
| Søholm Sø           | 0    | --   | 0      | +      | +       |
| Arresø              | ---  | ---- | -      | 0      | 0       |
| Furesøen            | ---- | ---- | ----   | 0      | 0       |
| Vesterborg Sø       | -    | --   | 0      | 0      | 0       |
| i alt +/++/+++/++++ | 0    | 0    | 0      | 4      | 4       |
| i alt -/--/---/---- | 8    | 9    | 4      | 1      | 1       |

### 3.8.3 Fosforkilder

Ud af de 18 intensivt undersøgte overvågningssøer er der sammenlignelige data for kildeopsplitning siden 1990 i 10 søer. Igennem overvågningsperioden er der sket betydelige ændringer i den relative fordeling af fosforkilderne til søerne (Figur 3.16). Den samlede tilførsel til søerne er faldet markant fordi bidraget fra spildevand totalt set er reduceret. Spildevandsbidraget varierer mellem søerne, og er i alle syv søer, der modtager spildevand, kraftigt reduceret eller afskåret helt - specielt i de første 5-10 år af overvågningsperioden (figur 3.16). Det reducerede spildevandsbidrag indebærer, at betydningen af bidraget fra det åbne land (baggrund + landbrugsbetinget) relativt bliver større og generelt er steget fra 50 % til 64 % i perioden 1990-1995 til 2002-2010, mens bidraget fra det åbne land i 2011 var på 62 % af den samlede fosforbelastning (Tabel 3.19).



**Figur 3.16.** A. Den procentuelle kildedeling for fosfortilførslen til 10 af overvågningssøerne med stoftilførselsmålinger i perioden 1990-2011. B Det aktuelle spildevandsbidrag af fosfor fra rensningsanlæg i overvågningssøerne (der er intet bidrag til Engesholm Sø, Store Søgård Sø og Arreskov Sø).

Udover tiltag til reduktion af belastningen varierer de enkelte kilders bidrag til næringsstofbelastningen fra år til år afhængigt af blandt andet mængden af nedbør og dermed afstrømningens størrelse. Den gennemsnitlige andel af den spredte bebyggelses samlede fosforbelastning til de 10 søer varierer fra 20 til 25 % over hele perioden og ligger generelt på omkring 17-18 %, men var dog i 2010 noget højere (25 %). Den gennemsnitlige tilførsel fra dambrug til søer var over hele perioden mellem 0,4 og 1 % af den totale tilførsel. Imidlertid er det kun to søer af de tilbageværende intensivt overvågede søer med stofmålinger, hvor dambrug har været placeret opstrøms. Driften opstrøms Hinge Sø blev nedlagt i 1996, og Bryrup Langsø er i dag den eneste sø, der modtager fosfortilførsel fra dambrug. Tilførslen har i overvågningsperioden ligget på 2-12 % og var i 2011 på 7 %.

**Tabel 3.19.** Den procentuelle kildefordeling for fosfortilførslen i de 10 intensivt overvågede søer med stofbalancer fra 1990 til 2011, opdelt i tre perioder samt for året 2011. Fordelingen er beregnet som gennemsnit af årsværdier for de enkelte søers procentfordeling. I tilfælde af negativt bidrag fra åbent land er værdien sat til nul.

|         | Spilde-<br>vand | Regnvand | Spredt<br>bebyg. | Dam-<br>brug | Atmos-<br>fære | Åbent<br>land |
|---------|-----------------|----------|------------------|--------------|----------------|---------------|
| 1990-95 | 17,4            | 11,8     | 19,6             | 0,6          | 2,0            | 49,6          |
| 1996-02 | 9,5             | 11,6     | 17,9             | 0,4          | 2,0            | 59,9          |
| 2003-10 | 5,9             | 12,5     | 16,4             | 0,9          | 1,9            | 63,8          |
| 2011    | 4,9             | 6,9      | 24,5             | 0,7          | 1,4            | 61,5          |

### 3.8.4 Kvælstofbalancer

Tilførslen af kvælstof til søerne afspejler i endnu højere grad end fosfor forskelle i vandafstrømningen fra år til år. De tørre år i 1996 og 1997 samt 2003 er således meget markante i udviklingen i tilførslen af kvælstof siden 1990, som generelt har vist en faldende tendens (Figur 3.17, 3.18).

Den vandføringsvægtede indløbskoncentration af kvælstof har været faldende i perioden 1990 til 2011 i størstedelen af søerne (Figur 3.17B, 3.19), signifikant i ni af 10 søer (Tabel 3.22), hvor medianen for kvælstofkoncentrationen i indløbsvandet er reduceret med ca. 35 % fra første halvdel af 1990'erne til perioden 2003-2010. Medianen for indløbskoncentration i 2011 (4,0 mg N/l) lå lidt lavere end niveauet de forudgående syv år (Tabel 3.20). Faldet i den absolutte kvælstoftilførsel (Figur 3.17A, 3.18) afspejler, trods betydelig større variation, faldet i indløbskoncentrationen med en reduktion på 38 % (median-værdier) fra perioden 1990-1995 til 2003-2010. I 2011 var den absolutte kvælstoftilførsel, som for indløbskoncentrationen, lavere end niveauet for de seneste års tilførsel (Tabel 3.20). Otte ud af 10 søer viser et signifikant fald i den absolutte kvælstoftilførsel (Tabel 3.22).

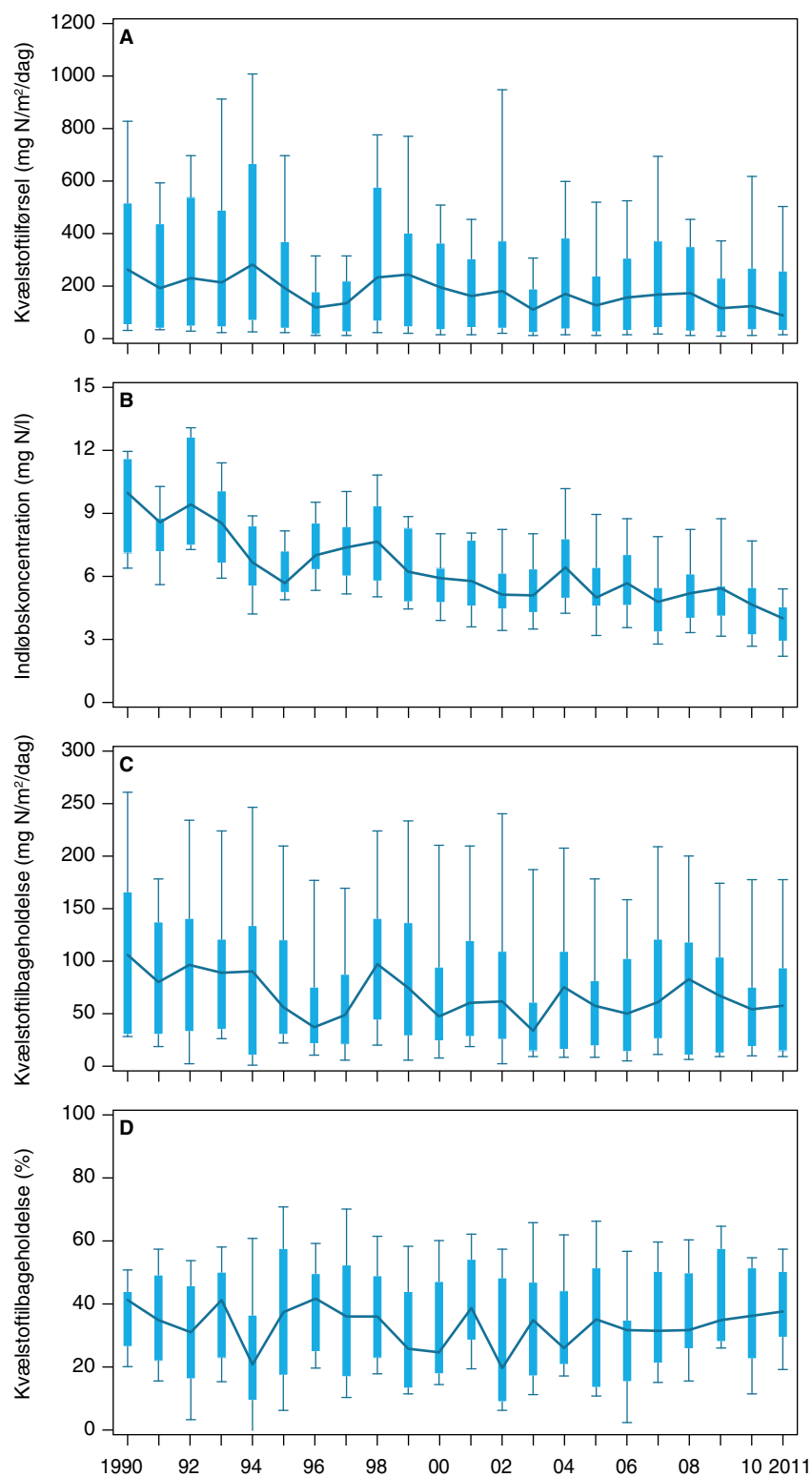
**Tabel 3.20.** Totalkvælstofkoncentration (Total-N konc.) i indløb og udløb (mg N/l) samt den totale kvælstoftilførsel (Total-N mængde (mg N/m<sup>2</sup>/dag)) i hver af de 10 søer, der indgår i kontrolovervågning af søernes udvikling, hvor der er beregnet stofbalancer 1990 til 2011 med angivelse af gennemsnit, median, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-fraktiler for perioderne 1990-95, 1996-2002 og 2003-2010 samt 2011. Årsværdier.

|                            |         | Gns. | Min. | 25 % | Median | 75 %  | Max.  |
|----------------------------|---------|------|------|------|--------|-------|-------|
| Indløb                     | 1990-95 | 8,16 | 5,96 | 6,60 | 8,19   | 10,15 | 10,34 |
| Total-N konc.              | 1996-02 | 6,57 | 4,41 | 5,27 | 6,53   | 7,83  | 8,95  |
| (mg N/l)                   | 2003-10 | 5,50 | 3,08 | 4,25 | 5,29   | 6,46  | 9,59  |
|                            | 2011    | 3,86 | 2,15 | 2,90 | 3,99   | 4,55  | 6,11  |
| Indløb                     | 1990-95 | 318  | 25   | 49   | 229    | 507   | 954   |
| Total-N mængde             | 1996-02 | 233  | 16   | 39   | 182    | 328   | 626   |
| (mg N/m <sup>2</sup> /dag) | 2003-10 | 199  | 10   | 32   | 141    | 274   | 579   |
|                            | 2011    | 176  | 11   | 31   | 89     | 258   | 645   |
| Udløb                      | 1990-95 | 4,19 | 0,89 | 2,48 | 3,81   | 5,16  | 8,39  |
| Total-N konc.              | 1996-02 | 3,02 | 0,77 | 1,72 | 2,57   | 3,77  | 6,65  |
| (mg N/l)                   | 2003-10 | 2,82 | 0,65 | 1,66 | 2,53   | 2,79  | 7,59  |
|                            | 2011    | 1,85 | 0,66 | 1,13 | 1,82   | 2,01  | 3,78  |

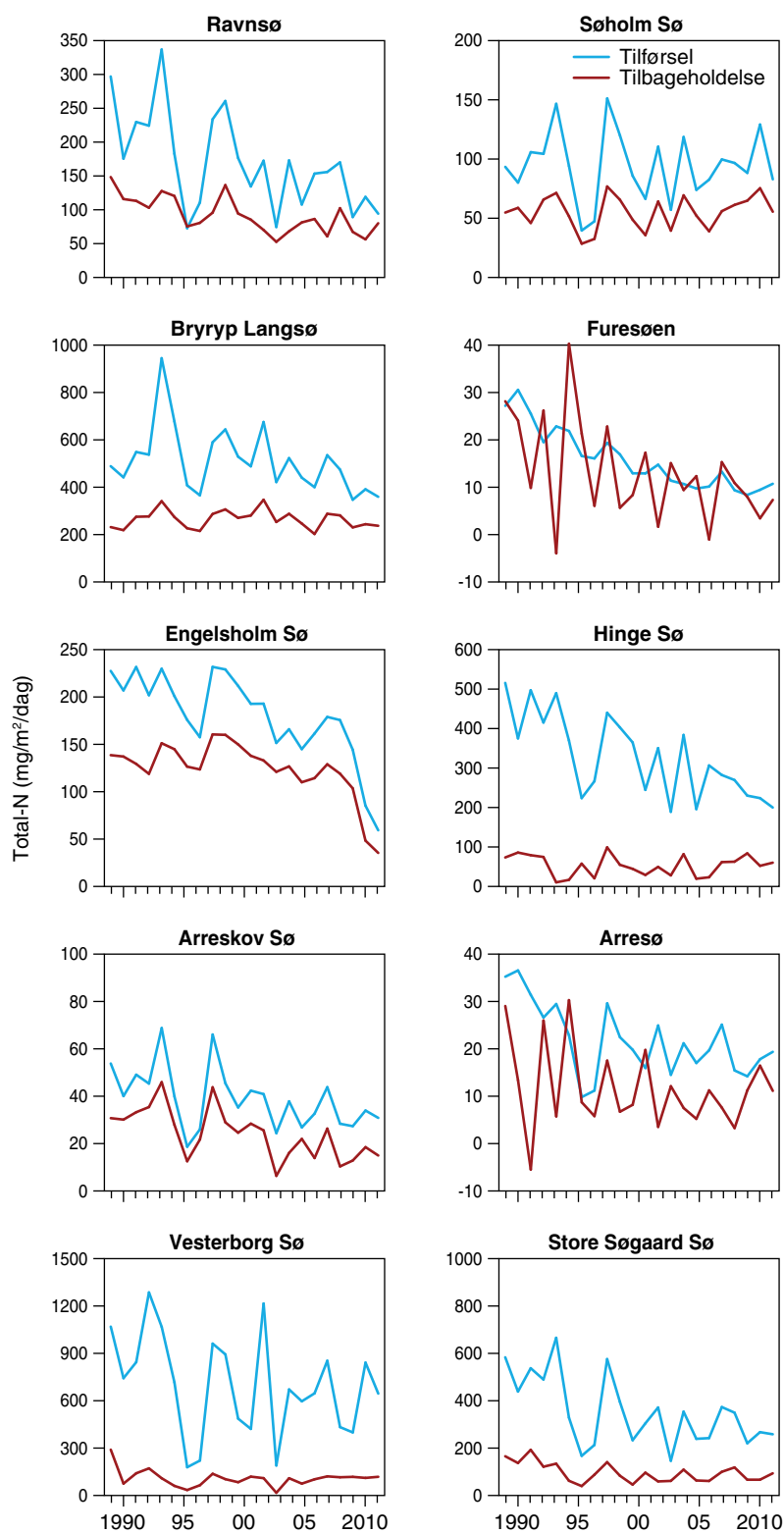
Kvælstoftilbageholdelsen varierer fra år til år. Den absolutte kvælstoftilbageholdelse afspejler den variation, der er i kvælstoftilførslen, således at der i absolutte mængder tilbageholdes mindre kvælstof i de år, hvor der også tilføres mindre mængder (Figur 3.18).

**Figur 3.17.** Kvælstofudviklingen i de søer, der indgår i kontrolovervågning af søernes udvikling, hvor der er beregnet stofbalancer i perioden 1990 til 2011, (n=10).

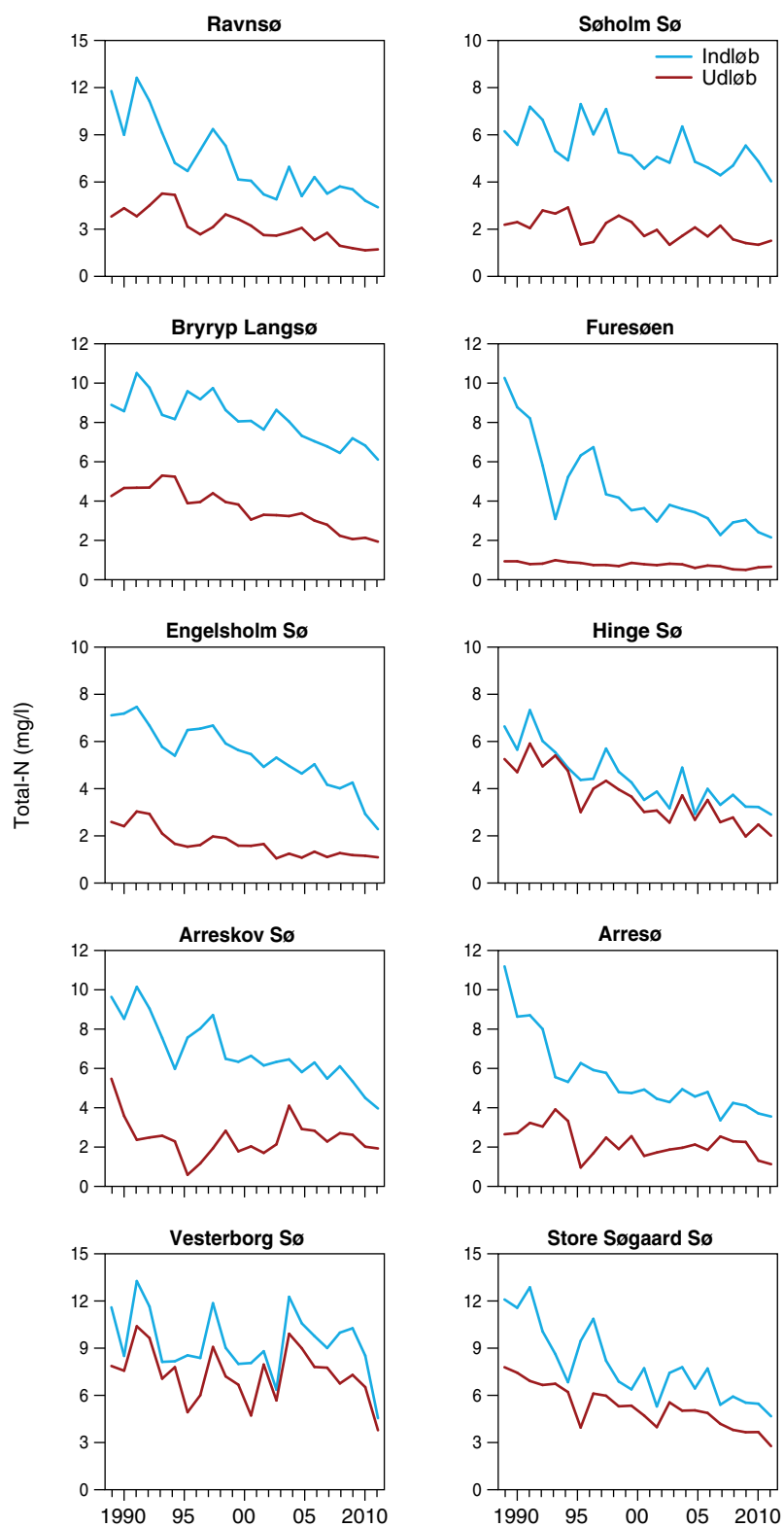
A: Total kvælstoftilførsel ( $\text{mg N/m}^2/\text{dag}^{-1}$ ), B: Indløbskoncentration af totalkvælstof ( $\text{mg N/l}$ ), C: Kvælstoftilbageholdelsen ( $\text{mg N/m}^2/\text{dag}$ ), D: Kvælstoftilbageholdelse i % af tilførslen. Bjælkerne viser 10, 25, 75 og 90 % fraktiler. Linjerne forbinder medianværdier.



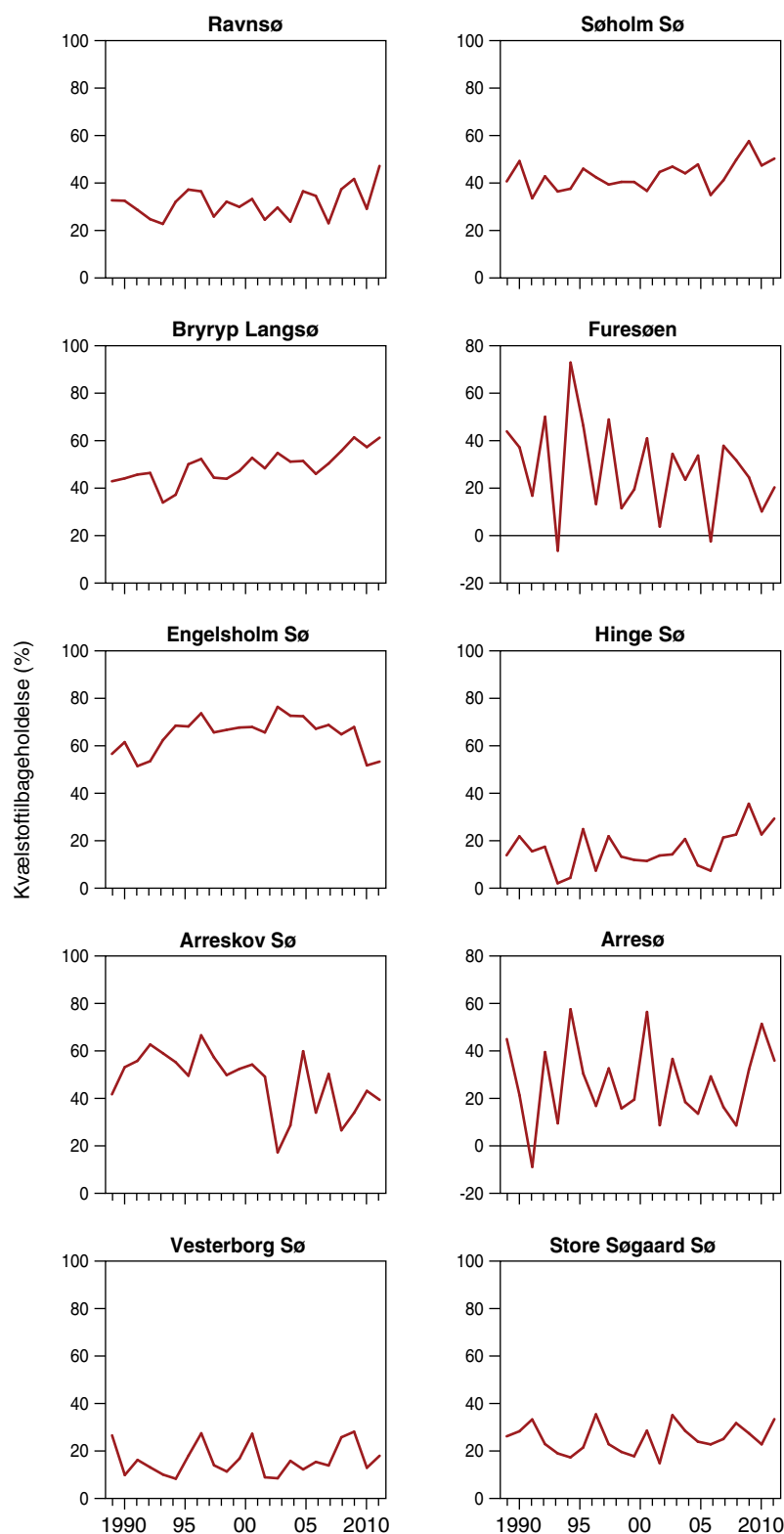
**Figur 3.18.** Udvikling i tilførsel og tilbageholdelse af totalkvælstof (Total-N) i hver af de 10 søer, der indgår i kontrolovervågning af søernes udvikling, hvor der er beregnet stofbalancer.



**Figur 3.19.** Udvikling i den vandførvingsvægtede koncentrationen af totalkvælstof (Total-N) i tilført vand samt i afløb til hver af de 10 søer, der indgår i kontrolovervågning af søernes udvikling, hvor der er beregnet stofbalancer.



**Figur 3.20.** Udvikling i tilbageholdelsen af totalkvælstof (%) i hver af de 10 søer, der indgår i kontrolovervågning af søernes udvikling, hvor der er beregnet stofbalancer.



Den absolutte kvælstoftilbageholdelse er gennemsnitligt set ca. 25 % lavere i de senere år (2003-2010) sammenlignet med niveauet i den første del af overvågningsperioden (1990-1995) (Tabel 3.21), hvilket sandsynligvis hænger sammen med en betydelig reduktion af tilførslen. Tilbageholdelsen i 2011 ligger, som for fosfor, lidt lavere end for den foregående periode. I alt fem af de 10 søer viser et signifikant fald i absolut kvælstoftilbageholdelse (Tabel 3.22). Derimod ses generelt ikke de store ændringer i den relative kvælstoftilbageholdelse i undersøgelsesperioden (Figur 3.17D, tabel 3.21). Dog var den gen-

nemsnitlige relative kvælstoftilbageholdelse i 2011 lidt højere end niveauet for overvågningsperioden generelt. Nogle søer udviser da også tendenser (signifikant i tre søer, tabel 3.22) til en forøget kvælstoftilbageholdelse i forhold til tilførslerne (Figur 3.20), hvilket sandsynligvis skyldes ændrede produktionsforhold internt i søerne.

