

Ophavsret

221

for 2 af NP bilag

manus

Peter Wieg

221



TEKNISK RAPPORT

RAVN SØ 1993

UDGIVER : Århus Amt, Natur- & Miljøkontoret, Lyseng Alle 1, 8270 Højbjerg.

TITEL : Ravn sø 1993.

FORFATTERE : Torben Bramming Jørgensen, Karen Schacht og Henrik Skovgård.

RESUME : Denne rapport indeholder en præsentation af Århus Amts undersøgelser i Ravn sø i 1993. Søen indgår i Vandmiljøplanens overvågningsprogram og der foretages derfor intensive undersøgelser i søen hvert år.

Ravn sø er en stor sø efter danske forhold - volumenet er 27,2 mio. m³. Vandet opholdstid er som følge heraf lang - i gennemsnit 2,2 år i 1993.

Indtil omkring 1980 blev der tilført store fosformængder fra oplandet til Ravn sø. I 1970'erne kom der således omkring 3 ton fosfor til Ravn sø hvert år. Derfor har søen i de senere år befundet sig i en tilstand med forholdsvis høje fosforkoncentrationer og dårlige lysforhold. Fosfortilførslen er reduceret til i 1993 at være på ca. 1,3 ton. Dette er bl.a. sket som følge af en væsentlig reduktion i udledningen af fosfor fra kloakerede områder i oplandet. Selvom den eksterne fosfortilførsel ikke har varieret meget de senere år, var det først i 1993, at der er sket en væsentlig ændring imod en bedre tilstand i søen. En stor del af den tidligere tilførte fosfor har nemlig ligget på bunden af søen og er blevet frigivet til bundvandet i eftersommeren hvert år. Dermed har søen haft et forhøjet fosforniveau og en stor fytoplanktonbiomasse, uanset de eksterne fosfortilførsler var reduceret. Denne fosforfrigivelse fra sedimentet var i 1993 væsentligt mindre end i de foregående år. Da samtidigt de eksterne fosfortilførsler i foråret var små på grund af en generelt lille tilførsel af vand og næringsstoffer, var fosforniveauet i søen lavere og den gennemsnitlige sigt dybde større end tidligere. Ravn sø var i 1993 derfor nærmere en ligevægt med de eksterne tilførsler. Den interne belastning og fosforniveauet generelt skal dog reduceres endnu mere før søen opnår ligevægt. En indikation på, at søen er under forandring imod en bedre tilstand, er, at der næsten ingen blågrøn alger var i søen i 1993, men i stedet var der en dominans af en gulalge, som normalt er karakteristisk for rene søer og som ikke tidligere har været dominerende i Ravn sø. Zooplanktonnet var endvidere begrænset af mængden af føde og ikke af predation fra fiskene. I 1993 blev der foretaget en vegetationsundersøgelse i søen. Der blev fundet 10 arter af undervandsplanter. Dybdegrænsen for plantevækst var 7,25 m og blev udgjort af kransnålsalger og vandhår. Blomsterplanternes dybdegrænse var 6,25 m, hvor enkelte små eksemplarer af Kredsbladet vandranunkel voksede. Sammenlignet med en tilsvarende undersøgelse i 1989 har undervandsvegetationen fået en større udbredelse i de forløbne 4 år. På grund af de store dybder og stejle skrænter, som er i søen, er det kun på et forholdsvis lille areal af søbunden, der vokser vegetation. Vegetationen har dog en stor betydning for forholdene i søen. Det vurderes, at den forøgede tilstedeværelse af undervandsvegetation har en væsentlig rolle for det skift i søens generelle tilstand, som kan anes ud fra 1993-undersøgelsen. I rapporten er det skønnet, at Ravn sø vil få en gennemsnitlig fosforkoncentration i sommermånederne på omkring 25 µg P/l og en sigt dybde på mellem 4 og 5 m, hvis der skete en halvering af fosforbidraget fra den spredte bebyggelse, hvis fosforbidraget fra de dyrkede jorde blev reduceret med 33 % og hvis al spildevand fra kloakerede områder blev kemisk rensset. Dette vil være medvirkende til, at de brednære områder i søen vil få en større dækningsgrad af undervandsvegetation, som igen vil have stor betydning for livet i søen generelt.

EMNEORD : Søer, eutrofiering, vandmiljøplan, fytoplankton, zooplankton, undervandsvegetation

FORMAT : A 4

SIDETAL : 73 + bilag

OPLAG : 250

FOTO : Søren Peter Suk

ISBN : 87-7295-427-2

TRYK :

Århus Amts Trykke-



TEKNISK RAPPORT

RAVN SØ 1993

Indholdsfortegnelse

Sammenfatning	Side 3
Indledning	7
Beskrivelse af søen	9
Tilløb til Ravn sø	11
Næringsstofbalance	17
- vandbalance.....	18
- næringsstofbalance.....	18
- kildeopsplitning.....	21
Kemiske forhold i Ravn sø	25
- årstidsvariation.....	25
- profilmålinger.....	30
- hypolimnion.....	37
- ekstern/intern stoftilførsel.....	41
- sammenhæng mellem indløbskonc. og søkonc. mv.	43
Fytoplankton i Ravn sø	45
- årstidsvariation.....	45
- forekomst af giftige alger i 1993.....	47
- sammenligning med resultater fra 1989 - 1992.....	47
fytoplankton i relation til vandkemi.....	47
- samlet vurdering af fytoplankton i Ravn sø i 1993.....	51
Zooplankton i Ravn sø	53
- årstidsvariation.....	53
- udviklingstendens.....	55
- regulerende faktorer for zooplanktons forekomst.....	55
Vegetation i Ravn sø	59
- artssammensætning og hyppighed.....	59
- dybdegrænse.....	60
- dækningsgrad og plantefyldt volumen.....	60
- status over undervandsvegetationen i Ravn sø i 1993.....	62
- potentiel udbredelse af vegetation i Ravn sø.....	63
Udviklingen i Ravn sø	65
- udvikling i spildevandsforholdene.....	65
- udviklingen i Ravn sø.....	66
Referencer og bilagsoversigt	71