**Tabel 3.21.** Retention af totalkvælstof (Total-N ret. (mg N/m<sup>2</sup>/dag)) og relativ retention af totalkvælstof (Total-N ret. (% af tilførsel)) i de 10 søer, der indgår i kontrolovervågning af søernes udvikling, hvor der er beregnet stofbalancer med angivelse af gennemsnit, median, minima, maksima samt 25 %- og 75 %-fraktiler for perioderne 1990-95, 1996-2002 og 2003-2010 samt 2011. Årsværdier.

|                            |         | Gns. | Min. | 25 % | Median | 75 % | Max. |
|----------------------------|---------|------|------|------|--------|------|------|
| Total-N ret.               | 1990-95 | 99   | 16   | 34   | 90     | 137  | 270  |
| (mg N/m <sup>2</sup> /dag) | 1996-02 | 83   | 10   | 27   | 65     | 93   | 276  |
|                            | 2003-10 | 75   | 9    | 16   | 65     | 96   | 254  |
|                            | 2011    | 71   | 7    | 15   | 58     | 93   | 237  |
| Total-N ret.               | 1990-95 | 34   | 13   | 24   | 32     | 42   | 59   |
| (% af tilførsel)           | 1996-02 | 35   | 15   | 23   | 29     | 48   | 68   |
|                            | 2003-10 | 35   | 17   | 24   | 30     | 46   | 68   |
|                            | 2011    | 39   | 18   | 29   | 38     | 50   | 61   |

**Tabel 3.22.** Udviklingen i overvågningssøernes stofbalancer for totalkvælstof fra 1990 til 2011. -/+, -/++, -/+ ++, -/+ +++ svarer til reduktion/forøgelse på henholdsvis 10, 5, 1 og 0,1 % signifikansniveau. 0 angiver, at der ikke har været nogen signifikant ændring. Ni er indløbskoncentrationen i mg N/ l. Nu er udløbskoncentrationen. Ntilm2 er kvælstoftilførslen pr. m<sup>2</sup>/dag. Nretm2 er den arealspecifikke kvælstoftilbageholdelse (mg N/ m<sup>2</sup>/dag) og Nret(%) er den relative tilbageholdelse (%).

|                      | Ni   | Nu   | Ntilm2 | Nretm2 | Nret(%) |
|----------------------|------|------|--------|--------|---------|
| Hinge Sø             | ---- | ---- | ----   | 0      | +       |
| Ravn Sø              | ---- | ---- | ---    | ----   | 0       |
| Bryrup Langsø        | ---- | ---- | --     | 0      | ++++    |
| Engelsholm Sø        | ---- | ---- | ----   | ---    | 0       |
| St. Søgård Sø        | ---- | ---- | --     | --     | 0       |
| Arreskov Sø          | ---- | 0    | --     | ---    | --      |
| Søholm Sø            | ---  | ---  | 0      | 0      | ++      |
| Arresø               | ---- | --   | --     | 0      | 0       |
| Furesøen             | ---- | ---- | ----   | -      | 0       |
| Vesterborg Sø        | 0    | 0    | 0      | 0      | 0       |
| i alt +/+ /+++ /++++ | 0    | 0    | 0      | 0      | 3       |
| i alt -/- /--- /---- | 9    | 8    | 8      | 5      | 1       |

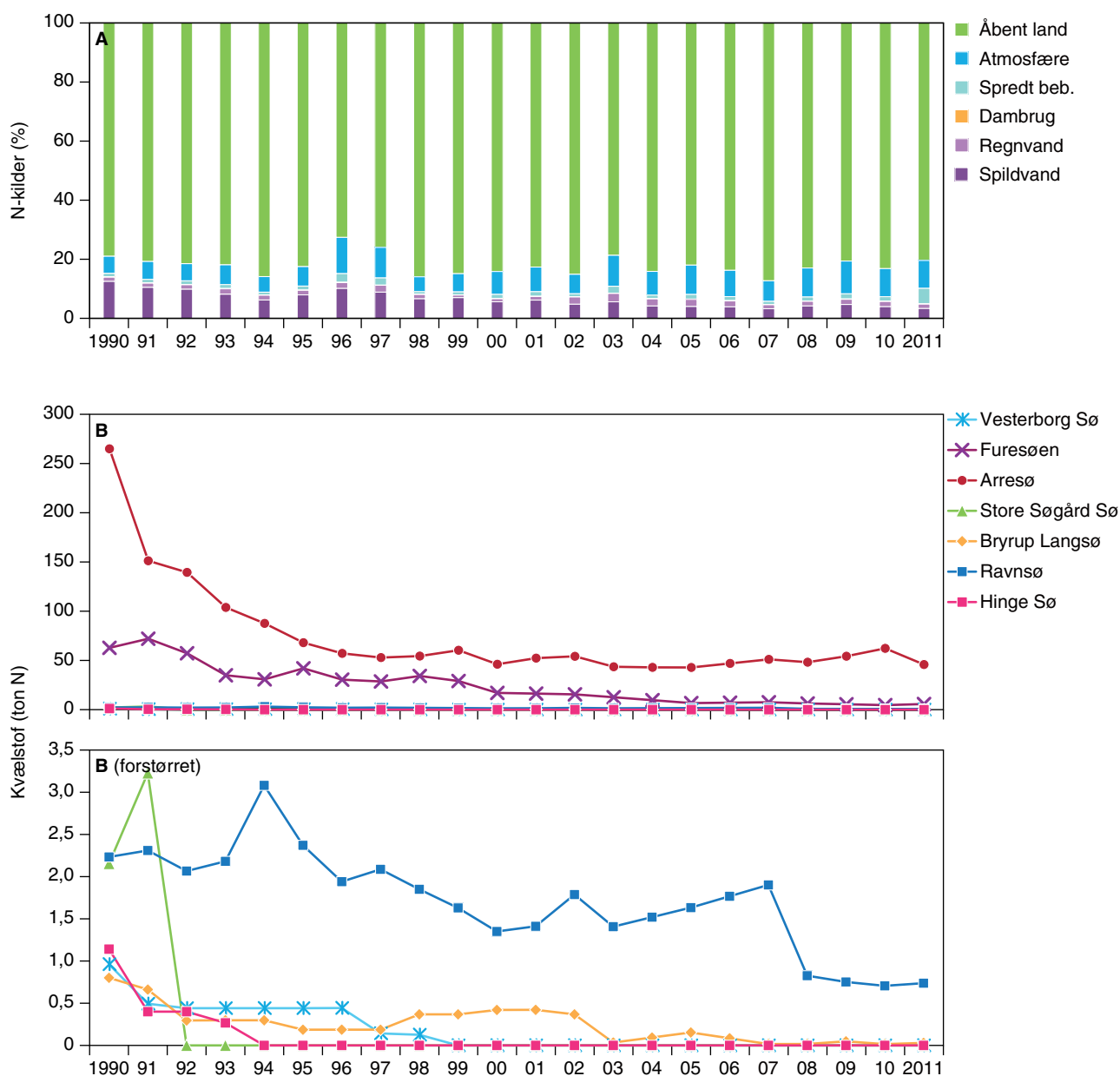
### 3.8.5 Kvælstofkilder

Kvælstofbelastningen fra det åbne land (primært landbrugsbidrag, men også baggrund) udgjorde i 2011 ca. 80 % af den totale tilførsel (Tabel 3.23) i de 10 søer med kildeopsplitning. Trods tæt på en halvering af den samlede tilførsel har andelen fra det åbne land været tilnærmelsesvis konstant siden 1990 (Figur 3.21A). Det atmosfæriske bidrag er den næststørste kilde med en gennemsnitlig andel på 6-10 % i perioden 1990-2011. Spildevand, regnvandsbetingede tilledninger og spredt bebyggelse er som gennemsnit mindre væsentlige kilder til kvælstoftilførslen til søerne. Det kan noteres, at kvælstofbidraget fra spildevand er faldet betragteligt i de syv spildevandsbelastede søer (figur 3.21B). Dermed er den gennemsnitlige spildvandsbe-

lastning for de 10 søer halveret fra ca. 9 til ca. 3 % i overvågningsperioden siden 1990 i de 10 søer (tabel 3.23).

**Tabel 3.23.** Den procentuelle kildefordeling for kvælstoftilførslen i de 10 intensivt overvågede søer med stofbalancer fra 1990 til 2011, opdelt i tre perioder samt for året 2011. Fordelingen er beregnet som gennemsnit af årsværdier for de enkelte søers procentfordeling.

|         | Spilde-<br>vand | Regn-<br>vand | Spredt<br>bebyg. | Dam-<br>brug | Atmos-<br>fære | Åbent<br>land |
|---------|-----------------|---------------|------------------|--------------|----------------|---------------|
| 1990-95 | 9,2             | 1,6           | 1,2              | 0,1          | 6,0            | 81,9          |
| 1996-02 | 7,0             | 1,6           | 1,6              | 0,1          | 8,1            | 81,6          |
| 2003-10 | 4,2             | 2,0           | 1,5              | 0,1          | 9,3            | 82,8          |
| 2011    | 3,3             | 1,5           | 5,3              | 0,1          | 9,5            | 80,4          |



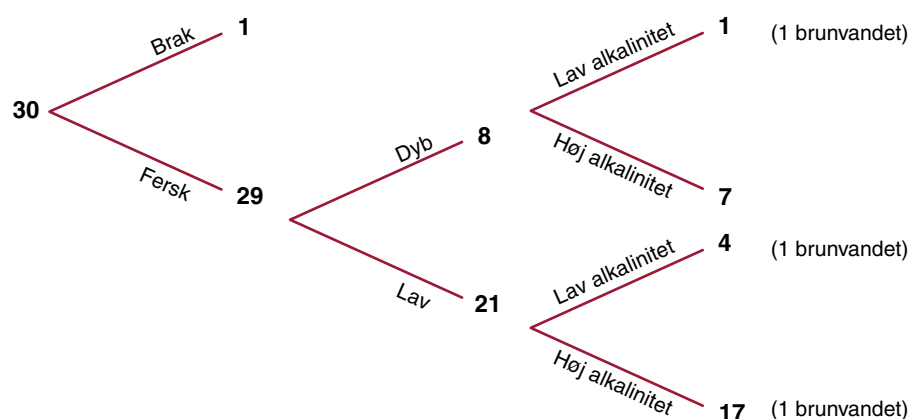
**Figur 3.21.** A. Den procentuelle kildefordeling for kvælstoftilførslen til 10 af overvågningssøerne med stoftilførselsmålinger i perioden 1990-2011. B Det aktuelle bidrag spildevandsbidrag af kvælstof fra rensningsanlæg i overvågningssøerne (der er intet bidrag til Engelsholm Sø, Store Søgård Sø og Arreskov Sø).

## 4 Kontrolovervågning af søernes tilstand

Overvågning af de danske søers generelle økologiske og kemiske tilstand foretages i 150 søer >5 ha i løbet af perioden 2011-2015, dvs. ca. 30 søer undersøges hvert år.

Denne del af rapporten giver en overordnet status for de 30 søer, der er undersøgt i 2011 (den nuværende NOVANA-periodes første år) samt et overordnet overblik over udviklingstendensen i disse søer sammenlignet med den forrige NOVANA-periode (2004-2009). Dette er muligt, da de 150 søer, der indgår i kontrolovervågning af søernes tilstand, er en delmængde af de tidligere undersøgte Ekstensiv-1 søer samt søer, der tidligere indgik i "Det intensive program" i NOVANA-perioden 2004-2009. De undersøgte søer i 2011 repræsenterer flere forskellige søtyper, herunder brakvandssøer (Figur 4.1). Det begrænsede antal undersøgte søer i 2011 (30) gør det ikke muligt at definere den overordnede tilstand og udviklingstendens på søtypeniveau. Ydermere er de 30 søer ikke nødvendigvis et repræsentativt udsnit af de 150 søer, der er udvalgt på geografisk stratificeret vis. Dette tages der forbehold for ved vurderingerne i denne rapport.

**Figur 4.1.** Fordeling af søer, der indgår i kontrolovervågningen for tilstand i 2011, i søtyper baseret på salinitet ( $>0.5\text{ ‰}$ ), middeldybde ( $>3\text{ m}$ ), alkalinitet ( $>0.2\text{ meq/l}$ ) og farvetal ( $>100\text{ pt/l}$ ).



### 4.1 Generel tilstand

De 30 søer, der i 2011 blev undersøgt med henblik på tilstandsvurdering repræsenterer i alt syv søtyper, defineret ud fra salinitet, middeldybde, alkalinitet og farvetal (Figur 4.1). Størstedelen af søerne repræsenterer den typiske danske sø: fersk, lavvandet, alkalint og ingen humusstoffer af nævneværdig grad (udtrykt ved farvetal). Tabel 4.1 giver den samlede oversigt over de undersøgte søer og deres vandkemiske og biologiske forhold. Søernes geografiske placering er vist i figur 4.2. Søernes areal spænder fra en nedre arealgrænse på 5 ha op til 533 ha. Størstedelen er lavvandede søer (median for middeldybde er 1,5 meter og gennemsnittet 2,5 meter), men også dybe søer med en maksimaldybde på op til 31 meter forekommer.

**Tabel 4.1.** Oversigt over kemiske og biologiske data fra de 30 søer (sommerværdier) undersøgt i 2011. <sup>1)</sup>gedde+aborre+sandart>10 cm, <sup>2)</sup>skalle+rudskalle+brasen+hybrider

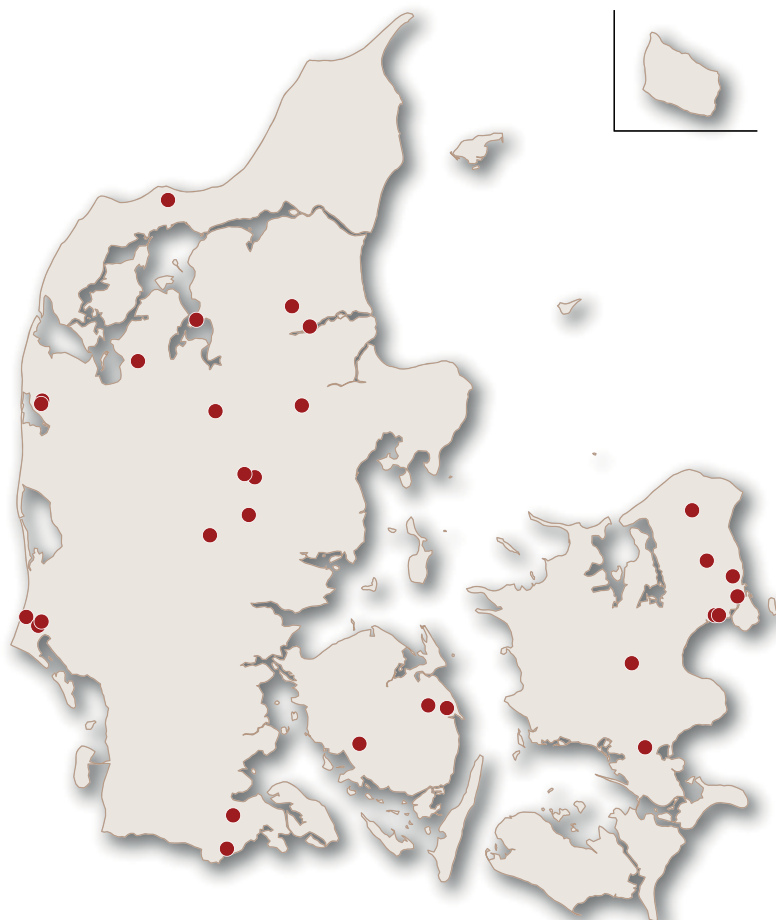
|                                                    | Gns.  | Median | Min.  | Maks. | Antal søer |
|----------------------------------------------------|-------|--------|-------|-------|------------|
| Oplandsareal (km <sup>2</sup> )                    | 47,9  | 5,5    | 0,01  | 945,0 | 29         |
| Søareal (ha)                                       | 59    | 16     | 5     | 533   | 30         |
| Middeldybde (m)                                    | 2,5   | 1,5    | 0,5   | 13,1  | 30         |
| Maksimumsdybde (m)                                 | 5,3   | 3,2    | 1,3   | 31,0  | 30         |
| Totalfosfor (mg P/l)                               | 0,102 | 0,062  | 0,022 | 0,432 | 30         |
| Totalkvælstof (mg N/l)                             | 1,01  | 0,88   | 0,48  | 3,02  | 30         |
| Sigtdybde (m)                                      | 1,4   | 1,2    | 0,3   | 4,1   | 30         |
| Klorofyl <i>a</i> (µg/l)                           | 49    | 26     | 5     | 260   | 30         |
| Alkalinitet (meq/l)                                | 1,86  | 1,78   | 0,01  | 3,79  | 30         |
| pH                                                 | 8,0   | 8,3    | 5,8   | 9,4   | 26         |
| Farvetal (mg Pt/l)                                 | 42    | 29     | 6     | 126   | 30         |
| Suspenderet stof (mg/l)                            | 14    | 10     | 2     | 89    | 27         |
| Konduktivitet (mS/m)                               | 126   | 44     | 7     | 931   | 26         |
| Salinitet (‰)                                      | -     | -      | 0,05  | 5,18  | 8          |
| Total planteplankton biomasse (mm <sup>3</sup> /l) | 13,1  | 5,2    | 0,6   | 89,2  | 30         |
| Blågrønalger (mm <sup>3</sup> /l)                  | 5,1   | 2,0    | 0,0   | 32,3  | 30         |
| Grønalger (mm <sup>3</sup> /l)                     | 0,8   | 0,2    | 0,0   | 8,2   | 30         |
| Kiselalger (mm <sup>3</sup> /l)                    | 0,7   | 0,2    | 0,0   | 3,9   | 30         |
| Rekylalger (mm <sup>3</sup> /l)                    | 0,5   | 0,1    | 0,0   | 3,5   | 30         |
| Furealger (mm <sup>3</sup> /l)                     | 5,4   | 0,1    | 0,0   | 85,2  | 30         |
| Gulalger (mm <sup>3</sup> /l)                      | 0,0   | 0,0    | 0,0   | 0,7   | 30         |
| Relativt plantedækket areal (%)                    | 18,9  | 8,5    | 0,0   | 80,1  | 30         |
| Relativt plantedækket volumen (%)                  | 7,7   | 1,8    | 0,0   | 62,3  | 30         |
| Antal arter af undervandsplanter                   | 10,4  | 9      | 1     | 29    | 28         |
| Plantedybdegrænse (m)                              | 2,5   | 1,9    | 0,3   | 8,0   | 28         |
| Fisk CPUE (antal/net)                              | 92    | 64     | 0     | 368   | 30         |
| Fisk CPUE biomasse (kg/net)                        | 3,2   | 2,8    | 0,0   | 9,2   | 30         |
| Andel af rovfisk <sup>1)</sup> antal (%)           | 25    | 17     | 0     | 98    | 30         |
| Andel af rovfisk <sup>1)</sup> biomasse (%)        | 35    | 29     | 0     | 100   | 29         |
| Andel af karpefisk <sup>2)</sup> antal (%)         | 40    | 42     | 0     | 98    | 30         |
| Andel af karpefisk <sup>2)</sup> biomasse (%)      | 44    | 54     | 0     | 86    | 29         |

Søerne repræsenterer en næringsgradient fra de næringsfattige (minimumsværdi for totalfosfor på 0,022 mg P/l) søer til eutrofe søer (op til 0,432 mg P/l). De næringsfattige søer med lavt klorofyl *a* indhold havde typisk lav total planteplanktonbiomasse (enkelte med relativ høj andel af gulalger (> 3%)), relativ lav fiskeforekomst, udtrykt ved CPUE (vægt og antal) samt en høj andel af rovfisk. De lavvandede næringsfattige søer havde overvejende stor plantedækning med mange forskellige undervandsarter.

De eutrofe søer havde typisk høj planteplanktonbiomasse hvoraf størstedelen bestod af blågrønalger og grønalger og desuden furealger i de næringsrige dybe søer. Der var generelt ingen eller kun lidt plantedække. En enkelt eutrof sø havde dog mere end 25% plantedække, men også en middeldybde under 1 m, hvilket er fordelagtigt for undervandsplanter. Fiskemængden var stor og andelen af store rovfisk generelt lav. Overordnet er de fleste af de 30 søer i 2011 moderat næringsrige (totalfosfor sommermedian på 0,062 mg P/l) med lille sigtdybde (median på 1 meter) og et relativt højt klorofyl *a* niveau i sommerperioden (median på 26 µg/l). Størstedelen af søerne havde en lav-middel plantedækningsgrad (median på 8,5 %), dog havde 23 % af søerne en plantedækningsgrad på mere end 30%. Forekomsten af fisk var generelt moderat høj (median på 64 fisk pr. net) og domineret af karpefisk

(Tabel 4.1). Generelt var tilstanden i de 30 søer undersøgt i 2011 overvejende næringsrig. Det skal dog bemærkes at de rapporterede søer kun udgør en femtedel af søerne, der indgår i kontrolovervågning af søers tilstand, hvorfor denne generelle vurdering må tages med forbehold.

**Figur 4.2.** Geografisk placering af søer, der indgår i kontrolovervågningen for tilstand i 2011.

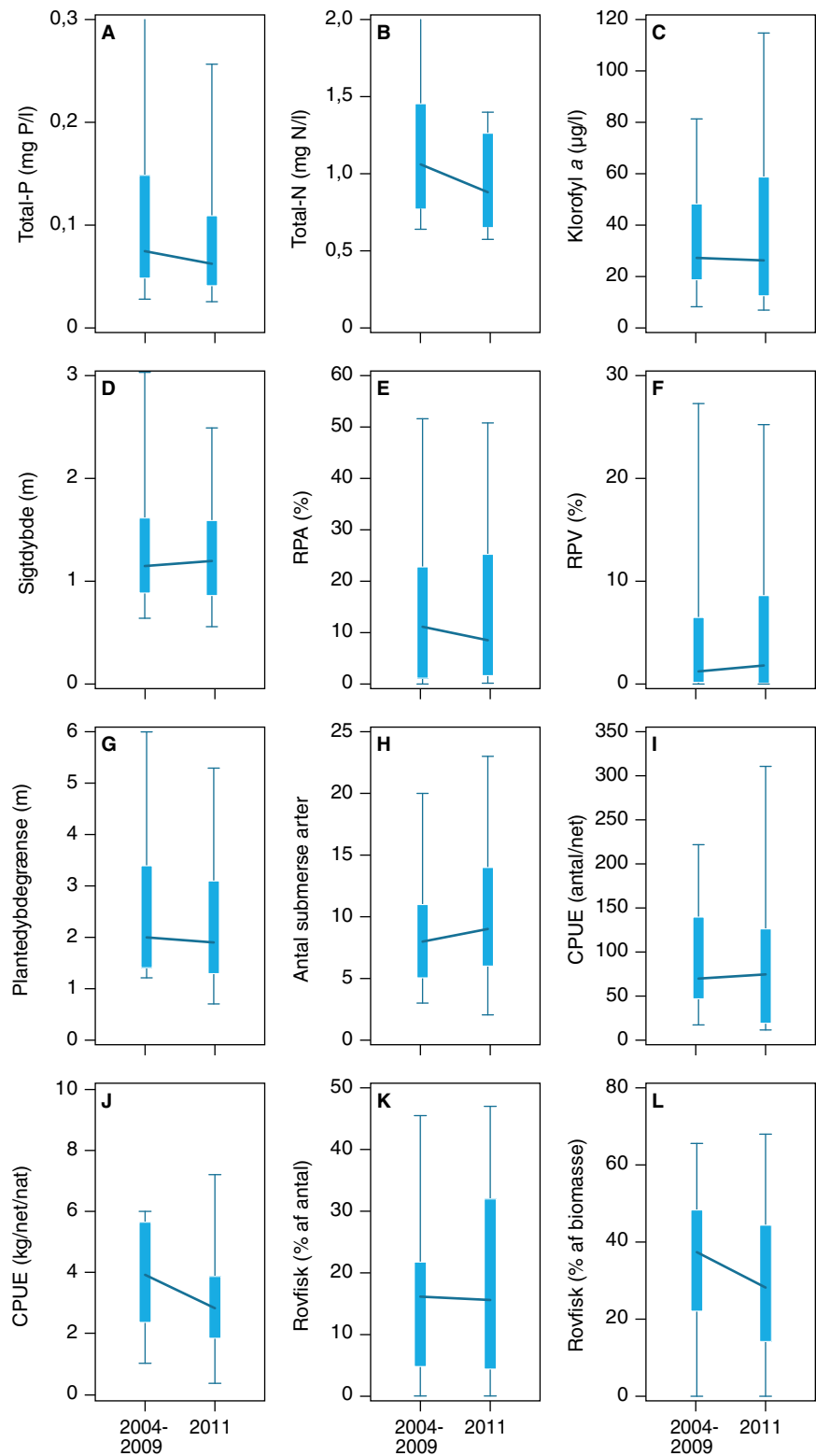


## 4.2 Udviklingstendenser

De 30 søer er foruden 2011 typisk undersøgt to gange i perioden 2004-2009 for de kemiske parametre samt undervandsplanter, mens fiskebestanden er undersøgt én gang i perioden 2004-2009. Planteplankton er ikke undersøgt i den tidligere NOVANA-periode. Sammenlignes resultaterne fra den seneste undersøgelse i 2004-2009 med dem fra 2011 er der gennemsnitligt set ikke sket de store ændringer i de 30 søer (Figur 4.3). Dog er medianen for totalfosfor og kvælstof faldet lidt (hhv. 12 og 182  $\mu\text{g/l}$  (svarende til 17 %), som følge af reduktioner i de mest næringsrige af søerne, hvilket dog ikke er nok til at slå igennem på klorofyl *a* og sigtddybden, hvor medianerne stort set er uændrede, mens 75 og 90 % fraktilen for klorofyl *a* er højere. Ligeledes er der ingen nævneværdig udviklingstendens i undervandsvegetationen. Medianen for plantedækket areal var ca. 2,5 % lavere i 2011 end for de foregående år, det plantefyldte volumen var 0,6 % højere og antallet af arter øget med én art. Fiskebestanden var antalsmæssigt generelt på niveau med den foregående periode (enkelte søer viste dog noget højere værdier) mens der vægtmæssigt ser ud til at være en faldende tendens (reduktion på knap 2 kg/net for 75 % fraktilen), især i søer med relativ høj næringsværdi ( $>0,05 \text{ mg P/l}$ ) og høj CPUE. Faldet i disse søer skyldes overvejende færre store rovfisk, hvilket også afspejles i medianen for biomasse af den relative andel af rovfisk, der er faldet fra 37 til 28 %.

**Figur 4.3.** Udviklingstendenser fra perioden 2004-2009 til 2011 i kemiske (sommergennemsnit) og biologiske parametre i de 30 søer, der indgår i kontrolovervågning af tilstand i 2011.

A: Totalfosfor (Total P (mg/l)), B: Totalkvælstof (Total N (mg/l)), C: Klorofyl a ( $\mu\text{g/l}$ ), D: Sigtdybde (m), E: Undervandsplantedækket (% af søens areal), F: Undervandsplantevolumen (% af søens volumen), G: Plantedybdegrænse (m), H: Antal undervandsplantearter, I: Antal af fisk (CPUE antal/net/nat), J: Biomasse af fisk (CPUE kg/net/nat), K: Andel af rovfisk (gedde + aborre større end 10 cm) (% , antal), L: Andel af rovfisk (gedde + aborre større end 10 cm) (% , biomasse). Bjælkerne i boksplottene viser 10, 25, 75 og 90 % fraktiler. Linjerne forbinder medianværdier.



## 5 Sediment og intern fosforbelastning i søer

Sedimentet spiller en vigtig rolle for næringsstofkredsløbet i søer og har derved også stor indflydelse på vandkvaliteten. I søerne sker der til stadighed en sedimentation af de partikler, som enten tilføres søen udefra – ofte i uorganisk form – eller af det organiske stof, der produceres inde i søen. I sedimentet vil en større eller mindre del af det organiske stof omsættes og næringsstofferne (kulstof, fosfor, kvælstof, silicium, mfl.) frigives. I første omgang sker frigivelsen i sedimentet – typisk i sedimentoverfladen, hvor der er oxiderende stoffer til stede (fortrinsvis ilt, nitrat og sulfat), men en del af de frigivne næringsstoffer kan afhængig af bindingsforhold evt. vende tilbage til søvandet via en række forskellige transportmekanismer (se evt. Søndergaard, 2007 for en mere detaljeret beskrivelse af disse forhold).

Især forhold omkring optagelse og frigivelse af fosfor har haft stor bevågenhed, fordi fosfor anses som det hyppigst begrænsende næringsstof for primærproduktionen i søer. Således er de nuværende vandplaner udarbejdet på grundlag af søernes indhold af klorofyl *a* og den tætte kobling til fosforkoncentrationen. Samtidigt har fosfor også den egenskab, at den kan ophobes i række forskellige organiske og uorganiske former i sedimentet, og at denne ophobning blandt andet er afhængig af den eksterne fosforbelastning. Det har betydet, at man i en årrække, efter at den eksterne fosforbelastning til søer er blevet reduceret, kan risikere, at søsedimentet fungerer som en fosforkilde i stedet for, som under normale ligevægtsforhold, som et sted, hvor fosfor tilbageholdes. I tidligere overvågningsrapporter er det blandt andet vist, hvordan sommerkoncentrationen i de næringsrige, lavvandede søer typisk øges til værdier, som er 2-3 gange højere end den gennemsnitlige vinterkoncentration, fordi der om sommeren frigives fosfor fra sedimentet (Jensen et al., 1998).

I dette afsnit kigger vi lidt nærmere på nogle af de sedimentdata, der gennem årene er indsamlet, og prøver at sammenholde disse data med de vandkemiske forhold. Sedimentdata fra overvågningssøerne samt forhold vedr. fosfor- og kvælstoftilbageholdelse er tidligere beskrevet i blandt andet Jensen et al. (1997, 1998, 2001 og 2004).

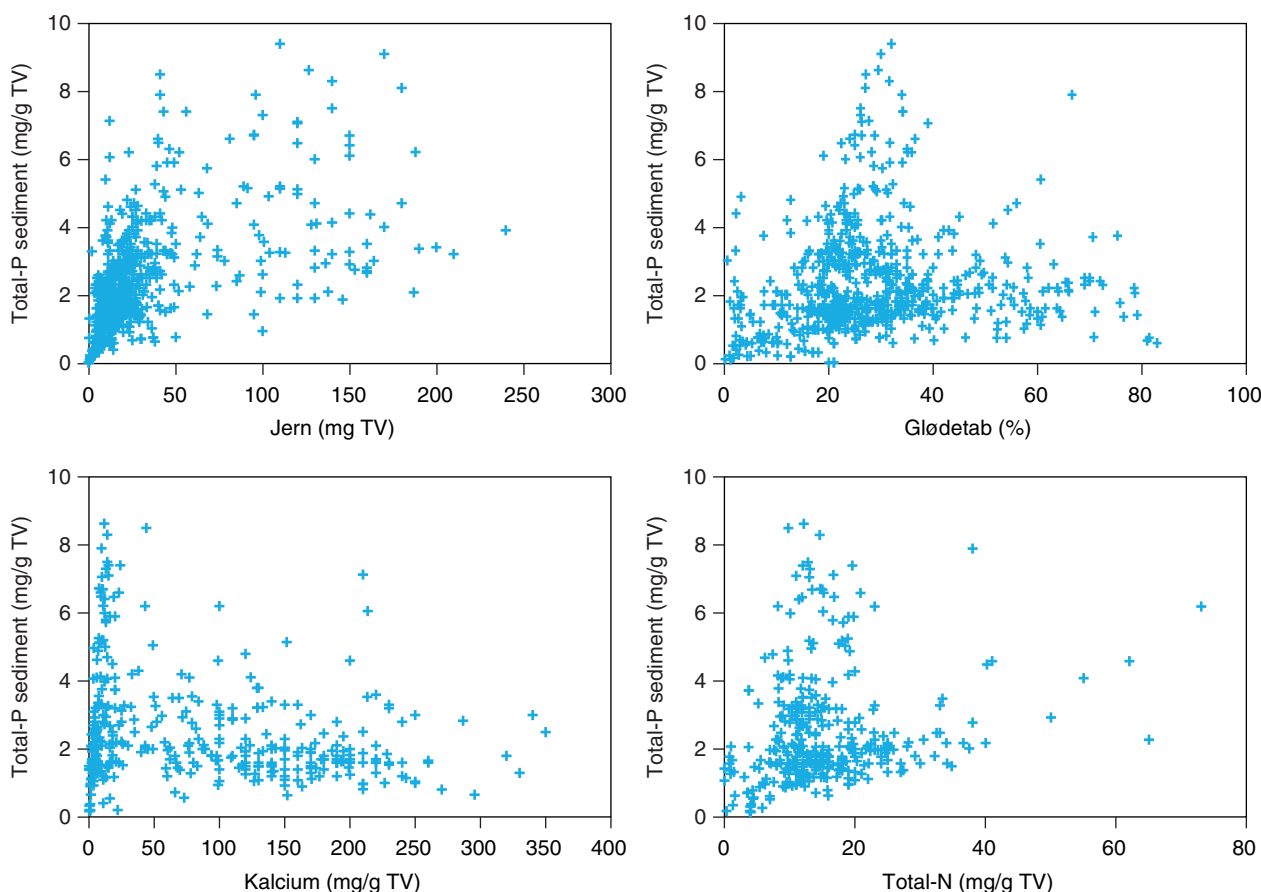
### 5.1 Sedimentdata fra overvågningssøerne

I det følgende gives en kort karakteristik af sedimentforholdene i de undersøgte overvågningssøer. Data repræsenterer 224 søer med i alt 389 måleår undersøgt i perioden 1989 til 2011. Flertallet af søerne er kun undersøgt én gang, men for nogle af de intensivt undersøgte søer, der har været fulgt siden 1989, er sedimentet undersøgt op til fem gange. En oversigt over indhold af fosfor, kvælstof, jern og kalcium er givet i tabel 5.1. For alle fire variable er der store forskelle søerne imellem, ikke mindst hvad angår jern og kalcium, hvor der er en faktor 10-50 mellem 10 % og 90 % fraktilen. Jern og kalcium er til gengæld ret konservative uden større forskelle mellem overfladesediment og det dybere sediment i modsætning til både fosfor og kvælstof, hvor de højeste koncentrationer findes i overfladen. Sidstnævnte kan afspejle en antropogen påvirkning, men også et højere indhold af organisk stof og oxideret jern i overfladen, som kan binde fosfor.

**Tabel 5.1.** Oversigt over indhold af fosfor, kvælstof, jern og kalcium i forskellige dybder af sedimentet i overvågningssøerne angivet som gennemsnit og 10, 50 og 90 % fraktiler af alle observationer. N er antallet af prøver fra de pågældende dybder. Alle koncentrationer er i mg/g tørstof.

| Dybde (cm)      | N    | Middel | 10 % fraktil | Median | 90 % fraktil |
|-----------------|------|--------|--------------|--------|--------------|
| <b>Fosfor</b>   |      |        |              |        |              |
| 0-10            | 689  | 2,35   | 0,90         | 1,97   | 4,20         |
| 10-30           | 1354 | 1,51   | 0,47         | 1,20   | 2,90         |
| >30             | 121  | 1,26   | 0,54         | 0,93   | 2,25         |
| <b>Kvælstof</b> |      |        |              |        |              |
| 0-10            | 362  | 13,0   | 6,4          | 13,0   | 25,0         |
| 10-30           | 717  | 11,7   | 5,0          | 10,0   | 19,1         |
| >30             | 95   | 10,9   | 4,4          | 10,0   | 21,0         |
| <b>Jern</b>     |      |        |              |        |              |
| 0-10            | 689  | 30,3   | 6,4          | 17,0   | 85,0         |
| 10-30           | 1354 | 27,4   | 6,2          | 17,0   | 68,0         |
| >30             | 121  | 34,5   | 11,5         | 25,3   | 63,0         |
| <b>Kalcium</b>  |      |        |              |        |              |
| 0-10            | 355  | 90,2   | 4,4          | 76,0   | 210,0        |
| 10-30           | 715  | 90,5   | 3,7          | 72,0   | 205,0        |
| >30             | 95   | 81,6   | 4,1          | 62,0   | 190,0        |

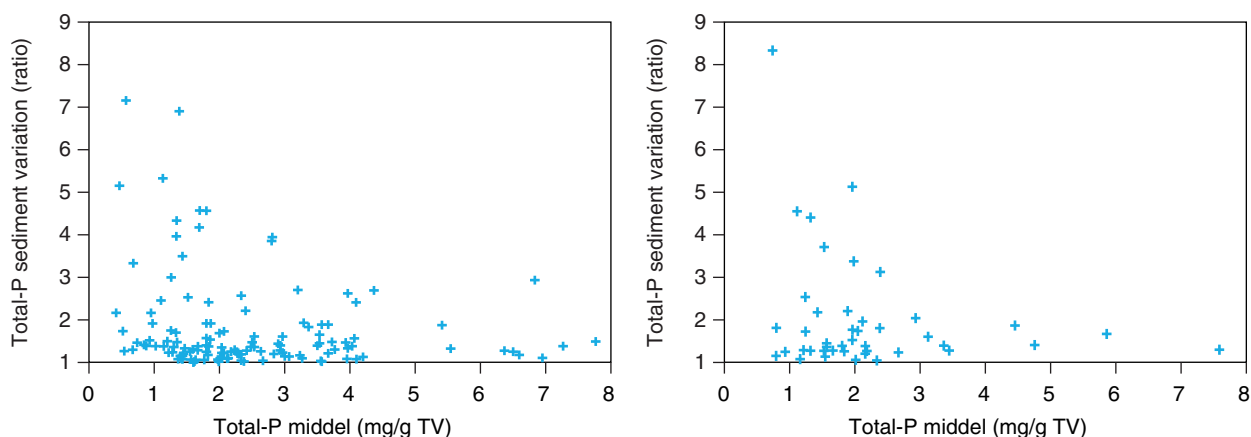
I figur 5.1 er vist data fra overfladesedimentet (dybde\_fra = 0) fra alle søer og måleår. Som det tydeligt fremgår, så er indholdet af totalfosfor meget tæt og positivt knyttet til indholdet af jern ( $R^2 = 0,29$ ), hvilket understreger jerns store affinitet for fosfor. Især ved jernkoncentrationer under 20-30 mg/g tv er der en tæt sammenhæng mellem koncentrationen af fosfor og jern, og ved lavt jernindhold er der også næsten altid lavt fosforindhold. Ved jernkoncentrationer under 10 mg/g tv har 95 % af alle observationer et fosforindhold under 2,1 mg/g tv. Som det tidligere er vist (Jensen et al. 1997), opnås der kun høje koncentrationer af fosfor i sedimentet, hvis der både er en stor tilførsel af fosfor og en god evne til at tilbageholde fosfor, primært i form af høje jernkoncentrationer. Relationen til hhv. glødetab og totalkvælstof, som begge i høj grad udtrykker indholdet af organisk stof, er også positiv, men noget svagere. Der er ikke nogen sammenhæng mellem sedimentets indhold af totalfosfor og kalcium.



**Figur 5.1.** Indholdet af totalfosfor i overfladesedimentet (dybde\_fra=0) i forhold til indholdet af jern, organisk stof (glødetab), kalcium og total kvælstof.

Generelt er der forholdsvis stor variation i fosforkoncentrationen mellem de tre enkeltstationer, der som regel er undersøgt i hver sø ved hvert prøvetagningsår. Forholdet mellem den største målte værdi af totalfosfor i overfladesedimentet i forhold til den mindste målte værdi på de 2-6 prøvetagningsstationer ligger typisk mellem 1,1 og 1,5 (Figur 5.2). Det gennemsnitlige forhold mellem maksimum og minimumsværdien er på 1,79, og medianværdien er på 1,38. Det betyder eksempelvis, at ved en gennemsnitlig totalfosfor koncentration i overfladesedimentet på 2 mg P/g tv, så vil totalfosfor koncentrationerne på prøvetagningsstationer typisk variere mellem 1,7 og 2,3 mg P/g tv. Der er en tendens til, at forskellen er størst i søerne med det gennemsnitlige laveste fosforindhold.

Sedimentet er undersøgt mere end én gang i i alt 36 søer. I disse søer ses ligeledes stor år-til-år variation i overfladesedimentets indhold af totalfosfor (Figur 5.2). Forholdet mellem målt maksimum og minimum i totalfosforindhold i overfladesedimentet imellem årene er som gennemsnit på 2,01 og som median 1,44. Kun i fire af søerne kan der registreres signifikante ændringer (lineær regression på alle tre prøvetagningsstationer og år) gennem måleperioden. I alle fire tilfælde er der tale om et signifikant reduceret indhold ( $p=0,001-0,05$ ). I to af disse søer (Arresø og Gundsømagle Sø) er der fire prøvetagninger i perioden 1993-2009, hvor der samtidigt er registreret en nedgang i søvandets indhold af totalfosfor.



**Figur 5.2.** Venstre: Lokalvariationen i indhold af totalfosfor i overfladesedimentet (0-2 cm) set i forhold til det gennemsnitlige indhold af totalfosfor (N= 130, som er antal måleår med hver 2-6 prøvetagningsstationer). Højre: år-til-år variationer i overfladesedimentets (0-2 cm) indhold af totalfosfor i forhold til det gennemsnitlige totalfosfor-indhold (N=36, som er antal søer, hvor der er målt 2-6 gange i perioden 1989-2011). Variationen i indhold af fosfor er vist ved max:min totalfosforratioen, som er maksimumskoncentrationen delt med minimumskoncentrationen mellem de prøvetagningsstationer (venstre del) og de prøvetagningsår (højre del), der er data fra i de enkelte søer.

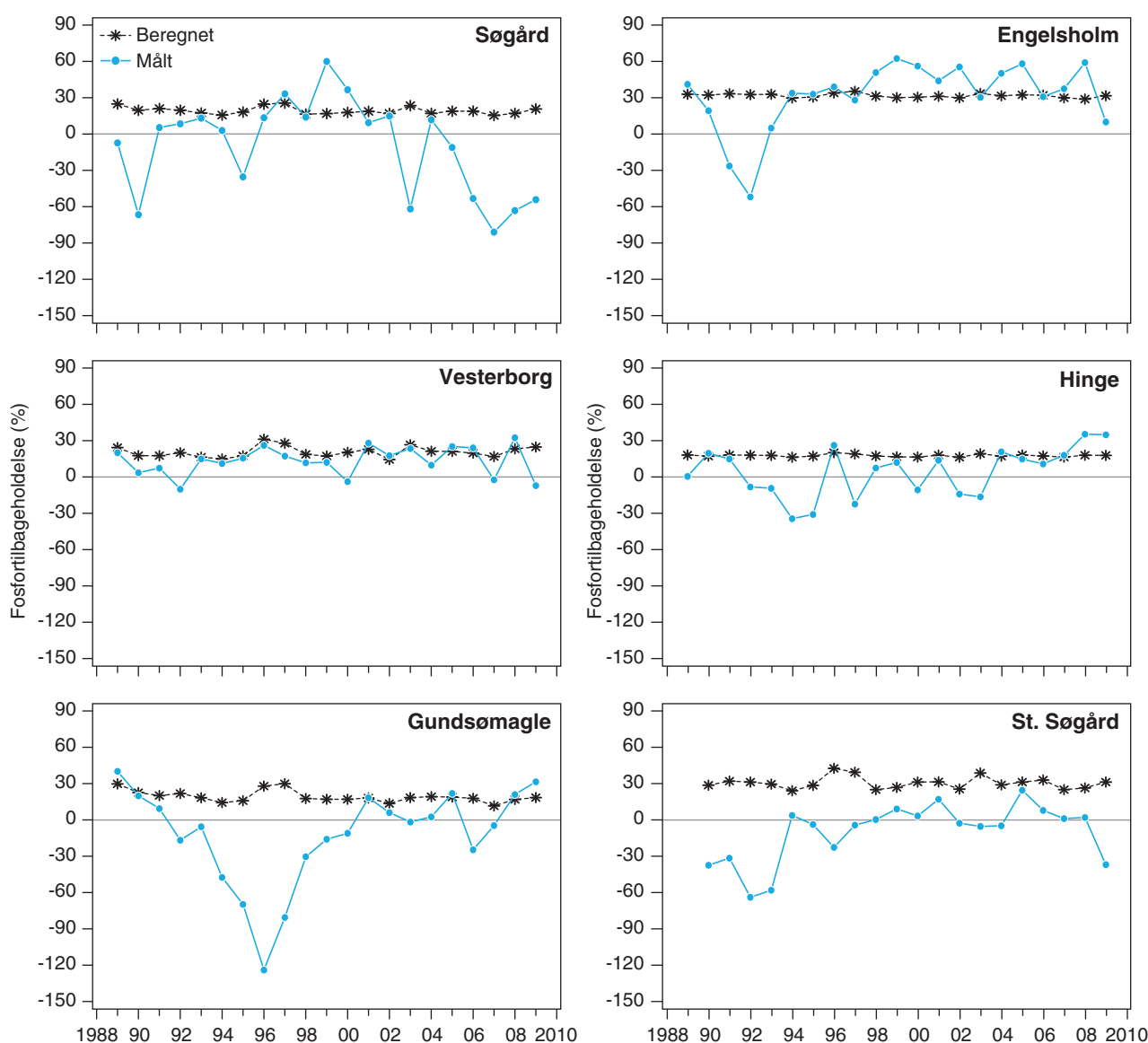
## 5.2 Massebalance og intern fosforbelastning om sommeren i seks lavvandede søer

I dette afsnit undersøger vi nærmere, hvordan fosfortilbageholdelsen har ændret sig gennem årene og sæsonmæssigt i seks lavvandede og hurtigt gennemstrømmede overvågningssøer. De seks søer (Engelsholm Sø, Hinge Sø, Vesterborg Sø, Søgård Sø, St. Søgård Sø og Gundsømagle Sø) har været fulgt intensivt siden overvågningsprogrammets start i 1989 til 2009, og det giver en unik mulighed for at vurdere langtidsudviklingen i fosfortilbageholdelsen. Vandets opholdstid i de seks søer varierer mellem 0,6 og 2,6 måneder, hvilket giver mulighed for at etablere gode massebalancer og samtidigt studere de sæsonmæssige variationer. Bortset fra Gundsømagle Sø, hvor fosfortilførslen blev reduceret med ca. 70 % i starten af 1990'erne, så har den eksterne fosfortilførsel til de seks søer ikke ændret sig væsentligt i undersøgelsesperioden ( $p > 0,05$ ), og det betyder, at søerne nu må forventes at være tæt på ligevægt med den eksterne fosforbelastning. En nærmere beskrivelse af metoder og analyse af resultater kan findes i Søndergaard et al. (2012).

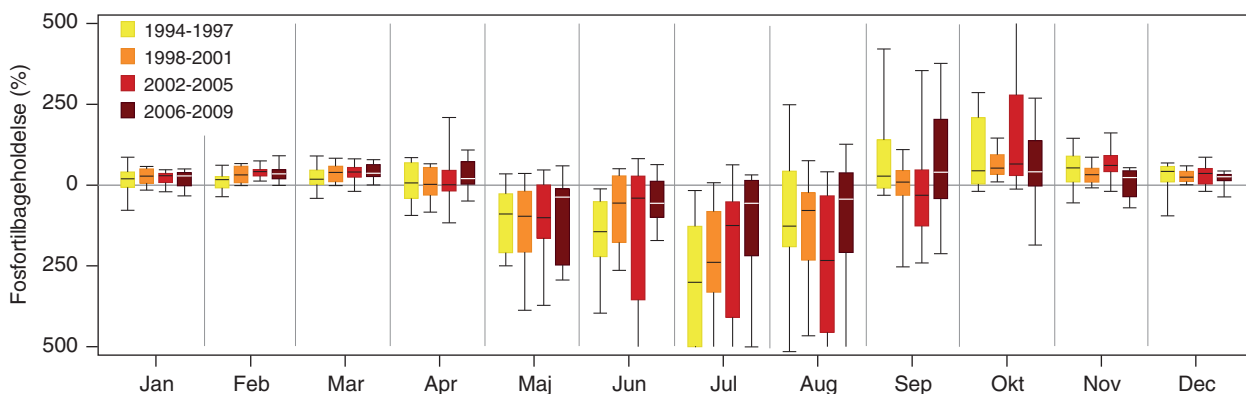
Udviklingen i de seks søers årlige nettofosfortilbageholdelse er vist i figur 5.3. Gundsømagle Sø skiller sig klart ud med en markant negativ tilbageholdelse i de første ca. otte år efter belastningsreduktionen. Største negative tilbageholdelse var i 1996, fem år efter den største reduktion i fosfortilførslen, hvor den interne fosforfrigivelse var mere end dobbelt så stor som den eksterne tilførsel. Også i flere af de andre søer er der væsentlige ændringer, blandt andet i Store Søgård Sø, hvor tilbageholdelsen i løbet af 1990'erne bliver positiv eller omkring 0, og i Engelsholm Sø, hvor der er store udsving i den første halvdel af 1990'erne, hvor søen blev biomanipuleret (se også Jensen et al. 2001). På figuren er også indtegnet den modelberegnete (via Volenweider-modellen) fosfortilbageholdelse. I flere af søerne er der i lange perioder god overensstemmelse mellem den målte og den beregnede tilbageholdelse, men også store udsving i nogle af søerne. I Store Søgård Sø ligger den modelberegnete tilbageholdelse konsekvent over den målte. Det tyder på, at modellen ikke rammer forholdene i denne sø særlig godt, men det kan

også skyldes, at den målte tilførsel konsekvent underestimeres, eller at fraførslen konsekvent overestimeres.

Den sæsonmæssige variation i de seks søers fosfortilbageholdelse er vist i figur 5.4. Der ses et tydeligt mønster med positiv fosfortilbageholdelse i vinterperioden (oktober – marts), hvor typisk op til 50 % af den tilførte fosfor tilbageholdes, og en negativ tilbageholdelse (intern fosforfrigivelse) i sommerperioden (maj-august), hvor der månedlig frigives op til 300 % af den eksterne tilførsel. Fosfortilbageholdelsen er vist for fire tidsperioder fra 1994 til 2009 for at vurdere, om der er sket ændringer i takt med, at søerne i stigende grad må forventes at være i ligevægt med en ekstern tilførsel. For juni og juli måned er der en tendens til mindre fosforfrigivelse efterhånden, men det overordnede indtryk er stadigvæk, at søerne tilbageholder fosfor om vinteren og frigiver fosfor om sommeren. Der er flere forbehold i denne analyse (se Søndergaard et al. 2012), men resultaterne antyder, at man i alle næringsrige, uklare søer må forvente en betydelig fosfortilførsel fra sedimentet om sommeren, også når søerne er i ligevægt med den eksterne fosfortilførsel.



**Figur 5.3.** Den årlige målte nettofosfortilbageholdelse og beregnet tilbageholdelse efter Vollenweider i de seks overvågnings søer. Tilbageholdelsen er vist i % af den totale tilførsel.



**Figur 5.4.** Boks-plot, der viser den månedlige fosfortilbageholdelse i de seks søer inddelt i fire 4-års perioder. Bjælkerne i boks-plottene viser 10, 25, 75 og 90 % fraktiler. Linjerne forbinder medianværdier. Tilbageholdelsen er vist som procent af den samlede tilførsel i de enkelte måneder.

### 5.3 Sammenhæng mellem fosfor i sediment og vand

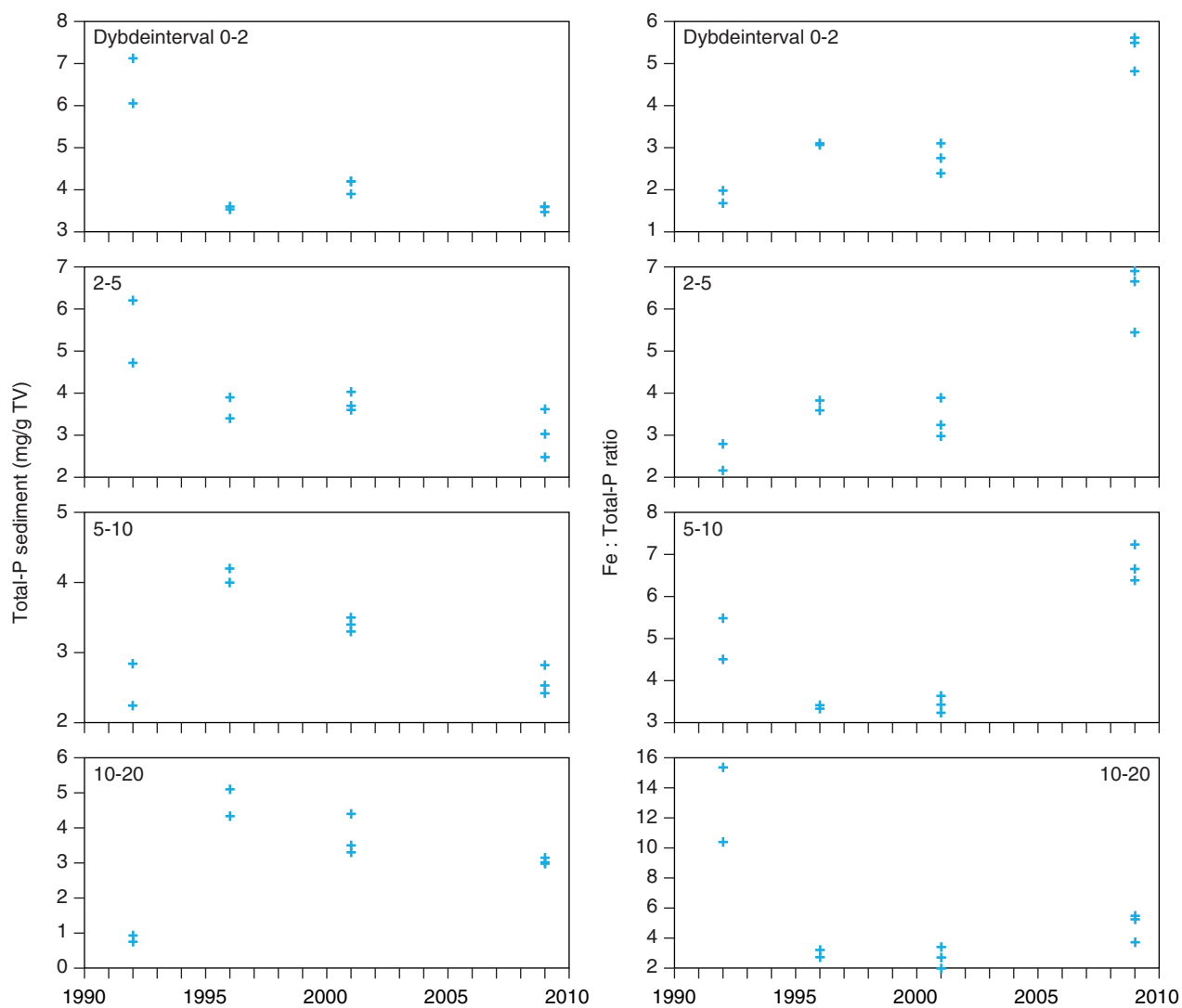
Der er desværre ikke nogen let og enkel vej til at kvantificere betydningen af den interne fosforbelastning for søers vandkvalitet. I forhold til vandplanarbejdet, hvor sedimentets rolle for søerne fremtidige kvalitet også skal vurderes, ville det ellers være rart, hvis man via en eller anden sedimentkoncentration kunne sige, hvor betydende og hvor lang tid påvirkningen fra sedimentet ville være. Der har været mange forsøg på at inddrage sedimentet, men ofte ender man ud i ret komplekse dynamiske og søspecifikke modeller, før sedimentdata som forklarende variable for alvor kan komme i spil (se f.eks. Trolle og Søndergaard, 2010).

Sedimentdata kan bruges til at vurdere sedimentets potentiale som fosforkilde. Her kan man for eksempel på grundlag af forskellige fraktioneringsteknikker bestemme sedimentets forskellige bindingsformer af fosfor og derudfra vurdere den mobile fosforpulje, men det betyder ikke nødvendigvis, at disse fosforpuljer nogensinde vil blive frigivet til vandfasen. Jern:fosfor-forholdet har også været anvendt som en rettesnor til at vurdere sedimentets potentiale for at kunne frigive fosfor (Jensen et al. 1992), således at sedimentets kapacitet til at tilbageholde fosfor er lav, hvis jern:fosfor-forholdet er lavt. Som vist tidligere (Jensen et al. 1997) er der da også en tendens til, at jern:fosfor-forholdet er højere i de mest næringsfattige søer. Derimod er der ikke nogen klar sammenhæng mellem søvandets fosforkoncentration og overfladesedimentets indhold af fosfor.

Der er flere årsager til, at det ikke er så simpelt at anvende sedimentdata til at kvantificere fosforfrigivelsen. For det første er frigivelsen af fosfor fra sedimentet afhængig af, at der faktisk sker en transport fra sedimentet til vandfasen. Denne transport påvirkes af en række forskellige forhold såsom kemiske diffusion, bioturbation, resuspension, mikrobiel omsætning (se f.eks. Søndergaard et al., 2007), hvis betydning ikke er let at kvantificere og også kan variere meget inden for kort tid. For det andet er der et tæt samspil mellem sedimentets evne til at tilbageholde fosfor og søens biologiske struktur, som i høj grad påvirker fosfortilbageholdelsen. Dette er blandt andet illustreret via de markante ændringer, der sker i fosfortilbageholdelsen, hvis lavvandede søer skifter mellem en uklar og klarvandet tilstand. Et eksempel er Engelsholm Sø, hvor tilbageholdelsen af både fosfor og kvælstof blev øget væsentlig efter en opfiskning og skift fra en uklar til en klarvandet

tilstand (Jensen et al. 2001). For det tredje giver de nuværende sedimentundersøgelser ikke nogen særlig detaljeret beskrivelse af sedimentforholdene i søen. Som det er illustreret i starten af dette kapitel, så varierer fosforkoncentrationerne betydeligt i den enkelte sø, og de tre lokaliteter, som typisk er anvendt, giver kun et meget overordnet billede. Prøvetagningsstationerne er placeret på de dybereliggende områder og disse giver ikke nødvendigvis et dækkende billede for hele søen. Der er også en betydelig år-til-år variation i de indsamlede data, og det betyder, at der kun er få søer, hvor der faktisk kan registreres ændringer i indholdet af fosfor. Dette hænger sammen med, at de ændringer, der sker, og som også evt. er registreret via massebalance-målinger, er forholdsvis små, ikke mindst set i forhold til de store puljer, som ligger i sedimentet og den sikkerhed hvormed, de kan bestemmes. Søvandets samlede indhold af fosfor udgør således ofte højst nogle få procent af den pulje, der er i sedimentet. En af de søer, hvor disse forhold tidligere er beskrevet, er Søbygård Sø i Midtjylland. Denne sø har gennem årtier været intern belastet med fosfor, og her har man set en langsom frigivelse af især jern-bundet fosfor ned til en dybde af 20 cm (Søndergaard 2007). I overvågningssammenhæng er der ikke helt så markante eksempler som Søbygård Sø, men en af de søer, hvor der har været de største ændringer, er Gundsø-magle Sø, som også vist ved massebalanceændringer i figur 5.3. Nettofrigivelsen fra sedimentet kan registreres i de øverste sedimentlag, både i indholdet af totalfosfor, som falder, og i Fe:TP forholdet, som øges (Figur 5.5). I de lidt dybere lag ses ret store ændringer gennem årene, som ikke umiddelbart kan tilskrives frigivelse fra sedimentet, men som formentlig er udtryk for en variation i sedimentet og ved prøvetagningen. Endelig er der også hele det sæsonmæssige aspekt, der, som illustreret i det foregående afsnit, er betydeligt og meget dynamisk. Det betyder, at det ikke er nok blot at vurdere den årlige frigivelse, hvis effekterne på vandfasen gennem sæsonen skal vurderes mere detaljeret.

Alle forholdene nævnt ovenover betyder, at det er vanskeligt at anvende generelle betragtninger af sedimentforhold til at vurdere sedimentets næringsstofpåvirkning af søvandet. Niveauet for sedimentets potentielle indflydelse kan vurderes, og undersøgelse kan give et fingerpeg om sedimentets rolle, men hvis den interne fosforfrigivelse i den enkelte sø skal vurderes mere kvantitativt, er der indtil videre ikke andre muligheder end at opstille mere dynamiske modeller for de enkelte søer.



**Figur 5.5.** Sedimentdata fra Gundsømagle Sø fra perioden 1992 til 2009. I venstre kolonne er vist indholdet af totalfosfor og i højre kolonne Fe:TP forholdet i fire dybdeintervaller (0-2, 2-5, 5-10 og 10-20 cm). I perioden 1992-2000 var der en netto fosforfrigivelse fra sedimentet (se figur 5.3). Figuren tager ikke højde for, at der i undersøgelsen sker en sedimenttilvækst, så det, der f.eks. er 0-2 cm i 1992, ligger noget dybere i sedimentet i 2009.

## 6 Opblomstringer af blågrønalger i danske søer – hvornår og hvorfor?

Blågrønalger er en væsentlig del af planteplanktonsamfundet i søer, og kan i perioder optræde i så store mængder, at de danner vandblomst ('bloom'). Denne situation forringer vandkvaliteten betydeligt og kan desuden give sundhedsskadelige effekter, idet flere blågrønalgearter kan producere giftstoffer, der i alvorlige tilfælde kan være livstruende for dyr og mennesker (Codd et al. 2005). Forekomsten af blågrønalger har derfor generelt fået høj bevågenhed i relation til vandkvalitet. Også i relation til vandrammedirektivet (Den Europæiske Union 2000) og tilstandsvurderinger arbejdes der i det meste af Europa, herunder også i Danmark, på anvendelsen af blågrønalgeforekomst som en af indikatorerne, der indgår i det biologiske kvalitetselement "Fytoplankton" (Den Europæiske Union 2000; WISER 2010).

Det er en generel opfattelse, at øget forekomst og hyppigere frekvens af blågrønalgeopblomstringer primært er relateret til øget næringsberigelse. Sådanne sammenhænge er set i flere længerevarende studier af ferske søer, der har gennemgået næringsberigelse (f.eks. Schindler 2008). Også fysiske faktorer som øget temperatur samt rolige vindforhold, og deraf følgende øget intensitet af termisk springlagsdannelse, er identificeret som faktorer, der favoriserer opblomstringer af blågrønalger (Reynolds 2006). Ikke overraskende er der derfor de senere år kommet fokus på effekten af klimaændringer (især opvarmning), som forventes at øge dominans af blågrønalger samt hyppighed og varighed af opblomstringer (Jeppesen et al. 2007, 2013, Paerl & Huisman 2008).

Hvilke faktorer, der forårsager algeopblomstring, er søgt besvaret i flere studier, hvor der er etableret sammenhænge mellem opblomstringer og totalt fosforindhold, forholdet mellem totalkvælstof og totalfosfor, temperatur, stabilitet af springlag, alkalinitet og pH (Shapiro 1984, Mischke 2003, Reynolds 2006). Majoriteten af disse studier er på enkelt sø niveau, mens kun få studier inkluderer mange søer (op til ca. 100), der spænder over næringsgradienter (Downing et al. 2001, Ptacnik et al. 2008, Carvalho et al. 2011). I dette afsnit anvender vi tidsserier af overvågningsdata for planteplankton fra 33 danske ferskvandssøer, undersøgt i 8 til 18 år i perioden 1989-2006, repræsenterende forskellige næringsniveauer. Formålet er at belyse blågrønalgers sæsondynamik samt hvilke faktorer, der kan forklare blågrønalgeopblomstringer.

### 6.1 Blågrønalger hele sommeren

Forekomsten af blågrønalger er analyseret på basis af deres relative andel af den totale algebiomasse, da absolutte biomasser vil vægte mere næringsrige søer. Desuden er de inkluderede 33 søer opdelt i dybe og lavvandede søer, da springlagsdannelse kan have afgørende betydning for en eventuel opblomstring af blågrønalger.

Frekvensfordelingen af blågrønalgeforekomster hen over året, repræsenteret som 14-dages intervaller, er vist i figur 6.1. Figuren omfatter alle prøver i hhv. lavvandede og dybe søer, hvor blågrønalgeandelen af den totale biomasse udgør hhv. >15 %, >25 %, >50 %, >70 % og >90 %. Antallet af søer, der er repræsenteret i de forskellige grænser, er 22, 22, 20, 20 og 20 for de lav-

vandede søer, mens 11 søer er repræsenteret i hvert niveau for de dybe søer (bortset fra niveauet >90 %, hvor ni søer indgår).

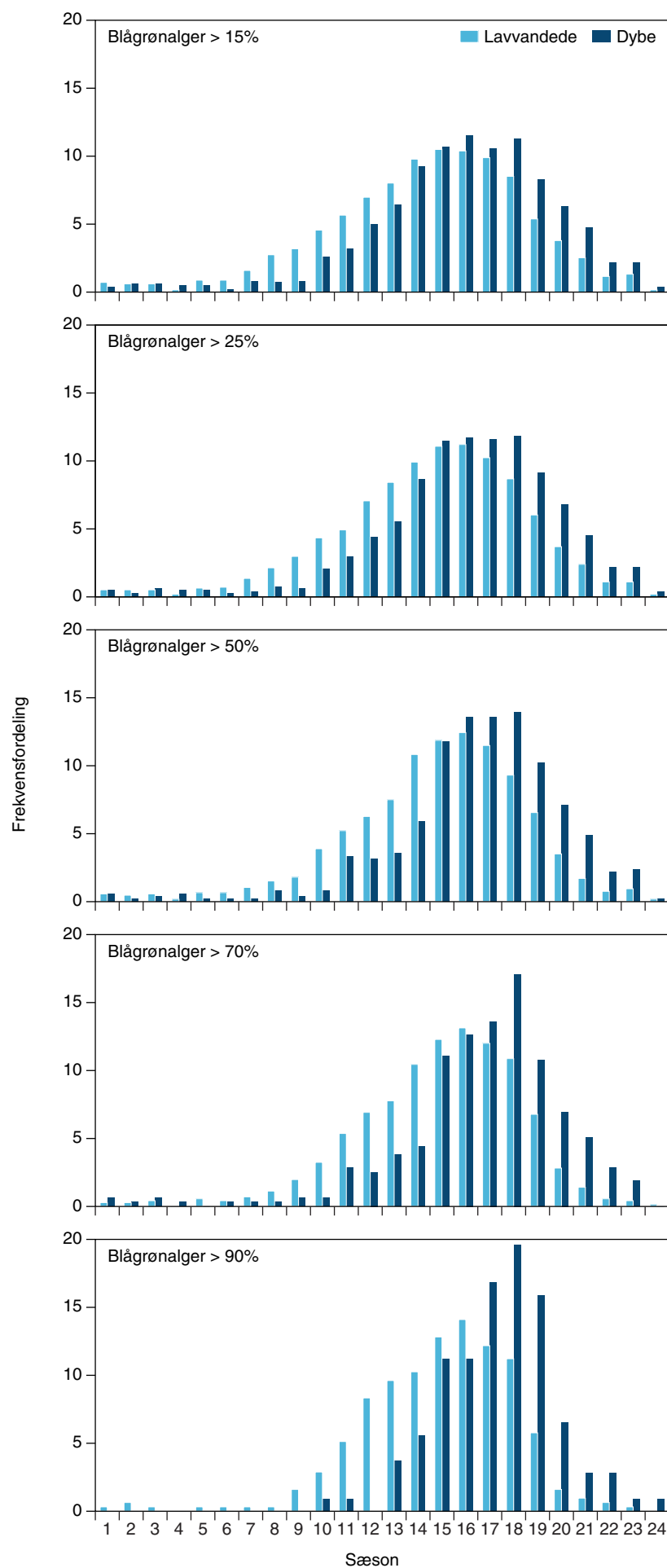
Som det fremgår af figur 6.1, findes blågrønalger næsten hele året i de undersøgte danske søer, endda med relativt høje relative forekomster forholdsvis tidligt på året. Dette gør sig specielt gældende i de lavvandede søer, mens spredningen er knap så udtalt for de dybe søer (Figur 6.1). Data afspejler stor variation mellem søerne, men også klimatiske forskelle mellem årene kan have betydning.

De højeste relative forekomster af blågrønalger findes om sommeren og spænder over ca. to måneder for både lavvandede og dybe søer. Opblomstringen starter dog signifikant tidligere i lavvandede søer end i dybe søer, hvilket er tilfældet for alle procent-grænser (Kruskal Wallis: alle  $\chi^2 > 50$ , alle  $P \leq 0,0001$ ). Situationer med mere end 50 % blågrønalger forekommer hyppigst i perioden 15-31. august (sæson 16) for lavvandede søer og 2-4 uger senere i dybere søer. Frekvensen af situationer med høj relativ blågrønalgeforekomst ser ikke ud til at være påvirket af forskellige totalfosforniveauer (50-100, 100-200 og >200  $\mu\text{g P/l}$ ), dog er der en tendens til, at forekomster under 55 % blågrønalger i lavvandede søer hyppigst forekommer i første halvdel af august (sæson 15) for totalfosforniveau 50-100  $\mu\text{g P/l}$  og 14 dage efter for totalfosforniveau 100-200  $\mu\text{g P/l}$ . Effekten af dybde ses dog stadig ved opdeling i totalfosfor niveauer.

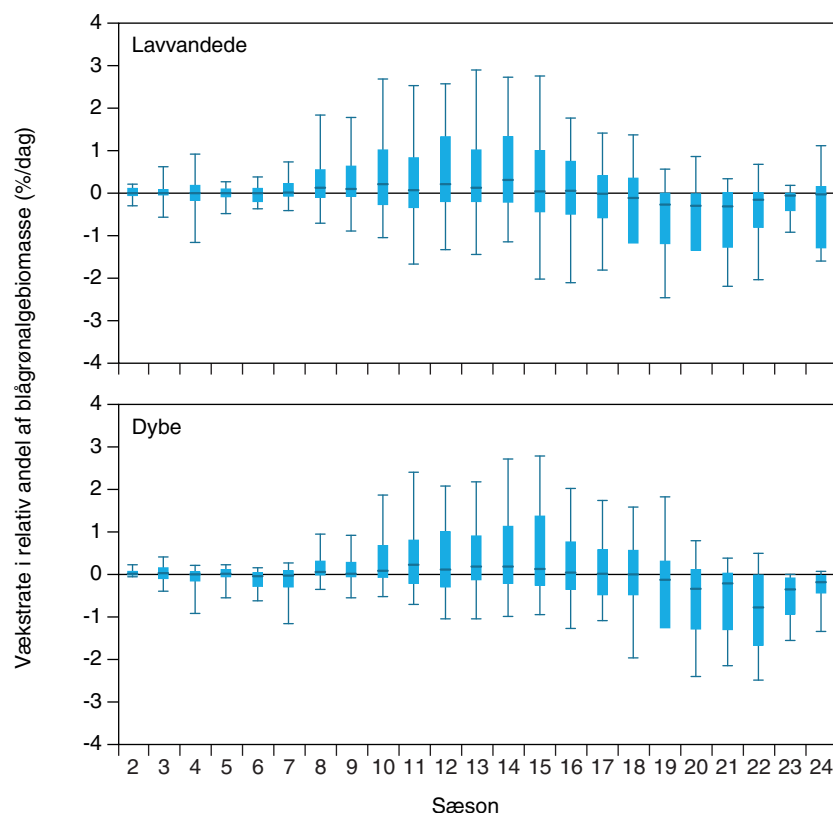
Der er flere måder at beskrive algeopblomstringer på, hvoraf de hyppigst anvendte er absolut biomasse (total eller specifik orden/slægt/art) samt relativ biomasse af en orden/slægt/art. En anden tilgang er at se på hældningskoefficienten af den relative blågrønalgeforekomst som funktion af tid som et udtryk for, hvor hurtigt den relative andel af blågrønalger vokser fra en prøvetagning til den næste – altså vækstraten. Opblomstringer er jo netop karakteriseret som en pludselig vækst, der helt dominerer planteplanktonsamfundet.

Fordelingen af vækstrater for relativ blågrønalgeforekomst hen over året for lavvandede og dybe søer er vist i boks-plots på figur 6.2. Figuren afspejler stor variation i raterne med høje værdier forekommende helt fra sæson 10 (dvs. fra først i maj til sidst i maj) til sæson 15 (fra sidst i juli til første halvdel af august), med den højeste median i sæson 14 for lavvandede søer – og i sæson 11 for de dybe søer. Medianværdierne afspejler frekvensfordelingerne af den relative forekomst af blågrønalger i figur 6.1, især for prøver med mere end 50 % blågrønalger, hvor der netop ses en stigning i frekvensen fra sæson 13 til 14 for lavvandede søer. Tilsvarende ses for de dybe søer en stigning i frekvens af prøver med 50 % blågrønalger fra sæson 10 til 11, men den største ændring i hyppighed ses fra sæson 14 til 15 (ultimo juli til primo august). De mest negative rater, dvs. hurtigst nedgang i blågrønalgeandelen, ses i sæson 18 (dvs. fra først i september til midt i september) for lavvandede søer og 14 dage senere for dybe søer, hvor medianen for første gang er negativ efter ændringen fra første halvdel til sidste halvdel af april.

**Figur 6.1.** Frekvensfordeling af prøver med relativ andel af blågrønalger på hhv. >15 %, >25 %, >50 %, >70 % og >90 % set i forhold til den totale algebiomasse for lavvandede ( $\leq 3\text{m}$ ) og dybe ( $>3\text{m}$ ) søer hen over året, opdelt i 24 sæsoner (sæson 1 svarer til 1.-14. jan., sæson 2 til 15.-31. jan osv.).



**Figur 6.2.** Boksplot repræsenterende raten (procent per dag) af den relative andel af blågrønalgebiomasse opgjort på 24 sæsoner. Sæson 2 repræsenterer ændringen fra sæson 1 til 2 osv. Rater på 0 (dvs. ingen ændring) er ekskluderet fra analysen. Bjælkerne i boksplottene viser 10, 25, 75 og 90 % fraktiler, de vandrette linjer viser medianerne.



## 6.2 Generel næringsstatus (totalfosfor og klorofyl $a$ ) forklarer bedst vækst i blågrønalger i ferske, danske søer

Planteplanktonsamfund er meget dynamiske, da generationstiden og dermed også reaktionstiden på ændringer i omgivelserne, er kort. Ofte vil der dog være mere end én parameter, som giver anledning til ændringer i samfundsstrukturen. Således viser der sig heller ingen entydige tendenser med almindelige univariate korrelationsanalyser mellem en lang række mulige kausale miljøvariable (se tabel 6.1) og den maksimale vækstrate af den relative andel af blågrønalger (i perioden april til oktober, begge inklusive, herefter benævnt MR\_cyano%, enhed: procent per dag). For nogle søer har temperatur eller totalfosfor en god korrelation, mens der for størstedelen af søerne ikke ses nogle tydelige relationer.

For at udlede eventuelle generelle tendenser for de ferske, danske søer har vi anvendt metoden CART (Classification And Regression Tree analysis), der kan anvendes til at beskrive og forudsige en responsparameter ud fra flere miljøvariable. Metoden inddeler responsvariablen i clustre, baseret på flere miljøvariable, og giver kvantitative grænser for de variable, der bedst beskriver opdelingen. Fordelen ved metoden, sammenlignet med traditionel parametrisk multivariat statistik er, at metoden ikke kræver en bestemt fordeling af miljøvariable eller en bestemt afhængighed mellem responsvariabel og miljøvariabel. Træets overordnede styrke bestemmes som den relative fejl (MSE i clustrene divideret med MSE for de ikke-opdelte data). Præcisionen af træet er estimeret via 100 krydsvalideringer, og det valgte træ er det mest komplekse træ indenfor én standardfejl fra det bedst forudsigende træ (Breiman et al. 1984).

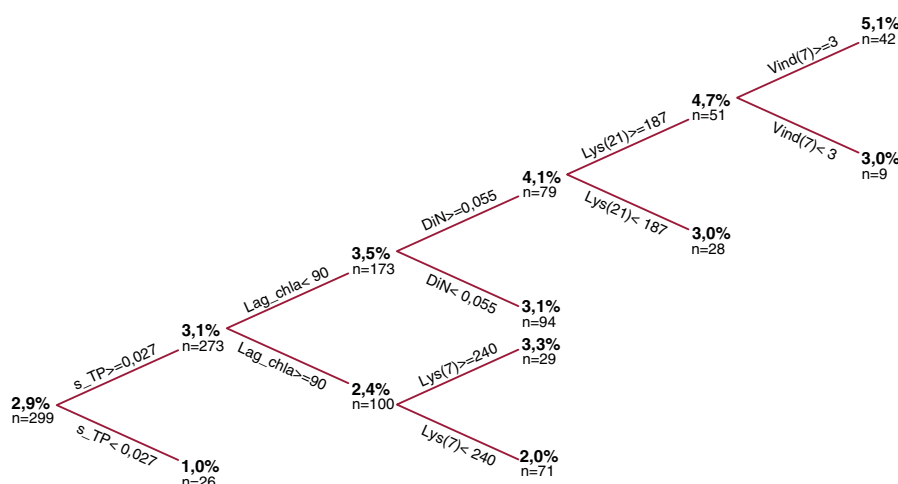
**Tabel 6.1.** Gennemsnit, minima, maksima af den maksimale stigning i den relative andel af blågrønalger i april-oktober (MR\_cyano%) samt af de 41 miljøvariable, der indgår i CART-analysen. Til højre er angivet Pearson korrelation med MR\_cyano% samt signifikansniveau (\*/\*\*/\*\*\* svarer til hhv. <0.05/<0,01/<0,001) for miljøvariablene.

| Miljø-variabel |                                                                                       | Gennemsnit | Min   | Max    | N   | Pearson korrelation | Signifikans |
|----------------|---------------------------------------------------------------------------------------|------------|-------|--------|-----|---------------------|-------------|
| MR_cyano%      |                                                                                       | 2,7        | 0,004 | 7,3    | 482 |                     |             |
| DayNum         | Dag i året                                                                            | 203        | 91    | 303    | 482 | -0,07               |             |
| TP             | Totalforsfor (mg/l)                                                                   | 0,164      | 0,005 | 2,700  | 476 | 0,03                |             |
| Ortho-P        | Ortho-fosfat (mg/i)                                                                   | 0,052      | 0,001 | 2,400  | 463 | -0,01               |             |
| TN             | Totalkvælstof (mg/l)                                                                  | 1,816      | 0,290 | 11,000 | 477 | -0,02               |             |
| DIN            | Opløst uorganisk kvælstof (mg/l)                                                      | 0,519      | 0,005 | 8,450  | 465 | -0,11               | *           |
| Chl a          | klorofyl a (ug/l)                                                                     | 67,4       | 1,0   | 960,0  | 475 | 0,02                |             |
| TA             | Alkalinitet (meq/l)                                                                   | 2,2        | -0,4  | 6,1    | 473 | 0,00                |             |
| SS             | Susspenderet stof (mg/l)                                                              | 16,3       | 0,4   | 210,0  | 470 | 0,03                |             |
| TempV          | Vandtemperatur °C                                                                     | 17,8       | 5,0   | 26,6   | 461 | 0,14                | **          |
| TN/TP          | Forholdet mellem TN og TP                                                             | 23,9       | 1,4   | 218,9  | 476 | -0,12               | **          |
| lag_TP         | lag= prøven 14 dage tidligere end MR_cyano%                                           | 0,157      | 0,012 | 1,300  | 424 | 0,02                |             |
| lag_Ortho-P    | lag= prøven 14 dage tidligere end MR_cyano%                                           | 0,045      | 0,001 | 0,699  | 412 | 0,02                |             |
| lag_TN         | lag= prøven 14 dage tidligere end MR_cyano%                                           | 1,750      | 0,270 | 8,300  | 425 | -0,09               |             |
| lag_DIN        | lag= prøven 14 dage tidligere end MR_cyano%                                           | 0,560      | 0,004 | 7,940  | 417 | -0,10               | *           |
| lag_Chla       | lag= prøven 14 dage tidligere end MR_cyano%                                           | 62,9       | 1,0   | 710,0  | 423 | -0,11               | *           |
| lag_SS         | lag= prøven 14 dage tidligere end MR_cyano%                                           | 15,9       | 0,5   | 180,0  | 417 | -0,06               |             |
| lag_SI         | lag= prøven 14 dage tidligere end MR_cyano%                                           | 2,1        | 0,0   | 16,0   | 422 | -0,04               |             |
| lag_TempV      | lag= prøven 14 dage tidligere end MR_cyano%                                           | 17,2       | 4,1   | 27,3   | 412 | 0,11                | *           |
| lag_TN/TP      | lag= prøven 14 dage tidligere end MR_cyano%                                           | 24,6       | 1,7   | 244,8  | 423 | -0,16               | **          |
| s_TP           | s= interpoleret sommergennemsnit (maj-sep)                                            | 0,168      | 0,010 | 1,315  | 480 | 0,08                |             |
| s_TN           | s= interpoleret sommergennemsnit (maj-sep)                                            | 1,906      | 0,293 | 7,352  | 480 | 0,00                |             |
| s_Chla         | s= interpoleret sommergennemsnit (maj-sep)                                            | 70,0       | 1,3   | 506,5  | 480 | -0,01               |             |
| s_TA           | s= interpoleret sommergennemsnit (maj-sep)                                            | 2,2        | -0,4  | 5,8    | 477 | 0,01                |             |
| s_TempV        | s= interpoleret sommergennemsnit (maj-sep)                                            | 17,0       | 2,6   | 20,2   | 477 | 0,09                | *           |
| Temp_diff      | Temperaturforskel fra øverste til nederste vandprofil-prøve                           | 2,5        | 0,0   | 21,7   | 467 | 0,00                |             |
| Springlag      | Binær variabel: 1:mere end 1 grads forskel mellem top og bund-temperatur i vandprofil | 0,5        | 0,0   | 1,0    | 467 | 0,02                |             |
| Mid_Dyb        | Middeldybde (m)                                                                       | 3,9        | 0,8   | 16,5   | 482 | -0,06               |             |
| Oph_Tid        | Opholdstid (år)                                                                       | 1,0        | 0,0   | 7,5    | 450 | 0,05                |             |
| Schmidt        | Schmidts stabilitetsfaktor for vandsøjlen                                             | 54,5       | 0,0   | 880,9  | 362 | -0,01               |             |
| Temp(7)        | Lufttemperatur (gennemsnit af 7 dage før dagen for MR_cyano%)                         | 15,0       | 1,7   | 22,6   | 482 | 0,12                | **          |
| Temp(14)       | Lufttemperatur (gennemsnit af 14 dage før dagen for MR_cyano%)                        | 14,8       | 3,0   | 22,6   | 482 | 0,12                | *           |
| Temp(21)       | Lufttemperatur (gennemsnit af 21 dage før dagen for MR_cyano%)                        | 14,7       | 2,8   | 22,3   | 482 | 0,10                | *           |
| Vind(7)        | Vindhastighed (gennemsnit af 7 dage før dagen for MR_cyano%) m/s                      | 4,2        | 2,0   | 9,5    | 482 | 0,03                |             |
| Vind(14)       | Vindhastighed (gennemsnit af 14 dage før dagen for MR_cyano%) m/s                     | 4,2        | 2,0   | 8,5    | 482 | 0,01                |             |
| Vind(21)       | Vindhastighed (gennemsnit af 21 dage før dagen for MR_cyano%) m/s                     | 4,2        | 2,2   | 8,0    | 482 | 0,03                |             |

|          |                                                                     |     |    |     |     |       |     |
|----------|---------------------------------------------------------------------|-----|----|-----|-----|-------|-----|
| Lys(7)   | Lysindstråling (gennemsnit af 7 dage før dagen for MR_cyano%) W/m2  | 197 | 39 | 326 | 482 | 0,19  | *** |
| Lys(14)  | Lysindstråling (gennemsnit af 14 dage før dagen for MR_cyano%) W/m2 | 198 | 42 | 315 | 482 | 0,22  | *** |
| Lys(21)  | Lysindstråling (gennemsnit af 21 dage før dagen for MR_cyano%) W/m2 | 199 | 47 | 316 | 482 | 0,22  | *** |
| Regn(7)  | Nedbør (gennemsnit af 7 dage før dagen for MR_cyano%) mm            | 14  | 0  | 99  | 482 | -0,01 |     |
| Regn(14) | Nedbør (gennemsnit af 14 dage før dagen for MR_cyano%) mm           | 26  | 0  | 137 | 482 | -0,08 |     |
| Regn(21) | Nedbør (gennemsnit af 21 dage før dagen for MR_cyano%) mm           | 39  | 0  | 181 | 482 | -0,08 |     |

For de lavvandede søer inkluderede CART-analysen 299 måleår, hver med en MR\_cyano% mellem april og oktober som responsvariabel og 41 potentielle forklarende variable (Tabel 6.1). Analysen resulterede i et træ med 8 grupper (Figur 6.3). Sommergennemsnittet af totalfosfor for prøvetagningsåret viste sig at være den vigtigste miljømæssige variabel, som adskilte 26 måleår (fra 3 søer) med lav MR\_cyano% fra de resterende måleår. For disse (totalfosfor sommergennemsnit  $>0,030$  mg/l) var klorofyl *a* koncentrationen målt i den foregående periode den vigtigste parameter. I måleår, hvor klorofyl *a* i prøvetagningen før maximal stigning i blågrønalgeprocent var høj ( $>90$  µg/l), var den gennemsnitlige MR\_cyano% 2,4 procent/dag mens den for klorofylværdier  $<90$  µg/l var 3,5 procent/dag. Hvor klorofyl *a* allerede var høj før MR\_cyano%, har lysforhold i ugen op til MR\_cyano% en betydning: jo mere lys jo højere MR\_cyano%. Opløst uorganisk kvælstof (DIN) var betydende, hvor klorofyl *a* i prøvetagningen før maksimal rate i blågrønalgeprocenten var lav. Ikke overraskende var MR\_cyano% gennemsnitligt lavere i gruppen med de laveste koncentrationer af DIN (grænse 0,054 mg/l). Fra dette stadie var de vigtigste parametre klimatiske: Søer med DIN  $>0,054$  mg/l havde gennemsnitligt højere MR\_cyano%, når lysintensiteten var relativ høj ( $>187$  W/m<sup>2</sup>) i en længere periode (3 uger) før den observerede MR\_cyano%, især hvor vindhastigheden ugen op til var lav ( $<3,1$  m/s).

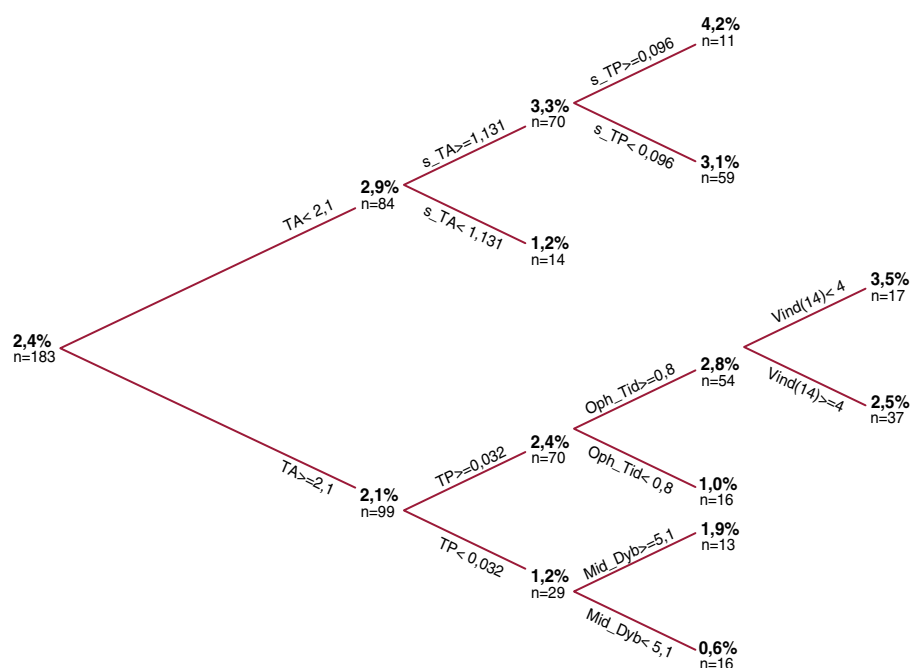
**Figur 6.3.** CART-analyse af maksimum stigning i blågrønalgeprocent (procent/dag) fra april-oktober i lavvandede (middeldybde  $\leq 3$ m) ferskvandssøer. Værdierne over stregerne angiver tærsklen for grupperingerne. I alt 41 miljøvariable var inkluderet i analysen.



For de dybe søer (183 måleår) viste CART-analysen alkalinitet som en signifikant faktor (tærskel 2,1 meq/l), hvor måleår med højere alkaliniteter viste lavere gennemsnitlig MR\_cyano%. Disse søer havde dog også relativt lave klorofyl *a* koncentrationer og var generelt dybe, hvilket kan være bagvedlig-

gende faktorer. Søerne delte sig igen på basis af totalfosfor (tærskel: 0,032 mg/l), med højere MR\_cyano% ved højere totalfosfor niveau. For de næringsfattige søer i denne gruppe viste middeldybden sig at have betydning: højere MR\_cyano% i de dybere søer (middeldybde > 5 m). For de mere næringsrige søer var opholdstiden i søen af betydning, hvor større opholdstid (tærskel: 0,8 år) og dermed langsommere udskiftning af vandmasserne favoriserer MR\_cyano%. I søerne med større opholdstid var vindhastigheden de seneste 14 dage før den observerede MR\_cyano% en betydende parameter (tærskel: 4 m/s) for størrelsen af MR\_cyano% (figur 6.4, nederste gren). For grenen med de mere lavalkaline, dybe søer udskiller en enkelt sø sig, med relativ lav alkalinitet (<1,1 meq/l) og lav MR\_cyano% (1 procent/dag). De mere høj-alkaline søer adskiltes på basis af generel næringsgradient, nemlig sommergennemsnittet af totalfosfor for året (tærskel 0,096 mg/l), hvor højere værdier ledte til højere gennemsnitlig MR\_cyano% (Figur 6.4, øverst).

**Figur 6.4.** CART-analyse af maksimum stigning i blågrønalgeprocent (procent/dag) fra april-oktober i dybe (middeldybde > 3m) ferskvandssøer. Værdierne over stregerne angiver tærsklen for grupperingerne. I alt 41 miljøvariable var inkluderet i analysen.



CART-analyserne viser kompleksiteten i årsagssammenhænge til høje vækstrater i blågrønalgeandelen af planteplanktonet, hvor både vandkemi og klimatiske forhold var inkluderet og for dybere søer også morfologiske parametre. Analysen konkluderer dog, at den generelle næringsstatus for søen var den vigtigste parameter for potentiel blågrønalgeopblomstring i lavvandede søer mens alkaliniteten i de dybe søer var den vigtigste parameter. Alkaliniteten beskriver sandsynligvis kombinationen af klorofyl *a*, middeldybde og opholdstid, som alle er alternative forklaringsfaktorer. Ved høj planteplanktonbiomasse (klorofyl *a* > 90 µg/l) i lavvandede søer var vækstraten af blågrønalger lav, hvilket måske kan skyldes øget konkurrence med øvrige algegrupper.

Forholdet mellem totalkvælstof og totalfosfor, som menes at være relateret til blågrønalgevækst, idet visse typer af blågrønalger kan fiksere kvælstof, hvilket kan give konkurrencemæssige fordele, viser sig ikke som en signifikant betydende faktor for blågrønalgevækst i denne analyse. Der ses ingen klare, entydige tendenser. En årsag kunne være forskellige opblomstringsarter, og at der dermed ikke nødvendigvis var en kvælstoffikserende konkurrencemæssig fordel. Andre studier, inkluderende et stort antal søer, har lige-

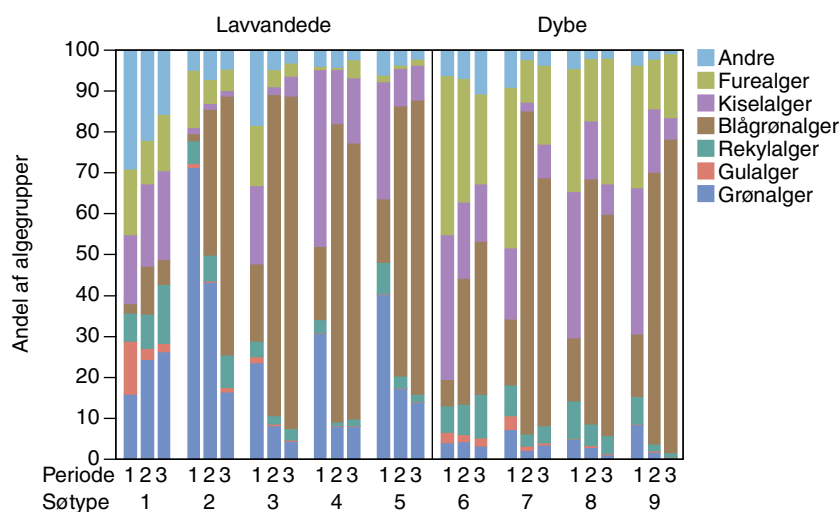
ledes fundet, at totalfosfor, totalkvælstof og klorofyl *a* havde en højere forklaringsgrad til blågrønalgevækst end forholdet mellem totalkvælstof og totalfosfor (Downing et al. 2001).

De klimatiske variable kom først ind som afgørende faktorer efter effekten af næringsstofniveauet – samt dybde og opholdstid i de dybe søer, og synes derfor af sekundær karakter med det spænd af næringsniveauer, der indgik i denne analyse. Effekten af de klimatiske faktorer skal dog ikke underkendes, og identifikation af sømorfologiske parametre som forklarende variable viste også, at nogle søer (dybe, høj opholdstid) vil være mere sensitive over for klimatiske ændringer. Topografi og geologi vil også spille ind i forbindelse med de fremtidige klimatiske scenarier med øget nedbør og hyppighed af skybrud.

### 6.3 Stor diversitet i dominerende slægter ved algeopblomstringer i ferske, danske søer

Blågrønalger kan som før nævnt have en række konkurrencemæssige fordele under forskellige omgivelsesmæssige forhold som øget næringsforhold, øget temperatur, springlagsdannelse, lav vindhastighed og lavt indhold af tilgængeligt kvælstof. En opblomstring af blågrønalger vil forårsage en stagnering eller tilbagegang i andelen af de øvrige algegrupper i søen. Figur 6.5 viser den relative fordeling af de seks mest almindelige algegrupper i danske søer fordelt på søtyper (definition i tabel 6.2) for: 1) prøvetagningen *før* datoen, hvor der er observeret højeste stigning i den relative andel af blågrønalger (i perioden april-oktober), 2) prøvetagningsdagen, hvor stigningen var højest, og 3) prøvetagningen *efter* prøvetagningsdagen med størst stigning i den relative andel af blågrønalger. Ændringerne skyldes til dels vækst i blågrønalger, men også succession, da der er to uger mellem prøvetagningerne. For de reneste lavvandede søer var andelen af gulalger og i mindre grad andelen af furealger høj på datoer før den højeste MR\_cyano% og lavere på selve datoen. For de lidt mere næringsrige lavvandede søer (søtype 2) sås generelt højere andele af grønalger før MR\_cyano% og lavere på selve datoen, mens denne tendens sås for rekylalger, kiselalger samt grønalger i de næringsrige søer (søtype 3-5) (Figur 6.5).

**Figur 6.5.** Andelen af algegrupper i de ni forskellige søtyper defineret i tabel 6.2 for prøver *før* datoen for den højeste stigning i andelen af blågrønalger i perioden april-oktober (periode =1), for *selve* datoen med den højeste stigning (periode =2) og prøvetagningen *efter* datoen med den højeste stigning i relativ blågrønalgeandel (periode =3).



I de dybe søer havde furealgerne en større betydning end i de lavvandede søer. Der ses da også stor nedgang i den relative andel af disse fra før MR\_cyano% til selve datoen for MR\_cyano%, især i de mest næringsrige, dybe søer, men også andelen af kiselalger samt rekylalger falder. Sidstnævnte især i de meget næringsrige, dybe søer (søtype 9).

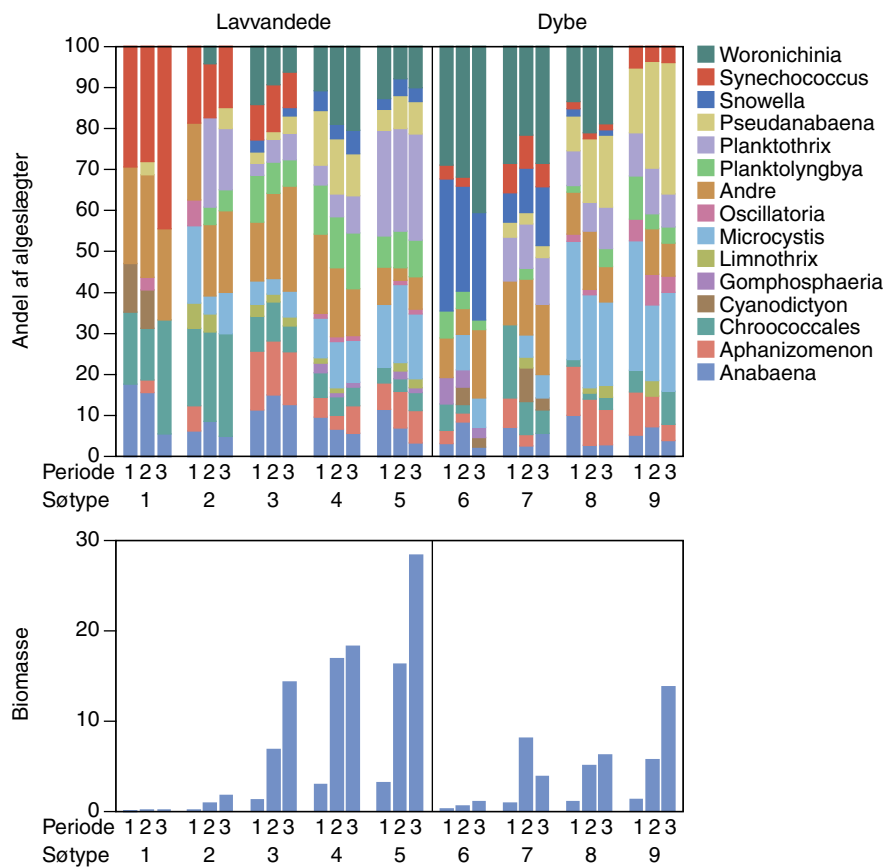
Blågrønalgebiomasserne bestod af et relativt lille antal arter/slægter – og i en del tilfælde af monokulturer (art/slægt) – på de enkelte datoer i sommerperioden, hvor væksten i den relative andel af blågrønalger var størst. Der var en tendens til, at monokulturer fortrinsvis forekommer i lavvandede søer i år med lave sommer-totalfosfor-niveauer (søtype 1 og 2, median=1 art/slægt, afhængig af identifikationsniveau) (Tabel 6.2), mens andelen af monokulturer af blågrønalger på dagen med den højeste vækstrate i relativ blågrønalgebiomasse lå mellem 16 og 36 % for de øvrige søtyper. Dog var antallet af observationer i de næringsfattige søer lavere end for de næringsrige søer, hvilket kan påvirke resultatet. Generelt fandtes der 1-3 arter/slægter (medianværdier, tabel 6.2) på datoen med maksimal vækstrate af den relative blågrønalgebiomasse i vækstperioden i søerne, men op til 14 arter/slægter blev observeret i de mere næringsrige, lavvandede søer (Tabel 6.2).

**Tabel 6.2.** Gennemsnit, median, minima og maksima af antal observerede blågrønalgearter/slægter på dage med maksimal vækst i den relative andel af blågrønalger i perioden april-oktober (33 søer undersøgt 8-18 år). N angiver antallet af observationer (måleår).

| Søtype | Middel-<br>dybde | Totalfosfor<br>niveau<br>(µg/l) | Gns. | Median | Min. | Max. | N  |
|--------|------------------|---------------------------------|------|--------|------|------|----|
| 1      | <=3m             | <30                             | 1    | 1      | 1    | 2    | 26 |
| 2      |                  | 30-60                           | 2    | 1      | 1    | 4    | 18 |
| 3      |                  | 60-120                          | 3    | 2      | 1    | 13   | 43 |
| 4      |                  | 120-240                         | 4    | 3      | 1    | 14   | 89 |
| 5      | >3m              | >240                            | 3    | 3      | 1    | 9    | 97 |
| 6      |                  | <30                             | 3    | 2      | 1    | 8    | 46 |
| 7      |                  | 30-60                           | 3    | 3      | 1    | 9    | 33 |
| 8      |                  | 60-120                          | 3    | 3      | 1    | 8    | 69 |
| 9      |                  | >120                            | 3    | 3      | 1    | 7    | 27 |

Figur 6.6 viser frekvensen af måleår (relativ pga. variation i måleår per søtype) hvor en af de 14 mest almindelige blågrønalgslægter dominerer på datoen for MR\_cyano%. Det vil sige, at for hver dato med maksimal vækst i den relative andel af blågrønalger (MR\_cyano%) (samt datoen før og efter) er den dominerende blågrønalgslægt identificeret og frekvensen af disse afbildet relativt for de enkelte søtyper og perioder. Trods et stort datasæt med lange tidsserier ses der ingen signifikante tendenser. Opblomstringer i søerne består ofte af få arter, som på tværs af søerne kan tilhøre mange slægter. I en del tilfælde havde den samme sø høje biomasser af den samme slægt år efter år, så en sø-specifik afhængighed forekommer. Dog ser det ud til at *Synechococcus* samt *Chroococcales* indet. dominerede hyppigere i de næringsfattige lavvandede søer, mens den kolonidannende *Microcystis* og trådformede *Pseudanabaena* oftere dominerede i de næringsrige søer (både lavvandede og dybe søer). *Snowella* dominerede fortrinsvist i dybe, mindre næringsrige søer, hvilket også var tilfældet for *Woronichina* – begge kolonidannende slægter. Alle de ovenfor nævnte slægter er potentielt toksiske, dog sjældent *Synechococcus*.

**Figur 6.6.** Fordelingen af de dominerende algeslægter i søerne i de ni forskellige søtyper defineret i tabel 6.2 for prøver *før* datoen for den højeste stigning i andelen af blågrønalger i perioden april-oktober (periode=1), for *selve* datoen med den højeste stigning (periode =2) og prøvetagningen *efter* datoen med den højeste stigning i relativ blågrønalgeandel (periode =3). Nederst ses den gennemsnitlige absolutte blågrønalgebiomasse for søtyper og perioderne.



## 7 Fisk som indikator

Fisk spiller en meget central rolle for søernes økologiske tilstand, da de har en strukturerende effekt på øvrige biologiske elementer som f.eks. bunddyr og dyreplankton og dermed indirekte på planteplankton. Denne rolle er blandt andet illustreret ved de markante effekter, der ses efter indgreb i fiskebestanden (biomanipulation) eller efter en naturlig fiskedød, hvor søerne skifter fra en uklar til en klarvandet tilstand. Der er tale om, at fiskene virker strukturerende på sig selv pga. den ændrede forekomst af rovfisk og byttefisk, afhængigheden mellem disse samt intraspecifik konkurrence.

I hvor høj grad den enkelte gruppe fisk klarer sig godt afhænger bl.a. af tilstanden i den enkelte sø. Aborren, men også gedden, har præference for klarvandede søer og forekommer typisk i større tæthed i denne søtype. Uklare søer er derimod til fordel for karpefiskene (byttefisk), som ikke er afhængige af en egentlig jagtadfærd, men i stedet anvender en mere tilfældig fødesøgning på f.eks. bunddyr eller dyreplankton.

Hvor f.eks. alger og dyreplankton, pga. deres korte generationstid, giver en umiddelbar respons på den aktuelle tilstand i en sø, udviser fiskene en forsinket respons. Årsagen er, at eventuelle påvirkninger skal forplante sig både kemisk og biologisk gennem systemet, førend der kan observeres en respons hos fiskene. Derudover skal ændringerne også forplante sig internt i den aktuelle fiskebestand, i form af f.eks. en ny ligevægt mellem de funktionelle fiskegrupper. Dette vil tage tid bl.a. pga. fiskenes forholdsvis lange generationstid.

Fiskebestanden kan variere med forskellige stressorer. Flere studier har vist at bl.a. forsurening (Appelberg et al., 2000), eutrofiering (Jennings et al., 1999) og arealanvendelse (Drake & Pereira, 2002) kan påvirke fiskebestanden på lokal skala.

Den primære påvirkningsfaktor i danske søer er eutrofiering, mens den f.eks. i Sverige er forsurening. Ved udvikling af følsomme miljøkvalitetsindeks er det vigtigt at disse er udviklet specifikt til den aktuelle stressor. Det betyder, at en sammenligning mellem danske og svenske systemer er problematisk og at vi f.eks. ikke blot kan anvende den svenske tilgang til en indikator. I Finland arbejder man også med eutrofiering som en væsentlig påvirkende parameter. Mange finske søer er imidlertid dystrofe, dvs. farvede og humuspåvirkede og derfor heller ikke direkte sammenlignelige med danske søer. Dette understreger betydningen af et lokalt udviklet indeks.

I Søndergaard et al. (2003) blev fisk behandlet som en variabel til vurdering af økologisk kvalitet. Flere såkaldte 'metrics' blev behandlet og de mest velegnede, var fangst pr. garn (CPUE) målt som antal og vægt, rovfiskeprocent som antal og vægt i forhold til den totale fangst og rovfiskenes gennemsnitlige individuelle vægt. I det finske indeks er nogle af de stærkeste fiske-metrics fangst pr. garn (CPUE) målt som antal og vægt, rovfiskeprocent og cypriniders procentandel som antal og vægt i forhold til den totale fangst. Altså meget sammenlignelige med de tidligere foreslåede danske metrics. Desuden er artsrigdom anbefalet som en anvendelig metric i Finland, om end den ikke er så stærk som de øvrige (Rask et al. 2009). Søndergaard et al. (2003) har tidligere vurderet artsrigdom til ikke at være en god metric for

danske søer, da den i høj grad er afhængig af søarealet. Dvs. skal artsrigdom medtages som en 'metric' skal den gøres sø-størrelsesafhængig.

I dette arbejde er det valgt at samle alle lavvandede søer i en gruppe, idet gruppen af søer >50 ha er for lille (25 søer) til at gennemføre en selvstændig analyse på. Det er således med udgangspunkt i erfaringerne fra disse tidligere indeks nærværende arbejde er udført.

Et fiskeindeks vil kunne anvendes på næsten alle danske søer, idet der findes fisk i stort set alle større og mindre danske søer ned til ca. 1 ha. Der er dog undtagelser som f.eks. Holm Sø i Vestjylland, hvor der ikke er fisk pga. søens isolerede beliggenhed. Ligeledes er mange vandhuller uden fisk pga. deres isolation eller ustabile forhold som isdække og udtørring.

På europæisk plan er kun søer >50 ha medtaget i Vandrammedirektivet. Da det fra dansk side er vedtaget at inkludere alle søer over 5 ha betyder det at de undersøgte søer efter europæisk og global skala generelt er små. Endvidere er de lavvandede med medianværdier for areal og middeldybde på hhv. 0,17 km<sup>2</sup> og 1,8 m's dybde (tabel 7.1). Søerne kan opdeles i 5 søtyper med LCB1 (ferske, kalkrige, lagdelte (middeldybde >3 m)) og LCB2 (kalkrige, ikke-lagdelte søer (middeldybde <3 m)) som de mest almindelige typer, efterfulgt af brakvandssøer (23 søer) og de lavalkaliske lavvandede søer (tabel 7.2).

I de undersøgte søer blev der i alt registreret 31 fiskearter, hvor de hyppigst forekommende arter er aborre og skalle, efterfulgt af gedde, rudskalle og brasen (tabel 7.3). Dvs. såvel fredfisk som rovfisk er lige godt repræsenteret i de 116 lavvandede LCB2 søer og 45 dybe LCB1 søer.

**Tabel 7.1.** Median, minimum og maximumværdier for hhv. areal, middeldybde, maximumdybde, totalfosforkoncentration og klorofylkoncentration i søerne inkluderet i fiskeindekset.

|        | <b>Areal</b><br><b>km<sup>2</sup></b> | <b>Middeldybde</b><br><b>M</b> | <b>Max. Dybde</b><br><b>M</b> | <b>Totalfosfor</b><br><b>mg/l</b> | <b>Klorofyl a</b><br><b>µg/l</b> |
|--------|---------------------------------------|--------------------------------|-------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|
| Median | 0,17                                  | 1,8                            | 3,2                           | 0,09                              | 33                               |
| Min    | 0,025                                 | 0,28                           | 0,3                           | 0,01                              | 1,4                              |
| Max    | 9,41                                  | 16,5                           | 37,7                          | 3,3                               | 236                              |

**Tabel 7.2.** Fordeling af de anvendte søer på søtyper.

| <b>Søtype</b>                     | <b>Antal søer</b> |
|-----------------------------------|-------------------|
| Fersk, lavvandet, alkalisk (LCB2) | 116               |
| Fersk, dyb, alkalisk (LCB1)       | 45                |
| Fersk, lavvandet, lav-alkalisk    | 13                |
| Fersk, dyb, lav-alkalisk          | 2                 |
| Brak, lavvandet, alkalisk         | 23                |

**Tabel 7.3.** Relativ forekomst af de 11 hyppigst forekommende fiskearter i de undersøgte søer (såvel dybe som lavvandede).

| Art                  | Antal søer | % søer |
|----------------------|------------|--------|
| Aborre               | 158        | 90     |
| Skalle               | 152        | 87     |
| Gedde                | 119        | 68     |
| Rudskalle            | 95         | 54     |
| Brasen               | 87         | 50     |
| Hork                 | 81         | 46     |
| Sude                 | 53         | 30     |
| Sandart              | 36         | 21     |
| Karpe                | 33         | 19     |
| 3-pigget hundestejle | 21         | 12     |
| Brasen×Skalle        | 21         | 12     |

Generelt er der relativt få arter i de danske søer. Baseret på garnfangsterne varierer artsantallet mellem 1 og 11 arter, hvor 11 arter kun er registreret i en enkelt af de undersøgte søer. Ellers indeholder resten af søerne 10 arter eller færre. Mere end 50 % af søerne indeholder kun tre-seks arter jf. garnfangsterne, og det hyppigst forekommende artsantal er fem arter, hvilket er registreret i 22 % af søerne.

I den centralbaltiske GIG har der været en generel diskussion om anvendelse af indikatorarter/særligt følsomme arter. Enkelte medlemsstater opererer med sådanne arter, men umiddelbart giver det ikke faglig mening at anvende dette begreb i de danske søer. Årsagen er, at vore søer generelt er små i sammenligning med andre landes søer omfattet af vandrammedirektivet. Det betyder få habitater og dermed et naturligt ringere grundlag for flere arter, herunder også eventuelle følsomme arter. Mange af vore søer ligger desuden isolerede eller er forbundet via små vandløb, hvilket skaber naturlige spredningsbarrierer og dermed også grundlag for fravær af visse arter. Dvs. der kan være flere naturlige årsager til fravær af indikatorarter.

Analysearbejdet i forhold til at identificere egnede indikatorer er koncentreret omkring de mest almindelige søtyper, dvs. LCB1 (ferske, kalkrige, lagdelte (middeldybde >3 m)) og LCB2 (ferske, kalkrige, ikke-lagdelte søer (middeldybde <3 m)). Dette er samtidig de væsentligste i forhold til de EU baserede interkalibreringer i den centralbaltiske GIG. Vi har valgt ikke at gennemføre analyser på de lavvandede, lav-alkaliske søer (LCB3), dystrofe samt brakvandssøer p.g.a. begrænset datamateriale på disse søtyper.

## 7.1 Lavvandede ferske søer

I beskrivelsen af fisketætheden er anvendt syv forklarende miljøvariable: middeldybde, areal, sigtdybde, totalfosforkoncentration (TP), klorofyl *a*, total kvælstofkoncentration (TN) og alkalinitet. Der er generelt anvendt logaritmetransformerede data og de endelige CPUE (Catch Per Unit Effort) fiskedata er baseret på log-transformerede garnfangster.

For at identificere de bedst forklarende variable for fiskebestanden er der gennemført en partial Canonical Correspondence Analyse (pCCA) med de inkluderede miljøvariable. I analysen er kun valgt at inkludere fiskearter, som forekommer i minimum fem søer. På baggrund af en indledende

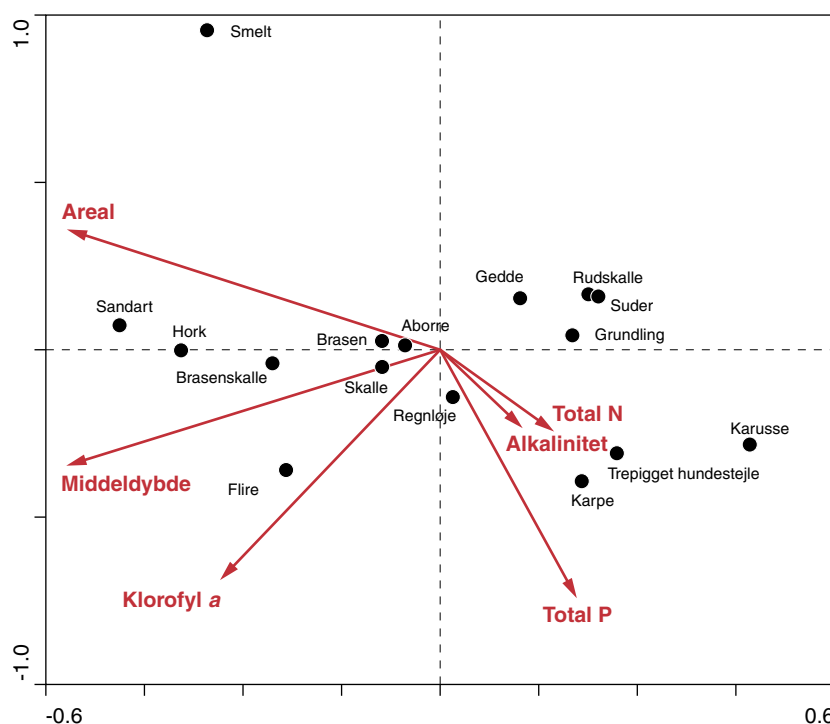
krydskorrelation mellem de inkluderede miljøvariable blev sigtddybden inkluderet som co-variable pga. høj co-variens med flere variable. De seks resterende miljøvariable, fratrasket effekten af sigtddybden forklarede tilsammen 11 % af variationen i fiskesammensætningen, hvor middeldybde og totalfosfor var signifikant forklarende variable (Tabel 7.4). Interkorrelationen mellem variablene er dog relativ stor (mest udpræget for klorofyl *a*) hvilket svækker robustheden af analysen. I den vægtede korrelationsmatrix for analysen ses de højeste korrelationer mellem totalfosfor og klorofyl *a* samt mellem middeldybden og klorofyl *a*, hvilket vil sige, at en del af den forklarende variation for fiskenes fordelingsmønster også forklares af klorofyl *a*. Derudover synes det ikke umiddelbart hensigtsmæssigt at opdele de lavvandede søer yderligere mht. til dybde. Variablene totalfosfor og klorofyl *a* er derfor anvendt som strukturerende faktorer for fiskesammensætningen.

**Tabel 7.4.** Resultatet af multivariat analyse (pCCA) af fiskesammensætningen (biomasse) inkluderende seks miljøvariable og sigtddybde som co-variable (alle seks variable forklarer tilsammen 11 % af fiskenes fordelingsmønster).

| Variable          | P     | F    |
|-------------------|-------|------|
| Middeldybde       | 0,005 | 3,36 |
| Totalfosfor       | 0,005 | 3,05 |
| Areal             | 0,008 | 2,68 |
| Klorofyl <i>a</i> | 0,060 | 1,82 |
| Total kvælstof    | 0,345 | 1,11 |
| Total alkalinitet | 0,528 | 0,88 |

Kun få arter er tæt knyttede til enkelte variable. F.eks. foretrækker gedden de mere klarvandede søer, mens f.eks. sandart foretrækker de dybere og større søer, hvilket ikke er overraskende. Karudse og karpe er relateret til højere næringsstofniveauer, mens skalle, brasen og aborre i højere grad er afhængig af flere variable, hvilket ses ved deres placering centralt i ordinationsdiagrammet (Figur 7.1).

**Figur 7.1.** Plot af multivariat analyse (pCCA), der viser fiskearternes placering i relation til seks miljøvariable.



## 7.2 Mulige indikatorer

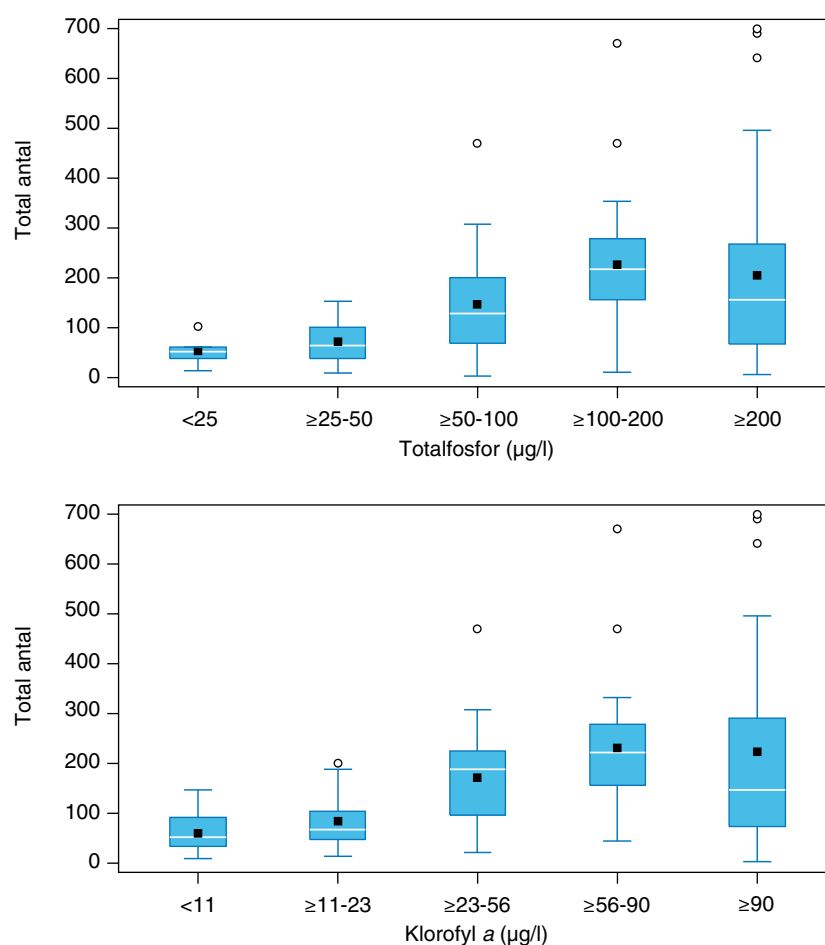
I forbindelse med udviklingen af en multipel EQR (Ecological Quality Ratio) værdi er en række variable vurderet i forhold til totalfosfor og klorofyl *a*. Af disse er fire variable udvalgt til at indgå i det samlede fiskebaserede fiskeindeks. Disse er NPUE (Number Per Unit Effort), % rovfisk (biomassebaseret) >10 cm, % Skalle/brassen/hybrider (biomassebaseret) samt individbiomassen baseret på den totale fangst i et garn. Baggrundsdata for indikatorerne er volumenvægtede data, forstået på den måde, at i søer med flere dybdestrata, antages det, at volumen er ens i de enkelte strata. Nedenfor er gennemgået de enkelte udvalgte indikatorer.

### Antal fisk pr. garn – NPUE

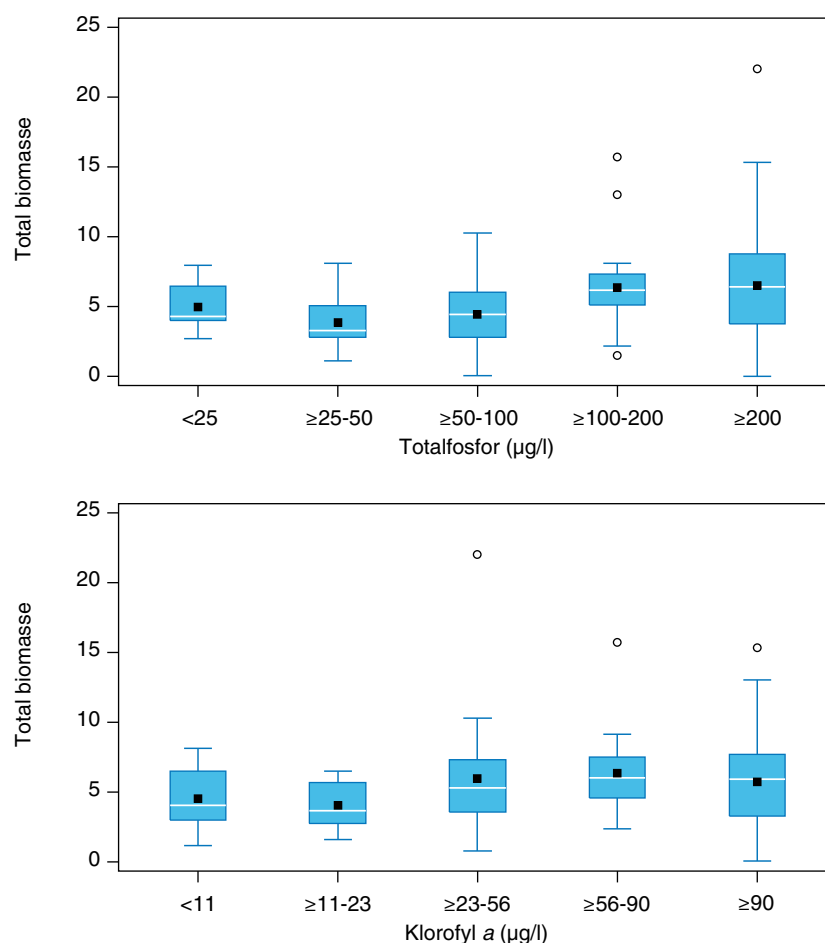
Ligesom i adskillige andre studier er fisketætheden relateret til eutrofieringstilstanden i den enkelte sø. I takt med en øget eutrofiering øges fisketætheden. Der er således en klar relation til såvel totalfosfor koncentration som klorofylniveau (Figur 7.2). Fisketætheden ser dog ud til at falde i den højeste totalfosfor- og klorofyl *a* gruppe, hvilket imidlertid ikke har betydning for grænseværdien mellem god og moderat kvalitet.

Betragtes den totale biomasse er der ikke samme gode relation mellem fangst og næringsstofniveau, hverken i relation til totalfosfor eller klorofyl *a* (Figur 7.3). Her er der tale om en næsten uændret biomasse uanset næringsstofniveau, dog med en svag stigning ved de højeste næringsstofniveauer. Dette kan tilskrives en ændring fra større fisk til mindre fisk ved højt næringsstofniveau.

**Figur 7.2.** Antal fisk i relation til totalfosforkoncentration (øverst) og klorofyl *a* indhold (nederst).



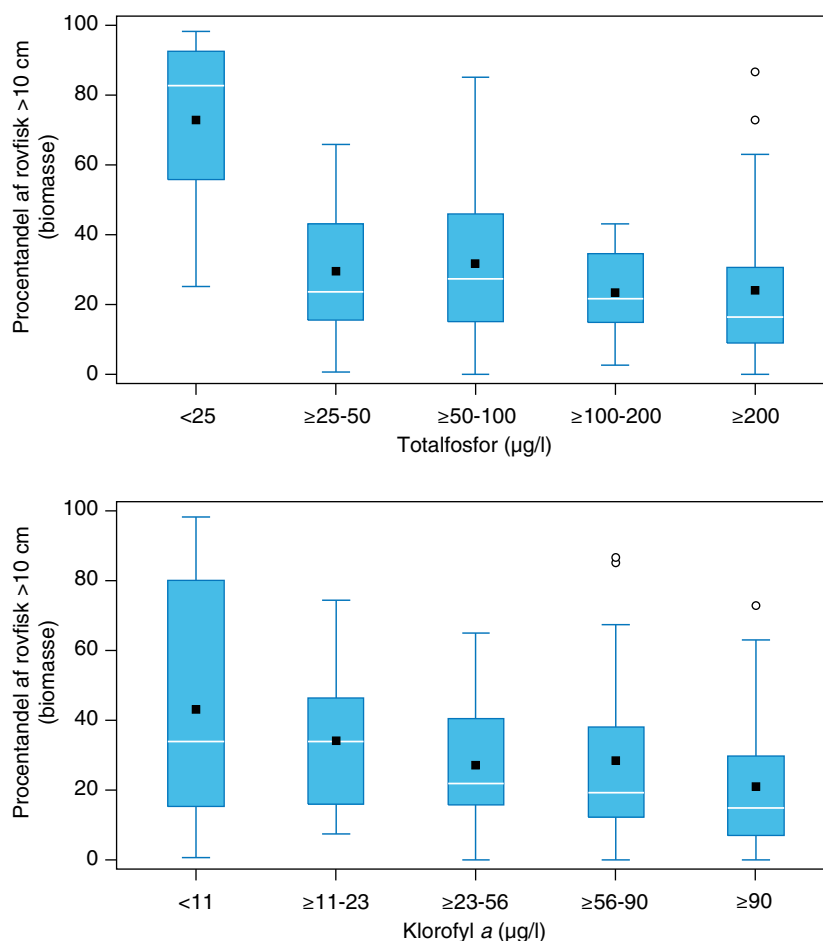
**Figur 7.3.** Total biomasse af fisk pr. garn i relation til indhold af totalfosfor (øverst) og klorofyl *a* (nederst).



#### Procent rovfiskebiomasse > 10 cm

I takt med en øget eutrofiering favoriseres fredfisk, som brasen og skalle, frem for rovfiskene. Dette afspejler sig i en klar reduktion i rovfiskenes procent-andel (Figur 7.4). Det har været forsøgt at anvende alle størrelser af rovfisk, men bedste sammenhæng er observeret i relation til rovfisk større end 10 cm. Årsagen kan være varierende ynglesucces, hvilket kan forstyrre signalet i forhold til søens aktuelle miljøtilstand. Aborre >10 cm giver en lignende respons, som rovfisk generelt i relation til totalfosfor og klorofyl *a*, men i og med den valgte indikator "rovfisk" inkluderer såvel gedde som sandart, er denne indikator mere robust og generel i forhold til "kun" aborre >10 cm. Betragtes "springet" mellem de enkelte totalfosfor-klasser og klorofylklasser er der for totalfosfor's vedkommende, tale om et stort spring mellem klasse 1 (<25 µg TP/l) og klasse 2 (25-50 µg TP/l). Springet udlignes imidlertid ved den endelige grænsefastlæggelse mellem høj og god kvalitet pga. en meget lille forskel ved anvendelse af klorofyl *a* som eutrofieringsmål (Figur 7.4). Klorofyl vil således være en dårligere indikator hvis denne stod alene, fremfor når den er kombineret med totalfosfor. Inkluderingen af gedde i rovfiskene, kunne tænkes at give forholdsvis store forskydninger i biomassen afhængig af hvorvidt der blev fanget enkelte store gedder. Dette er imidlertid ikke tilfældet, hvorfor gedde er bevaret som en del af rovfiske-indikatoren.

**Figur 7.4.** Procentandelen af rovfisk (% af total fiskebiomasse, som udgøres af gedde, aborre og sandart større end 10 cm) i forhold til indhold af totalfosfor (øverst) og klorofyl *a* (nederst).

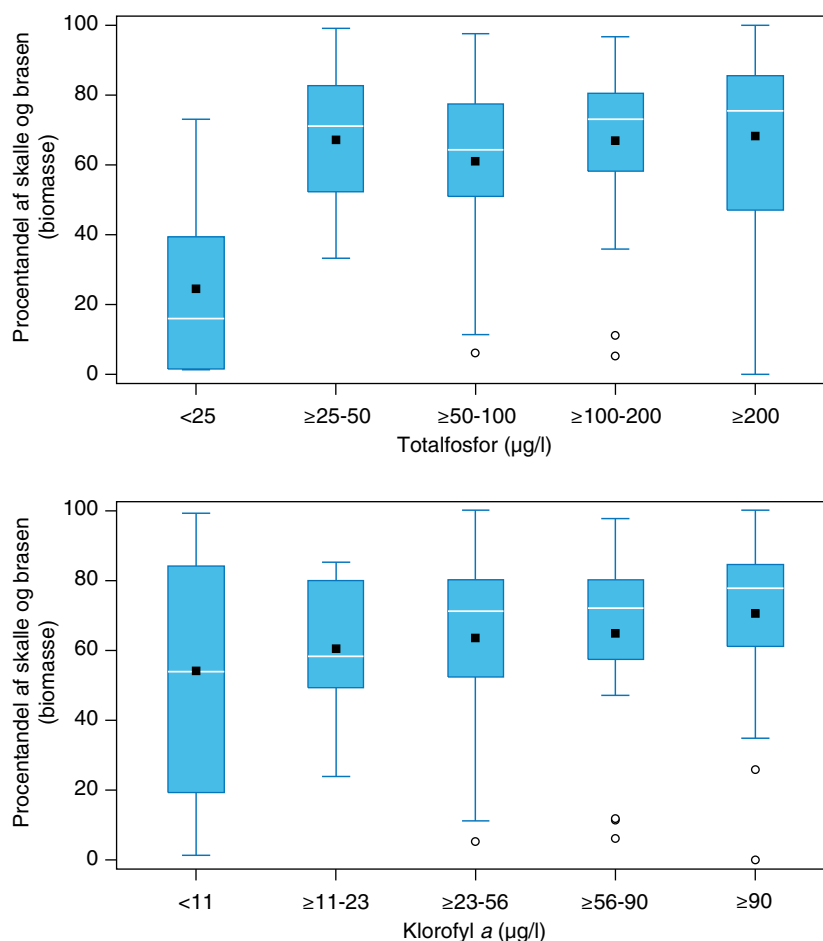


#### Procentandel skalle, brasen og skalle-brasen hybrid-biomasse

Som nævnt favoriseres fredfisk med øget eutrofiering. Således observeres også en øget forekomst af skalle, brasen og skalle/brasen hybrider ved øget klorofyl *a* og fosforkoncentration (Figur. 7.5). Den gode relation med eutrofiering skyldes at mindst én, hvis ikke begge arter meget ofte findes i de danske søer (se tabel 7.3). Inkluderer alle karpefisk er relationen i forhold til totalfosfor og klorofyl *a* mindre god, formentlig pga. en meget variabel biomasse forårsaget af primært store karper. Dette på trods af at fangsten fra de største maskestørrelser (68 og 86 mm) ikke er inkluderet i analyserne.

Ligesom for rovfiskenes vedkommende ses for skalle, brasen og hybrider heraf et stort "spring" mellem klasse 1 (<25 µg TP/l) og klasse 2 (25-50 µg TP/l). Men også her udlignes springet ved den endelige grænsefastlæggelse mellem høj og god kvalitet, pga. en kun ringe forskel ved anvendelse af klorofyl *a* som eutrofieringsmål (Figur 7.5).

**Figur 7.5.** Procentandelen (biomasse) af skalle og brasen (og deres hybrider) i forhold til indhold af totalfosfor (øverst) og klorofyl *a* (nederst).



### Individbiomasse

Individbiomassen fremkommer som forholdet mellem BPUE (Biomass Per Unit Effort) og NPUE, dvs. gennemsnits-individ-biomassen for samtlige fisk i et garn. Dette betyder, at individbiomassen er størst i søer med høj og god vandkvalitet og aftager med øget eutrofiering i takt med at fiskene bliver flere og mindre. Dette er helt i tråd med en manglende markant ændring i total biomasse ved øget eutrofieringsgrad (Figur 7.3, og tilhørende tekst). I forhold til tidligere arbejde er datagrundlaget forbedret for specielt de renere søers vedkommende. Således indgår hhv. seks og 15 søer i de "pæneste" totalfosfor og klorofyl *a* klasser.

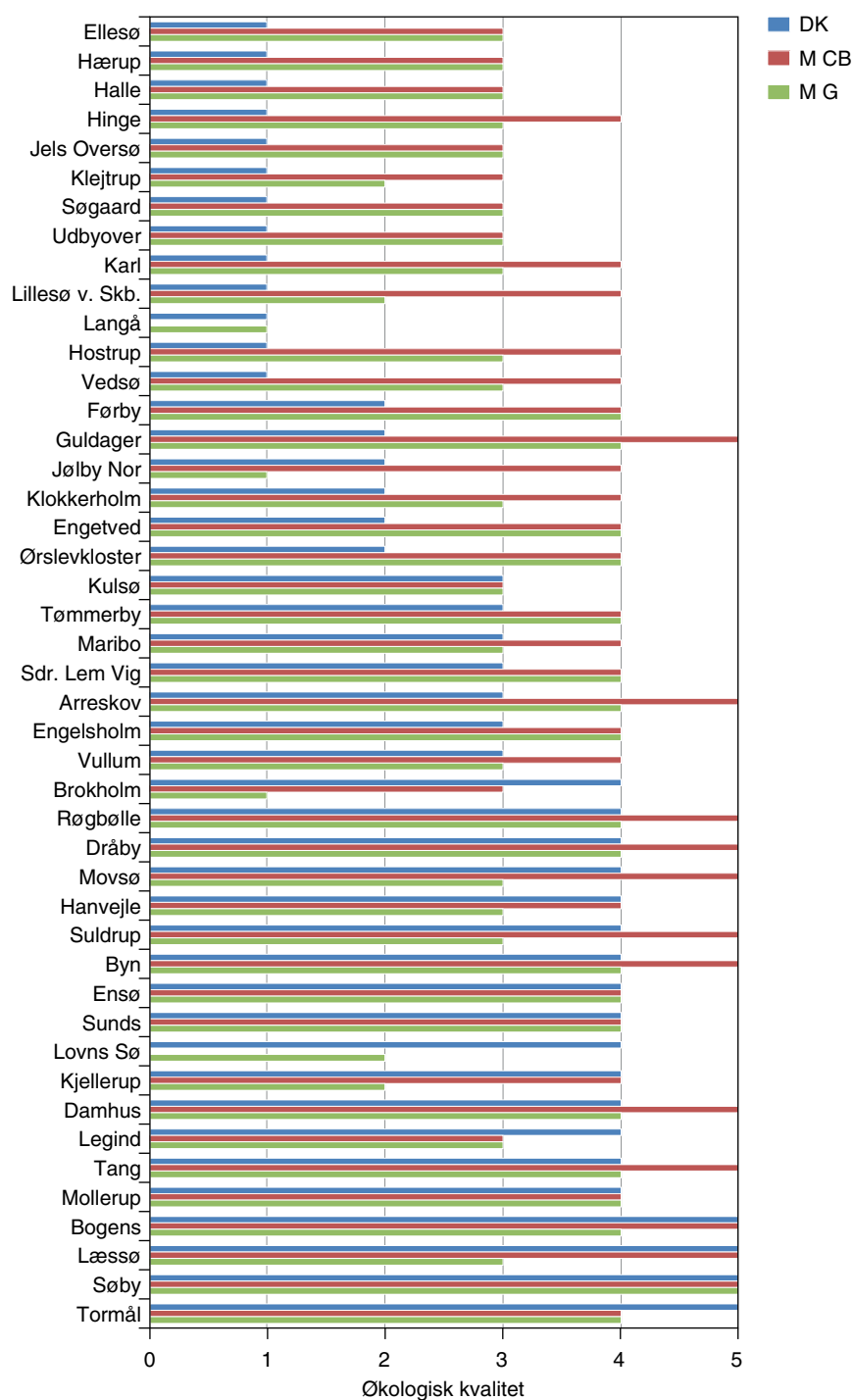
#### 7.2.1 Kalibrering med et centralbaltisk indeks

I EU-regi har der været et centralbaltisk fiskeindeks (CB-indeks) under udvikling i perioden 2009-2011. Dette indeks er baseret på et nationalt tysk fiskeindeks kombineret med input fra medlemsstater i den centralbaltiske GIG, bl.a. Holland, Danmark, Frankrig, Tjekkiet, Polen, Estland, Letland, Litauen og England. Det første centralbaltiske indeks var baseret på total WPUE (fangstvægt pr. garn) af bentiske arter: brasen + skalle og enkelte specifikke arter. En sammenligning mellem de danske resultater med det første CB-indeks viste en del uoverensstemmelser mellem flere af de testede søer. Specielt i søerne vurderet til at have en "dårlig" kvalitet jf. det danske indeks, var der stor uoverensstemmelse (2-3 kvalitetsklasser) med CB-indekset, hvorimod der var god overensstemmelse i søerne med god og høj kvalitet jf. det danske indeks. En årsag til uoverensstemmelsen i søerne med ringest kvalitet var bl.a. et spørgsmål om, hvor grænserne blev sat mellem

kvalitetsklasserne. CB-indekset tolererede således en noget højere procentdel karpefisk i søer med god kvalitet, end det var tilfældet i det danske indeks.

På trods af forholdsvis lille geografisk afstand mellem de involverede medlemsstater varierer fiskebestandene betydeligt, f.eks. også mellem Tyskland og Danmark. På baggrund af bl.a. resultaterne præsenteret i dette kapitel er udkastet til det centralbaltiske indeks efterfølgende modificeret. Således er f.eks. bentiske arter nu udeladt, ligesom obligatoriske arter jf. det tyske indeks er udeladt. Årsagen er, at mange af disse "obligatoriske" arter er naturligt fraværende i danske søer pga. søernes lille størrelse eller manglende kontakt til store vandsystemer.

**Figur 7.6.** Sammenligning mellem det danske (DK) indeks, det modificerede centralbaltiske (M CB) indeks og modificerede tyske (M G) fiskeindeks udført på 46 danske lavvandede søer. Søerne er sorteret på baggrund af det danske indeks, fra ringe (1) til høj (5) økologisk kvalitet.



Med udgangspunkt i det modificerede CB indeks (M CB indeks) er der foretaget en direkte kalibrering mellem det danske, M CB-indekset og et tysk indeks (M G indeks), på 46 lavvandede danske søer fisket i perioden 2004-2010, Figur 7.6.

I figur 7.6 er søerne sorteret jf. det danske indeks fra ringe (1) til høj (5) økologisk kvalitet. I den pæne ende af spektret, dvs. høj og god økologisk kvalitet, er der god overensstemmelse med de øvrige to indeks, og specielt i relation til M CB indekset, hvilket må betragtes som værende væsentligst. Her er der maksimalt en uoverensstemmelse på én kvalitetsklasse (god eller høj kvalitet) i forhold til M CB indekset. Herefter følger 7 søer, som, med undtagelse af Arreskov Sø, varierer mellem moderat (DK-indeks) eller god økologisk kvalitet jf. M CB indekset. Disse følges af yderligere 19 søer, som viser ringe eller dårlig økologisk kvalitet, jf. det danske indeks, men som udviser en økologisk kvalitet 2-3 klasser bedre jf. M CB indekset. Man kan efterfølgende gå ind og vurdere på hvilket indeks vurderes til at være det mest korrekte. I en sådan vurdering giver det umiddelbart ikke mening at søer som Førby Sø, Hinge Sø, Guldager Sø, Karl Sø, Lillesø v. Skanderborg eller Klokkeholm Sø skal have en god økologisk kvalitetsvurdering. Her vurderes det danske indeks at give et mere sandt billede af den aktuelle økologiske kvalitet.

### 7.3 Dybe ferske søer

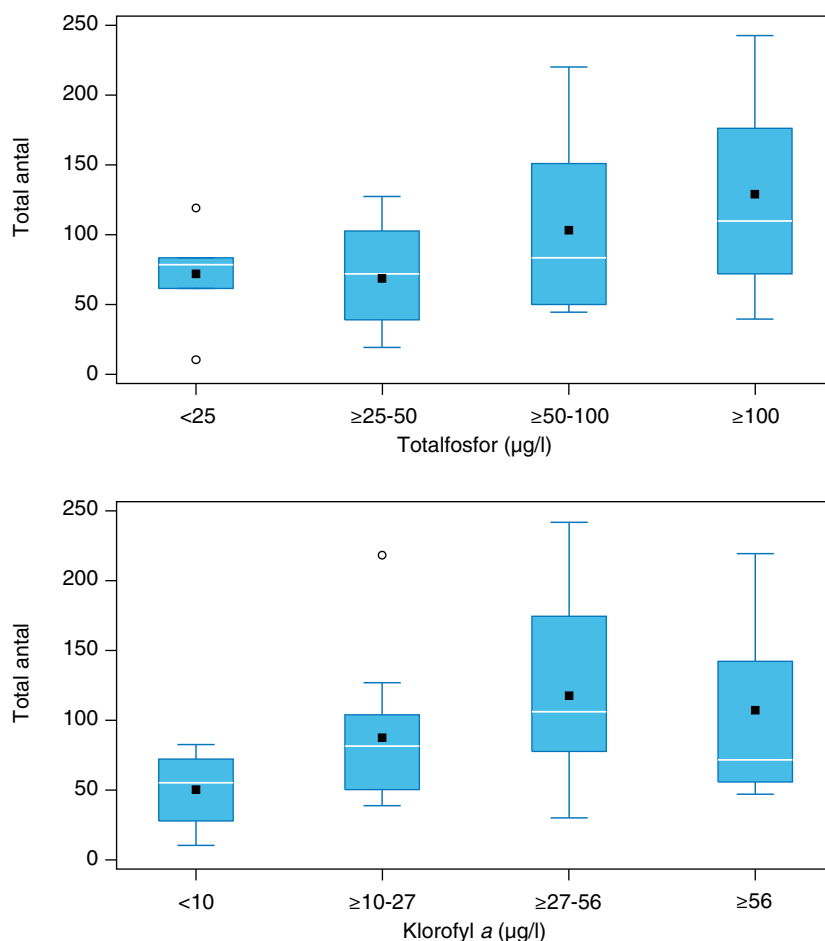
I Danmark er dybe søer ikke så hyppigt forekommende som lavvandede søer, og i perioden 2004-2009 er der kun foretaget fiskeundersøgelser i 45 dybe søer, hvoraf 44 er inkluderet i denne analyse. Med udgangspunkt i analyserne fra de lavvandede søer er de samme indikatorer valgt for de dybe søer. Pga. det færre antal søer og specielt få rene søer, er de to reneste totalfosfor (0-0,012 og >0,012-0,025 mg/l) og klorofyl *a* grupper (0-5 og >5-11 µg/l) slået sammen. Dvs. i den rene ende af de inkluderede søer, skelnes kun mellem god og moderat kvalitet idet denne grænse er den væsentligste i forhold til Vandrammedirektivet. På trods heraf består den reneste gruppe (høj og god kvalitet) kun af seks søer.

#### 7.3.1 Potentielle indikatorer

##### Antal fisk pr. garn - NPUE

Ligesom i de lavvandede søer øges fisketætheden også i de dybe søer med øget eutrofiering. Generelt er fisketætheden dog ofte mindre i de dybe søer sammenlignet med de lavvandede søer og specielt i de mere næringsrige søer er denne forskel karakteristisk (Figur 7.7). F.eks. når vi kun sjældent over 200 fisk pr garn i de dybe søer, mens 250-300 fisk pr garn ikke er usædvanligt i de lavvandede søer. Den lavere fisketæthed i de dybe søer betyder også mindre forskel mellem grænseværdierne mellem de respektive kvalitetsklasser i disse søer. Dette gør sig specielt gældende i de mindre pæne (mere næringsrige) dybe søer (Boks 7.1).

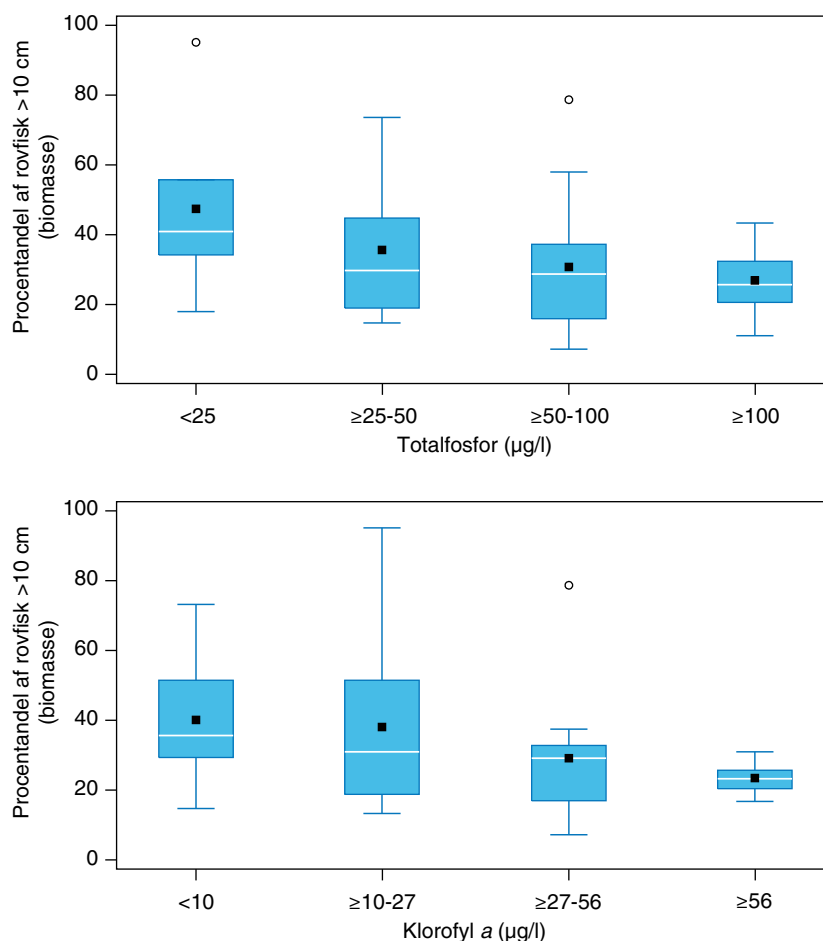
**Figur 7.7.** Antal fisk (Total number) i relation til totalfosforindhold (øverst) og klorofyl *a* indhold (nederst) i dybe søer. Såvel høj som god kvalitet er indeholdt i det laveste totalfosfor og klorofyl interval (hhv.  $<25 \mu\text{g TP}$  og  $11 \mu\text{g Chl } a$ ).



#### Procent rovfiskebiomasse >10 cm

De piscivore fisk udgøres af aborre, gedde og sandart >10 cm, og der observeres en konsekvent faldende biomasse af rovfisk med øget eutrofiering (Figur 7.8), dette både i forhold til totalfosfor og klorofyl *a*. Også i relation til rovfiskene er der ikke stor forskel på grænserne mellem de respektive vandkvalitetsklasser, hvilket betyder at kun små variationer fra det ene år til det næste reelt kan betyde en forskydning i kvalitetsklasse. Alligevel må det forventes, at der generelt skal rimelig store ændringer til førend en reel forskydning i kvalitetsklasse vil ske, da det kræver ændringer indenfor alle 4 indikatorer, som indgår i det samlede fiskeindeks.

**Figur 7.8.** Procentandelen af rovfisk (% af total fiskebiomasse, som udgøres af gedde, aborre og sandart større end 10 cm) i forhold til indhold af totalfosfor (øverst) og klorofyl *a* (nederst) i dybe søer.



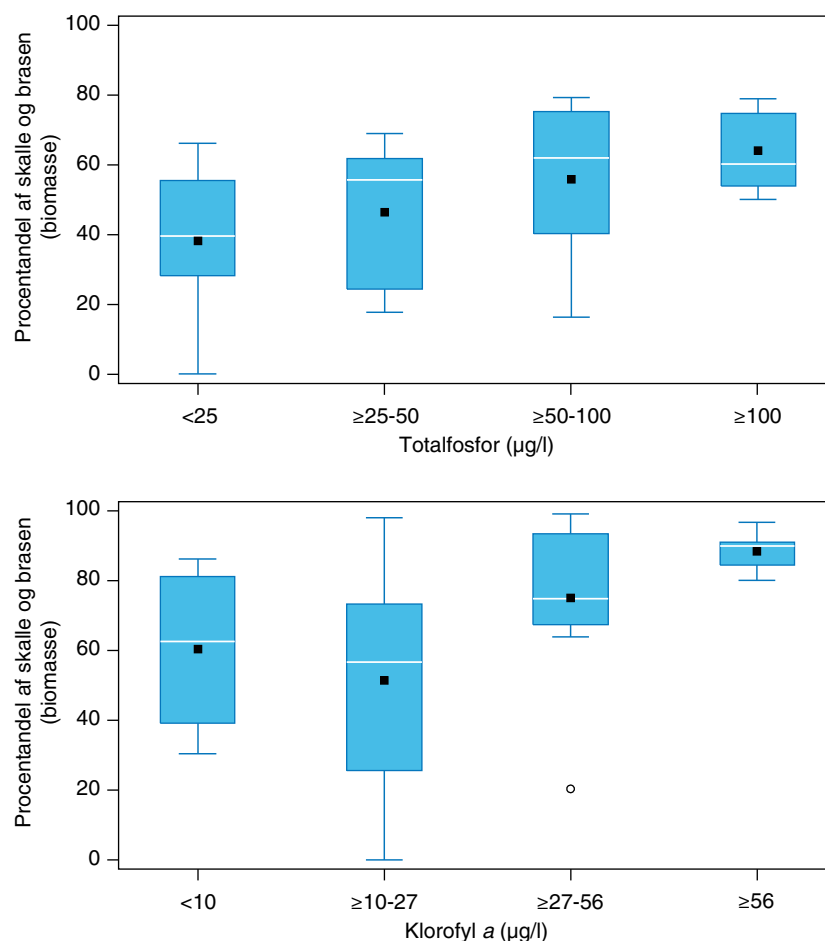
#### Procentandel skalle, brasen og skalle-brasen hybrid-biomasse

I de dybe søer er det, ligesom i de lavvandede søer, bedst kun at lade skalle, brasen og hybrider af de to arter repræsentere karpesfiskene. Vedr. de dybe søer er det værd at bemærke, at den mindste spredning på resultaterne observeres i den højeste totalfosfor og klorofyl *a* gruppe (de mest eutrofierede, figur 7.9). Et tilsvarende resultat er observeret for rovfiskene, illustrerende en stærk respons fra begge de to fiskegrupper på eutrofiering (Figur 7.9). Det kan så tilføjes at dette er mindre væsentligt i relation til grænsen mellem god og moderat kvalitet.

For karpesfiskenes vedkommende ses dog ikke en helt så konsekvent respons i relation til klorofyl *a* som til totalfosfor (Figur 7.9).

I de dybe søer observeres ikke det samme store "spring" i biomasse relateret til totalfosfor, fra én kvalitetsklasse til den næste kvalitetsklasse, som observeret i de lavvandede søer. Baggrunden herfor er formentlig igen den generelt mindre tæthed og mindre spredning på resultaterne gående fra næringsfattig til næringsrig tilstand.

**Figur 7.9.** Procentandelen (biomasse) af skalle og brasen (og deres hybrider) i forhold til indhold af totalfosfor (øverst) og klorofyl *a* (nederst).



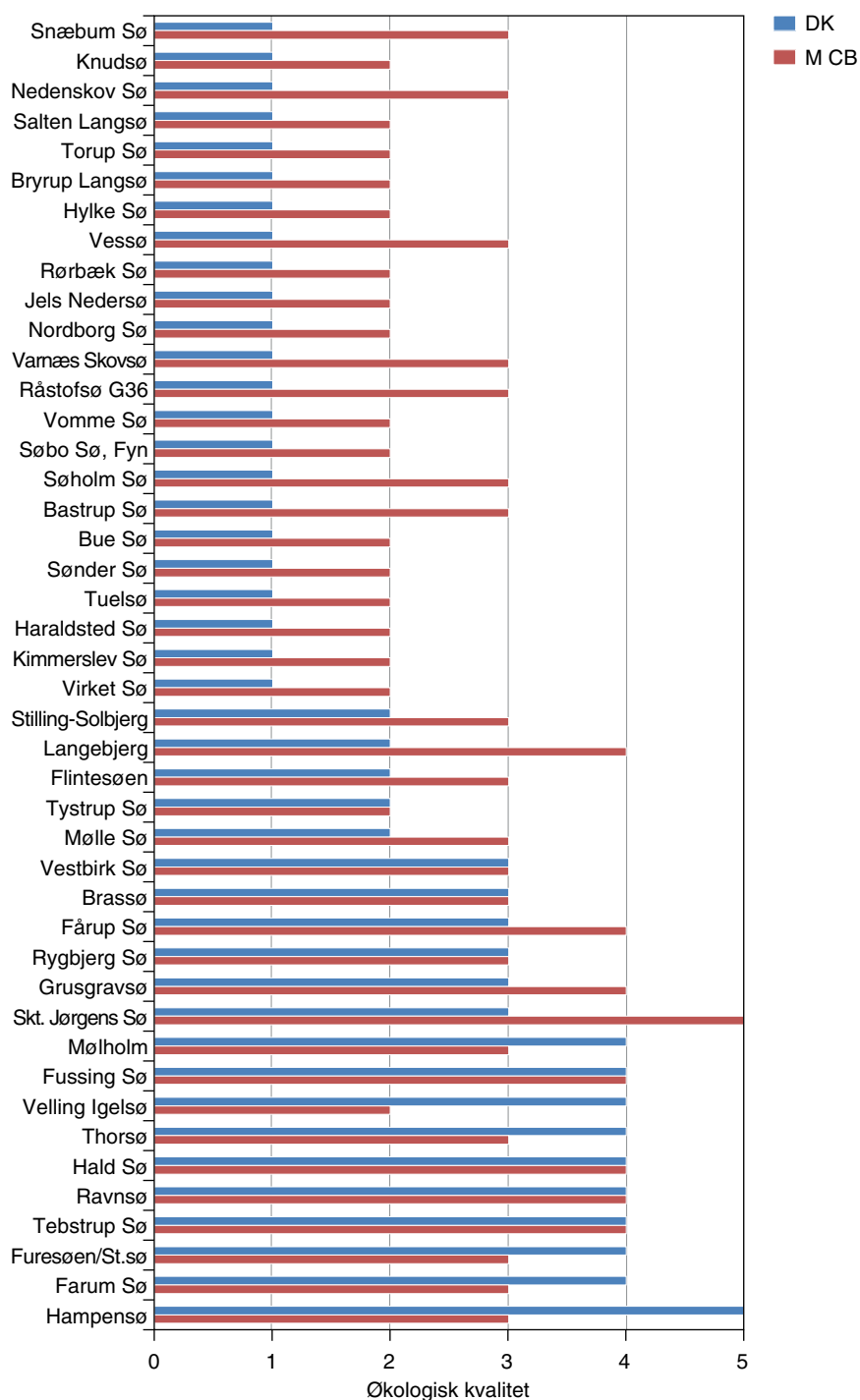
#### Individbiomasse

Tilsvarende de lavvandede søer er individbiomassen i de dybe søer størst i de rene søer med god vandkvalitet og dominans af større fisk. I takt med en eutrofiering og dermed forringet vandkvalitet reduceres størrelsen af den enkelte fisk og individbiomassen falder tilsvarende. Indikatoren fremkommer ved anvendelse af den totale biomasse i relation til hhv. totalfosfor og klorofyl *a*, samt det totale antal fisk ligeledes i relation til totalfosfor og klorofyl *a*.

#### 7.3.2 Kalibrering med det modificerede Centralbaltiske index

Anvendes det ovenfor beskrevne indeks på de dybe danske søer (middeldybde >3 m) fordeler de sig med 10 søer i god/høj tilstand, seks søer i moderat tilstand, fem søer i ringe tilstand og i alt 23 søer i dårlig tilstand. Dvs. baseret på det multiple fiskeindeks placeres et større antal søer i den gode/høje kvalitetstilstand, sammenlignet med når kvaliteten baseres på totalfosfor og klorofyl *a*, hvor kun hhv. 8 og 6 søer falder indenfor høj/god kategori.

**Figur 7.10.** Sammenligning mellem det foreslåede danske indeks (DK) og det central baltiske indeks (M CB) på 44 undersøgte dybe danske søer. Søerne er sorteret på baggrund af det danske indeks, fra dårlig (1) til høj (5) økologisk kvalitet.



Med udgangspunkt i det danske indeks (DK) og det modificerede CB indeks (M CB indeks) er der ligesom for de lavvandede søer foretaget en direkte kalibrering mellem DK og M CB indekset på 44 "dybe" (middeldybde >3 m) danske søer. Betragtes de 10 søer, som på baggrund af det danske indeks udviser god/høj kvalitet, resulterer M CB indekset kun i fire søer med god/høj kvalitet. De resterende seks resulterer i en ringere kvalitetsklasse (moderat eller ringe (kun for Velling Igelsø)). Én af disse søer er Hampen Sø, som ud fra en ekspertvurdering, må antages at tilhøre kategorien god/høj kvalitet. Årsagen hertil er primært, at en forholdsvis høj WPUE værdi, målt som kg/m<sup>2</sup>, virker negativt i M CB indekset uanset individ biomassen. I DK indekset spiller en høj WPUE ingen rolle, blot individbiomasse er stor.

Elleve søer, udviser moderat eller ringe kvalitet efter det danske indeks. Af disse viser fire søer god/høj kvalitet efter M CB indekset. F.eks. udviser Skt. Jørgens Sø høj kvalitet efter M CB indekset pga. meget lav WPUE, mens den vurderes til moderat kvalitet efter DK indekset pga. lille individbiomasse og forholdsvis få rovfisk. Det samme gør sig gældende for Grusgravsø, Fårup Sø og Langebjerg Sø – enten lav individbiomasse, lav rovfiskebiomasse eller høj skalle/brasen biomasseandel.

De 23 søer med dårlig vandkvalitet jf. DK indekset udviser ringe/moderat kvalitet jf. M CB indekset. En primær årsag er at M CB indekset tolererer en højere procentdel skalle/brasen-biomasse end DK indekset, ligesom individbiomassen er en del af DK indekset uden at være det i M CB indekset.

### **Usikkerhed**

Der vil altid kunne stilles spørgsmål ved sikkerheden i indekset, pga. den store variation i datagrundlaget indenfor den enkelte kvalitetsklasse (totalfosfor og klorofylintervaller, se figur 7.2 til 7.5 og fig. 7.7 til 7.9). Størrelsen af overlappet mellem de enkelte kvalitetsklasser kan således anvendes til en vurdering af hvor stor risiko der er for fejlvurdering af en kvalitetsklasse. Ved at beregne en kombineret EQR4 værdi, reduceres usikkerheden imidlertid, men samtidig skærpes kravene til den enkelte sø også. Det bedste tjek på indekset fås ved at teste det på uafhængige datasæt.

### **Uafhængigt datasæt**

Indekset for de dybe søer er baseret på fiskedata indsamlet i NOVANA-regi gennem perioden 2004-2009, og vil blive testet på et uafhængigt datasæt indsamlet i de efterfølgende år. Der er siden 2009 foretaget fiskeundersøgelser i 10 dybe søer, hvilket betyder at det uafhængige datamateriale, hvorpå der kan foretages en test fortsat er begrænset.

En aftestning består i en beregning af EQR værdien for den enkelte sø efterfulgt af en ekspertvurdering om hvorvidt EQR værdien giver et tilfredsstillende billede af den aktuelle tilstand. Dermed ikke være sagt at ekspertvurderingen giver det sande billede, men blot at den kan bidrage til en generel vurdering af indeksets anvendelighed. Denne del vil blive udført i forbindelse med et igangværende indikatorprojekt foranlediget af Naturstyrelsen.

### **Foreløbigt indeks**

Nærværende indeks er stadig under udvikling, men i sin afsluttende fase. Således mangler i øjeblikket kun en officiel godkendelse af udkastet, og efterfølgende vil det blive inddraget i et interkalibreringsarbejde jf. Vandrammedirektivet.

## Boks 7.1 Indikatorer og indeks vedr. fisk i søer

### Indikatorer:

- NPUE (Number Per Unit Effort); totalfangst (antal) pr. garn
- % rovfisk >10 cm; biomasse af aborre, gedde og sandart over 10 cm, i % af den totale fiskebiomasse
- % skalle- brasen; biomasse af skalle, brasen og skalle/brasen hybrider i % af den totale fiskebiomasse
- Individbiom. Middel-individbiomasse i den totale fangst (BPUE/NPUE), g

### Fiskeindeks søer:

Forslag til scoringssystem og indeks for fisk baseret på forekomst af total fisketæthed og fiskearter i henholdsvis dybe og lavvandede søer. Beregningerne af grænseværdierne er baseret på gennemsnitsværdier af medianer for indikatoren i relation til hhv. totalfosfor og klorofyl *a* koncentration. F.eks. er grænseværdien mellem høj og god status i lavvandede søer beregnet som gennemsnitsværdien mellem medianværdien for den laveste totalfosfor gruppe (0-25 µg P/l og medianværdien for den laveste klorofylgruppe (0-11 µg klorofyl *a*/l). totalfosfor er i lavvandede søer grupperet som følger: 0-5 µg/l, >5-50; >50-100; >100-200; >200 µg totalfosfor/l og klorofyl *a* er grupperet som 0-11 µg/l  $\geq 11-23$ ,  $\geq 23-56$ ,  $\geq 56-90$ ,  $\geq 90$  µg/liter. I de dybe søer er totalfosfor grupperet som 0-12 µg /l,  $\geq 12-25$ ;  $\geq 25-50$ ;  $\geq 50-100$ ;  $\geq 100$  µg totalfosfor/l og klorofyl *a* er grupperet som 0-5 µg/l,  $\geq 5-11$ ,  $\geq 11-27$ ,  $\geq 27-56$ ,  $\geq 56$  µg/l. Totalscoren beregnes ved at summere scoren for de enkelte indikatorer. Totalscoren kan efterfølgende omsættes til en økologisk kvalitetsklasse, hvor: høj = 12-11, god = 10-8, moderat = 7-6, ringe = 5-4 og dårlig = 3-0.

|                       | Lavvandede søer |          |         | Dybe søer |          |         |
|-----------------------|-----------------|----------|---------|-----------|----------|---------|
|                       | 3 points        | 2 points | 1 point | 3 points  | 2 points | 1 point |
| NPUE, antal           | <52             | <66      | <158    | <50*      | <66      | <76     |
| %rovfisk >10 cm, biom | >58             | >29      | >25     | >53**     | >38      | >30     |
| %skalle-brasen, biom  | <35             | <64      | <68     | <30*      | <45      | <51     |
| Individbiom., g       | >79             | >52      | >30     | >44**     | >42      | -       |
| Total score           |                 |          |         |           |          |         |

\* Baseret på 25 % percentilen af god kvalitet; \*\* Baseret på 75 % percentilen af god kvalitet.

En sammensat EQR-værdi beregnes ud fra ovennævnte indikatorer ved division af den opnåede score med maks. scoren (12).

Ringe=0-0,25

Dårlig $\geq 0,25-0,45$

Moderat $\geq 0,45-0,6$

God $\geq 0,6-0,8$

Høj $\geq 0,8-1$

## 8 Klima og afstrømning

Variationer i de klimatiske forhold og afstrømning kan både direkte og indirekte influere på søernes miljøtilstand. I nedbørsrige år med stor afstrømning vil der generelt være en større tilførsel af næringsstoffer fra dyrkede og udyrkede arealer til søerne – specielt af kvælstof. Vandets opholdstid vil til gengæld være kort, og derfor vil der være tendens til, at stoftilbageholdelsen i søerne i procent af tilførslen vil være relativt mindre end i et "tørt" år. Temperaturen påvirker direkte en række processer i søerne, og forskelle i temperaturniveauet og sæsonforløbet kan derfor være en medvirkende årsag til forskelle i den generelle miljøtilstand mellem de enkelte år. Også de øvrige klimatiske faktorer påvirker alle, i højere eller mindre grad, søernes tilstand og udvikling. Kendskab til variationer i de klimatiske forhold er således nødvendig, når resultaterne fra søovervågningen skal tolkes.

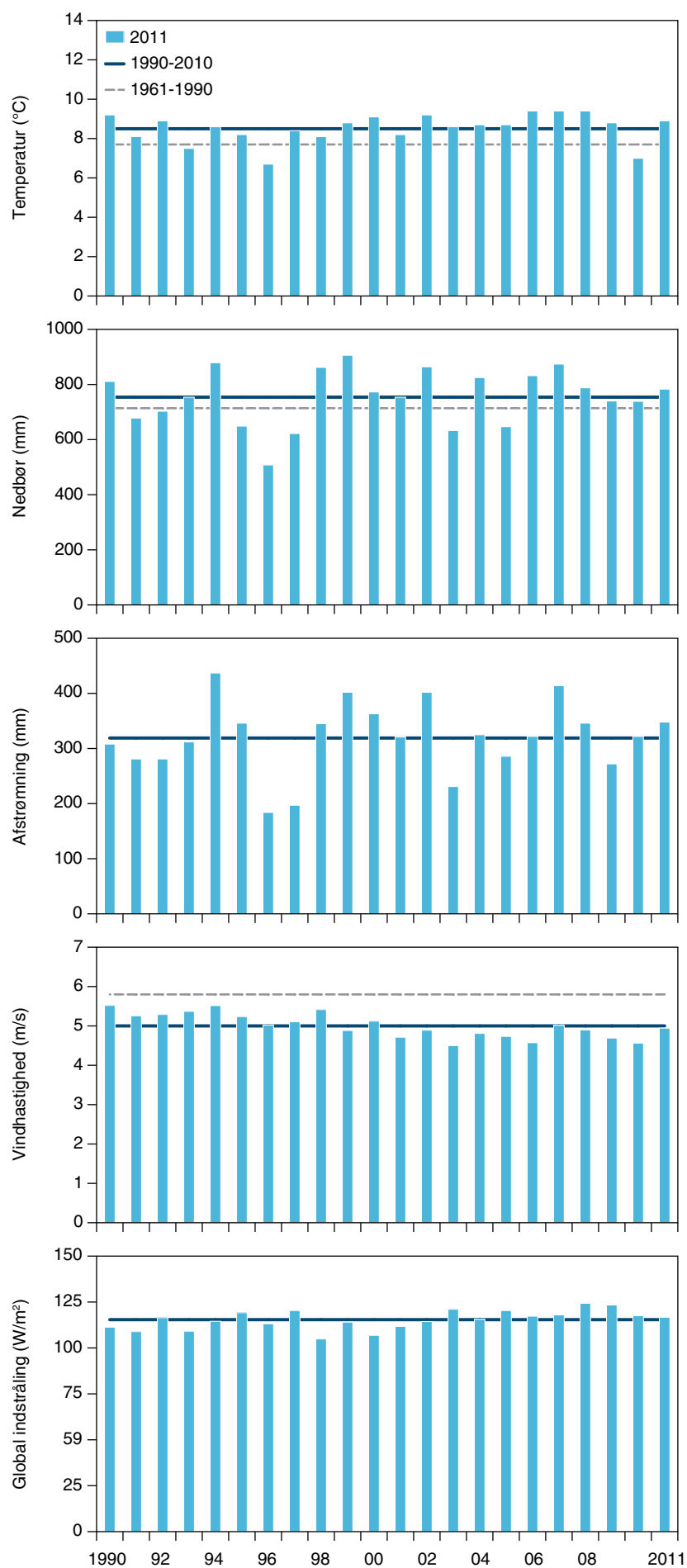
Klimadata er tilvejebragt via DMI's GRID-data (<http://novana.dmi.dk/novana>). Data for temperatur og vindforhold er således baseret på data fra kvadrater på 20x20 km, de såkaldte Grid værdier, mens månedsnedbøren er baseret på 10x10 km grids. For alle parametre er grids'ne 'klippet' med kystlinjen og derefter beregnet for arealet inden for kystlinjen. Det bemærkes, at de anvendte nedbørsværdier ikke er korrigeret for faktorer, som har indflydelse på de faktiske værdier. Disse faktorer er højde over terrænet, vind og wetting (vanddråber, der afsættes på regnmålerens sider, hvorfra de fordamper uden at blive registreret). Månedssdata for nedbør og potentiel fordampning anvendes i beregningen af næringsstofbalancer for 10 af de søer, der indgår i kontrolovervågning af udvikling (kapitel 3.8). For datagrundlag og beregningsmetoder af ferskvandsafstrømningen henvises til Wiberg-Larsen et al. 2012).

Her gives der en kort oversigt over de klimatiske forhold i 2011 sammenlignet med overvågningsperioden 1990-2010 samt "normalperioden", som er defineret som årene 1961-1990.

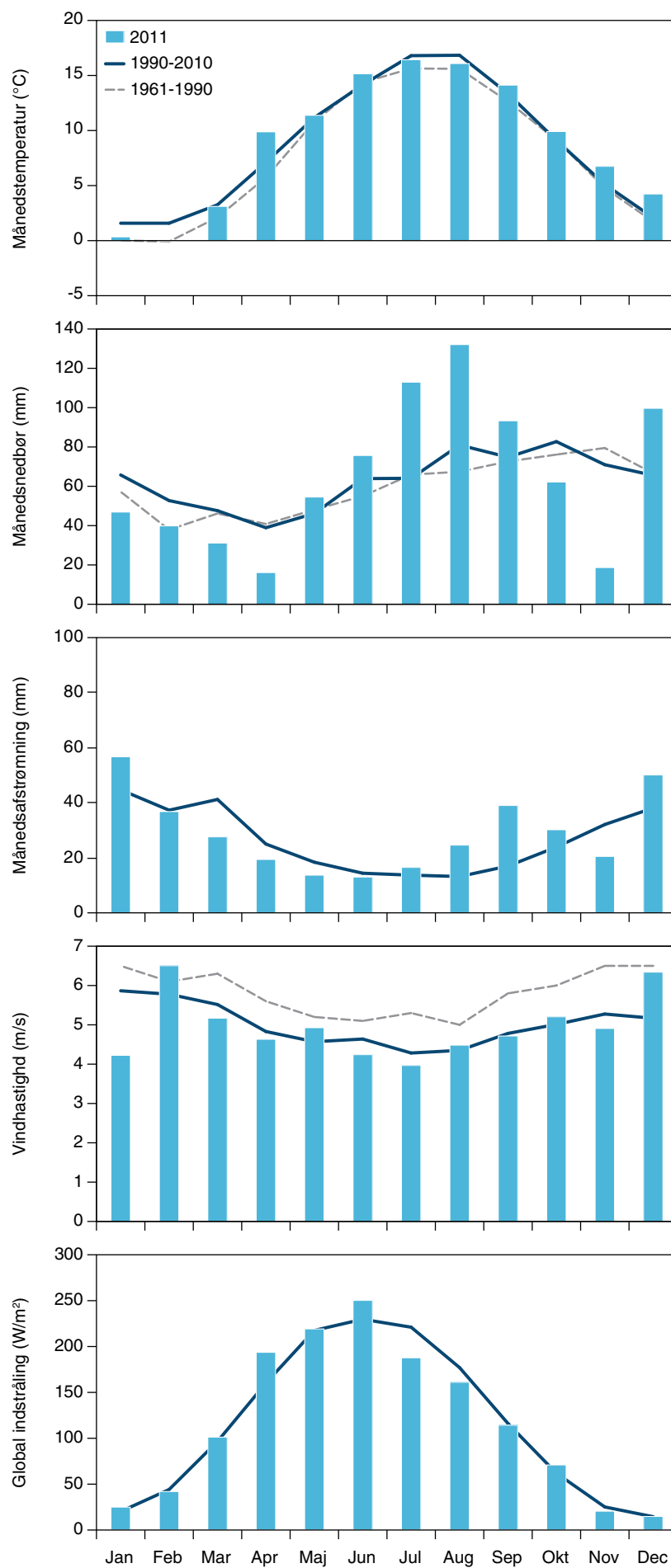
### 8.1 Temperatur og global indstråling

Årsmiddeltemperaturen for hele Danmark var i 2011 på 8,9 °C og dermed 1,2 °C højere end normalgennemsnittet for perioden 1961-1990 og 0,4 °C højere end normalen for 1990-2010 (Figur 8.1). April måned blev rekord varm med en gennemsnitstemperatur på 9,9 °C, men også november og december var varme (hhv. 1,6 og 2,1 °C varmere end normalen for 1990-2010). Hele 11 måneder var varmere end normalen for 1961-1990 – kun februar var en anelse koldere (Figur 8.2) Således er der i 22-års perioden 1990-2011 kun tre år, der har været koldere end normalen for de foregående 30 år, mens otte år har haft en lavere årsgennemsnitstemperatur end normalen for perioden 1990-2010. Heraf ligger de syv af årene med lavere årsgennemsnitstemperatur i den første del af perioden, 1990-2001.

**Figur 8.1.** Årsværdier for temperatur, nedbør, ferskvandsafstrømning, vindhastighed og global indstråling for Danmark 1990-2011. Desuden er gennemsnit for perioderne 1961-1990 (dog ikke for ferskvandsafstrømning og global indstråling) og 1990-2010 indlagt. Data fra hele Danmark.



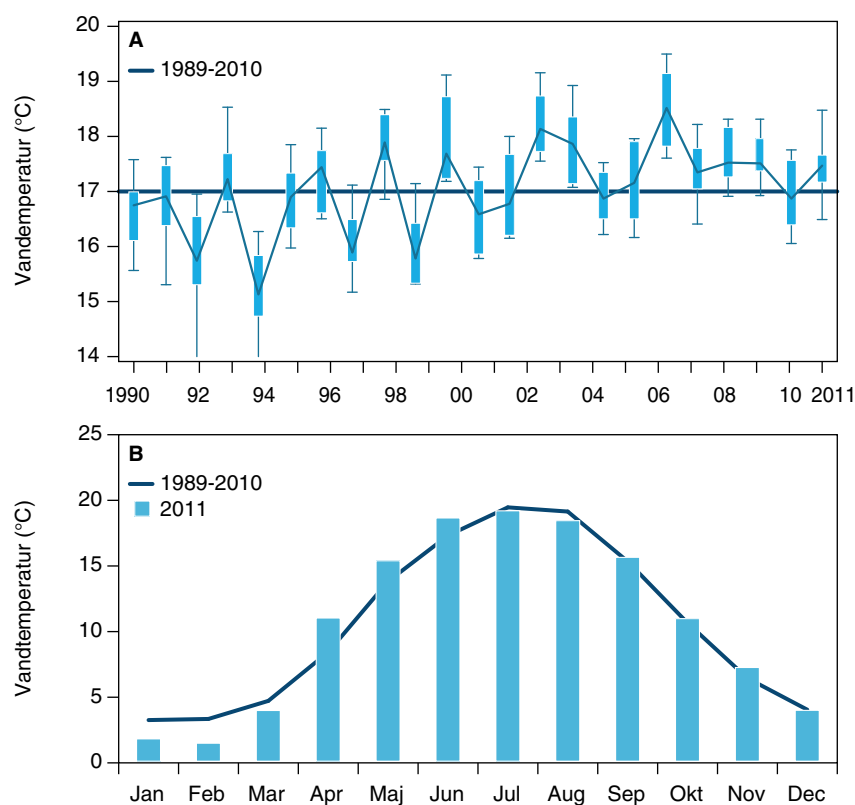
**Figur 8.2.** Månedsværdier for temperatur, nedbør, ferskvandsafstrømning, vindhastighed og global indstråling i 2011 samt gennemsnit for perioden 1961-1990 og 1990-2010 (førstnævnte dog ikke for global indstråling og ferskvandsafstrømningen). Data fra hele Danmark.



Årsmidlen for den globale indstråling var i 2011 på niveau med normalen for de seneste 11 år (Figur 8.1). Generelt ses en højere global indstråling de seneste ni år, som alle har været over normalen for perioden, mens dette kun gør sig gældende for tre år i perioden 1990-2002. I 2011 var indstrålingen især højere end normalen i april og juni mens niveauet var lavt i juli og august (Figur 8.2).

Vandtemperaturerne i søerne responderer på den aktuelle lufttemperatur samt indstrålingsforholdet og lå i 2011 på niveau med den gennemsnitlige median for perioden 1989-2010 (Figur 8.3 A). Vandtemperaturerne var som lufttemperaturerne generelt koldere end for perioden 1989-2010 i starten af året, og mange søer var isdækket i januar og februar. Forårmånederne var til gengæld lidt varmere end for perioden 1989-2010 (Figur 8.2 og 8.3 B), hvor aprils høje indstråling og lufttemperatur har sat gang i opvarmningen af vandet. År til år variationer i lufttemperaturen er udtalte i udviklingen i vandtemperaturen i søerne. De lave gennemsnitstemperaturer i overfladevandet observeret i 2004 og 2005, vurderes at være et resultat af relativt kolde sommermåneder i de pågældende år (Lauridsen et al., 2005).

**Figur 8.3.** A: Årsværdier for median af gennemsnitlig vandtemperatur i overfladevandet i de 15 søer i kontrolovervågning af udvikling for sommerperioden i årene 1989 til 2011. Desuden er den gennemsnitlige median for vandtemperaturen i perioden 1989-2010 angivet (=17,02). B: Månedsværdier for den gennemsnitlige vandtemperatur i de 15 søer i 2011, samt gennemsnittet for perioden 1989-2010.



## 8.2 Nedbør

I 2011 var den gennemsnitlige nedbørsmængde for hele landet på 783 mm – lidt højere end det foregående år og også en anelse større end normalen for 1990-2010 (756 mm). Nedbøren var i 2011 70 mm højere i forhold til normalen for 1960-91 (Figur 8.1). Især juli og august måned var regnfulde i 2011 med hhv. hele 49 og 51 mm (76 % og 63 %) højere end normalen for de seneste 11 år og hhv. 71 % og 96 % højere end normalen for perioden 1961-1990. Men også den varme december var regnfuld med (100 mm), 52 % over normalen for 1990-2010. Derimod var både april og november ganske tørre

(hhv. 61 og 77 % under normalen for 1990-2010) ligesom marts og oktober lå under normalerne (Figur 8.2). På trods af store variationer fra år til år har der været en signifikant stigende nedbør for perioden 1917-2000 (Bøgestrand et al., 2003). Denne tendens er altså overordnet set fortsat i 2011.

### 8.3 Afstrømning

Den arealspecifikke ferskvandsafstrømning er på årsbasis tæt korreleret med nedbørsmængden og var i 2011 348 mm og dermed 9 % højere end den gennemsnitlige afstrømning for perioden 1990-2010 (319 mm) og 8 % højere i forhold til det foregående år (Figur 8.1). I marts og november var ferskvandsafstrømningen meget mindre end gennemsnittet for 1990-2010, mens det omvendte gjorde sig gældende for august, september samt for januar og december (Figur 8.2).

Afstrømningsforholdene udviser normalt, ligesom nedbøren, en stor geografisk variation, hvilket også var tilfældet i 2011. Vest for israndslinjen i Jylland var årsafstrømningen typisk 300-450 mm, mens afstrømningen i det østlige Danmark var mindre, typisk mellem 200 og 300 mm, på grund af den generelt mindre nedbør i denne del af landet.

### 8.4 Vindforhold

Den gennemsnitlige årlige vindhastighed for hele Danmark var i 2011 på 4,9 m/s og dermed mindre end gennemsnittet for perioden 1961-1990 (5,8 m/s) samt 1990-2010 (5,0 m/s) (Figur 8.1).

Januar havde mere rolige vindforhold end normalt (gennemsnitligt 4,2 m/s) mens februar til tider var ret blæsende og fik en middel over normalerne for 1990-2010 og 1961-1990 (Figur 8.2). Også december var ret blæsende med en gennemsnitlig vindhastighed på 6,3 m/s. For de øvrige måneder lå middelvindhastigheden på niveau med normalen for perioden 1990-2010 og 2011 fortsatte dermed den tendens, der har været i de senere år, imod mere rolige vindforhold gennemsnitligt set.

## 9 Referencer

Appelberg, M. and B. C. Bergquist, 2000. Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams – a preliminary approach. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 27: 311-315.

Bjerring, R., Johansson, L.S., Lauridsen, T.L., Søndergaard, M., Landkildehus, F., Sortkjær, L & Windolf, J. (2010): Søer 2009. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 96 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 803. <http://www.dmu.dk/pub/FR803.pdf>.

Breiman, L., Friedman, J.H., Olshen, R.A. & Stone C.G. (1984): *Classification and Regression Trees*. Wadsworth International Group.

Bøgestrand, J. (Red.) (2003): Vandløb 2002, NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig Rapport fra DMU nr. 470.

Carvalho, L., Miller, C.A., Scott, E.M., Codd, G.A., Davies, P.S. & Tyler, A.N. (2011): Cyanobacterial blooms: Statistical models describing risk factors for national-scale lake assessment and lake management. *Science of the Total Environment* 409: 5353-5358.

Codd, G.A., Morrison, L.F. & Metcalf, J.S. (2005): Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and Applied Pharmacology* 203: 264-272.

Den Europæiske Union (1992). Rådets direktiv nr. 92/43/EØF af 21. maj 1992 om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter. (Habitatdirektivet) EF tidende L206 af 22. juli, s.7-50.

Den Europæiske Union (2000): Europaparlamentets og rådets direktiv nr. 2000/60/EC af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger. (Vandrammedirektivet) EF tidende L327 af 22. december s. 1-73.

Downing, J.A., Watson, S.B. & McCauley, E. (2001): Predicting cyanobacteria dominance in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 1905-1908.

Drake, M.T. and D.L. Pereira, 2002. Development of a fish based index of biotic integrity for small inland lakes in central Minnesota. *N. Am. Jour. Fish. Manag.* 22: 1105-1123.

Gonzales Sagrario, M.A., Jeppesen, E., Goma, J., Søndergaard, M., Jensen, J.P., Lauridsen, T.L. & Landkildehus, F. (2005): Does high nitrogen loading prevent clearwater conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations? *Freshwater Biology* 50: 27-41.

Jennings, M.J. J. Lyons, et al., 1999. Toward the development of an index of biotic integrity for inland lakes in Wisconsin. Assessing the sustainability and biological integrity of water resource quality using fish communities. T. P. Simon. Boca Raton, Florida, CRC Press: 541-562.

Jensen, H.S., Kristensen, P., Jeppesen, E. & Skytthe, A. (1992): Iron:phosphorus ratio in surface sediment as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia* 235/236: 731-743

Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T. & Sortkjær, L. (1997): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 211. 106 s.

Jensen, J.P., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L. & Sortkjær, L. (1998): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Faglig rapport 251 fra DMU, 102 s.

Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Bjerring Olsen, R., Landkildehus, F., Lauridsen, T.L., Sortkjær, L. & Poulsen, A.M. (2001): Søer 2000. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 106 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 377. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>.

Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Liboriussen, L., Landkildehus, F. & Sortkjær, L. (2004): Søer 2003. NOVA 2003. Faglig rapport nr. 515 fra DMU, 88 s.

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Meerhoff, M., Lauridsen, T. L. & Jensen, J. P. (2007): Shallow lake restoration by nutrient loading reduction—some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia* 584: 239-252.

Jeppesen, E., Kronvang, B., Jørgensen, T.B., Larsen, S.E., Andersen, H.E., Søndergaard, M., Liboriussen, L., Bjerring, R., Johansson, L.S., Trolle, T. & Lauridsen, T. (2013): Recent Climate-Induced Changes in Freshwaters in Denmark. *Climatic Change and Global Warming of Inland Waters: Impacts and Mitigation for Ecosystems and Societies*, First Edition. Edited by Charles R. Goldman, Michio Kumagai and Richard D. John Wiley & Sons, Ltd. Published 2013 by John Wiley & Sons, Ltd. In press.

Larsen, S.E., Jensen, C. & Carstensen, J. (2002): Statistisk optimering af monitoringsprogrammer på miljøområdet. Eksempler fra NOVA-2003. 195 s. – Faglig rapport fra DMU, nr. 426. [http://www2.dmu.dk/1\\_viden/2\\_Publikationer/3\\_fagrapporter/rapporter/FR426.pdf](http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR426.pdf).

Lauridsen, T.L., Jensen, J.P., Søndergård, M., Jeppesen, E., Strzelczak, A. & Sortkjær, L. (2005): Søer 2004. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. 66s. – Faglig rapport fra DMU nr. 553. [http://www2.dmu.dk/1\\_viden/2\\_Publikationer/3\\_fagrapporter/rapporter/FR553.PDF](http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR553.PDF).

Mischke, U. (2003): Cyanobacteria associations in shallow polytrophic lakes: influence of environmental factors. *Acta Oecologica International Journal of Ecology* 24: 11-23.

Naturstyrelsen (2011): Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur. NOVANA 2011-2015. Programbeskrivelse. Miljøministeriet, 177 s.

Paerl, H.W. & Huisman, J. (2008): Blooms Like It Hot. *Science* 320: 57-58.

Ptácník, R., Lepistö, L., Willén, E., Brettum, P., Andersen, T. & Rekolainen, S. (2008): Quantitative responses of lake phytoplankton to eutrophication in Northern Europe. *Aquatic Ecology* 42: 227-236.

Rask, M. M. Olin, J. Ruuhijarvi, 2009. Fish based assessment of ecological status of Finnish lakes loaded by diffuse nutrient pollution from agriculture. *Fisheries Management and Ecology* 17: 126-133.

Reynolds, C.S. (2006): *Ecology of phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press.

Schindler, D.W., Hecky, R.E., Findlay, D.L., Stainton, M.P., Parker, B.R., Paterson, M.J. et al. (2008): Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 105: 11254–11258.

Shapiro, J. (1984): Blue-green dominance in lakes: the role and management significance of pH and CO<sub>2</sub>. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 69: 765-780.

Søndergaard, M., Jeppesen, E & Jensen, J.P. (1999): Danske søer og deres restaurering. Danmarks Miljøundersøgelser. 34 s. Temarapport fra DMU nr. 24.

Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J.P. (redaktører), Bradshaw, E., 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.

<http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Søndergaard, M. (2007): Næringsstoffdynamik i søer - med fokus på fosfor, sedimentet og restaurering af søer. Doktordisputats. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 68 s. Findes på:

[http://www2.dmu.dk/Pub/DSc\\_MS\\_DK.pdf](http://www2.dmu.dk/Pub/DSc_MS_DK.pdf)

Søndergaard M., Bjerring R. & Jeppesen E. (2012): Persistent internal phosphorus loading during summer in shallow eutrophic lakes. *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-012-1091-3.

Trolle D. & Søndergaard M. (2010): Udvikling og anvendelse af empiriske og dynamiske sømodeller. By- og Landskabsstyrelsen. 35 sider.

Wiberg-Larsen, P. et.al, (2012): Vandløb 2011. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 70 s. – Videnskabelig rapport fra Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 32.

WISER (Waterbodies in Europe: Integrative Systems to assess Ecological status and Recovery). Deliverable D3. 1-2: Report on phytoplankton bloom metrics. Contributors: Mischke, U., Carvalho, L., McDonald, C., Skjelbred, B., Solheim, A. S., Phillips, G., de Hoyos, C., Borics, B., Moe J. and others. <http://www.wiser.eu/results/deliverables/>

## SØER 2011

NOVANA

Rapporten giver en status for den nationale søovervågning i 2011 og beskriver udviklingen i udvalgte miljø-indikatorer siden overvågningens start i 1989 i 15 søer. Miljøtilstanden er generelt forbedret siden 1989. Forbedringerne ses tydeligst i de vandkemiske indikatorer og fortrinsvis i det første årti af overvågningsperioden, men også flere af de biologiske indikatorer viser lignende tendenser til forbedringer. Rapporten giver yderligere en status over tilstanden i 2011 i 30 søer, der repræsenterer flere søtyper og næringsstofniveauer, men som gennemsnitligt set må betegnes som næringsrige.

ISBN: 978-87-92825-61-2

ISSN: 2244-9981