Introduction

1.000-1.000

1.000-1.000

1.000-1.000

1.000-1.000

1.000-1.000

1.000-1.000

1.000-1.000

1.000-1.000

1.000-1.000

1.000-1.000

1.000-1.000

1.000-1.000

1.000-1.000

1.000-1.000

1.000-1.000

1.000-1.000

1.000-1.000

1.000-1.000

1.000-1.000

1.000-1.000

1.000-1.000

1.000-1.000

Sammenfatning

Denne rapport indeholder en beskrivelse af tilstanden i Ravn sø samt i de vandløb, som løber til søen.

Som et led i Vandmiljøplanens overvågningsprogram er Ravn sø udvalgt som en af de på landsplan 37 søer, som skal overvåges årligt.

Århus Amt har derfor siden 1989 foretaget intensive undersøgelser i søen efter overvågningsprogrammets retningslinier.

Ravn sø

Ravn sø er 182 ha stor og har et volumen på $27,2 \times 10^6$ m³. Gennemsnitsdybden er på 15 m og den største dybe er 33 m.

Den største del af vandtilførslen sker via Knud å. Ialt er der et hovedsagligt opdyrket opland på 55 km² til søen.

Vand- og næringsstofbalance

Der blev tilført 12,5 mio. m³ vand til søen i 1993. Dermed var vandtilførslen til Ravn sø i 1993 stort set som i de fire foregående overvågningsår.

Vandtilførslen svarede til en gennemskylning af ca. halvdelen af søens volumen. Opholdstiden var nærmere bestemt 2,2 år.

Vandtilførslen er størst i vinterhalvåret. I 1993 kom der mindre vand end normalt i foråret og relativt meget vand til søen i oktober og december måned.

Kvælstoftilførslen reguleres i vid udstrækning af vandafstrømningen.

Den vandføringsvægtede indløbskoncentration for kvælstof var på årsbasis 10,1 mg N/l eller i absolutte tal omkring 126 ton.

Den samlede kvælstoftilførsel er i forhold til søens areal beskeden og mindre end den tilførsel, som sker til gennemsnittet af danske søer.

Der er ikke sket nogen reduktion i udledningen af kvælstof i oplandet til Ravn sø. Siden 1989 er der derimod en tendens til, at den arealrelaterede kvælstoftilførsel er steget. Dette billede er dog ikke enestående for Ravn sø's opland, men generelt i Danmark.

Omkring halvdelen af den tilførte kvælstof bliver fjernet under vandets ophold i søen.

Den samlede fosfortilførsel til Ravn sø var i 1993 på 1,3 ton.

I 1970'erne blev der tilført omkring 3 ton fosfor hvert år. Sammenlignet hermed er der altså sket en væsentlig reduktion i udledningen af fosfor. I forhold til de tilførsler, der har været i de senere år, afveg den tilførte fosformængde i 1993 ikke fra gennemsnittet.

Også fosfortilførslerne varierer med vandafstrømningen og der tilføres derfor væsentligt mere fosfor til søen i vinterhalvåret.

I 1993 blev der tilbageholdt omkring 60 % af den tilførte fosfor. Det er skønnet, at søen dermed i 1993 var tættere på en ligevægtstilstand end i de foregående år.

Jern/fosfor-forholdet er relativt lavt i sedimentet. Dette skyldes sandsynligvis, at sedimentet i den største del af året er veloxideret og fosforbindingen dermed er stor og er således ikke et udtryk for en stor ekstern fosforbelastning.

Den tilførte kvælstof stammer i langt overvejende grad fra de dyrkede jorde i oplandet.

Fosfortilførslen har derimod flere betydende kilder.

I 1993 er det beregnet, at den største fosfortilførsel skete fra den spredte bebyggelse (400 kg). Flere ting taler for, at denne kilde er overestimeret og sandsynligvis er den spredte bebyggelse, landbrugsbidraget og regnvandsoverløbene af nogenlunde samme størrelsesorden (2 - 300 kg).

Bidraget fra de kloakerede områder var i 1993 på 100 kg og stammede fra Ballen og Jaungyde rensningsanlæg. Til Ballen rensningsanlæg er tilkoblet omkring 500 personer og herfra kom der ca. 40 kg fosfor i 1993. Til Jaungyde rensningsanlæg er der tilkoblet 160 personer, men ikke desto mindre blev der udledt 60 kg fosfor til Jaungyde bæk og Ravn sø i 1993 og rensningsgraden var så beskeden som 6 %.

Det er således åbenlyst, at den indsats for en yderligere reduktion af fosfortilførslen til Ravn sø, som bør foretages i de kommende år, skal omfatte Jaungyde rensningsanlæg.

Tilløb til Ravn sø

Knud å er hovedtilløbet til Ravn sø.

Forureningsgraden i den største del af åen er II-III og målsætningen er dermed ikke opfyldt.

Indholdet af fosfor og organisk stof er blevet reduceret i

åen, medens kvælstofniveauet ikke er ændret.

Der er en nøje sammenhæng mellem vandføring og kvælstofkoncentration i åen. Også fosforkoncentrationen styres til en vis grad af vandføringen i åen. Sammenhængen er dog ikke så klar som for kvælstofs vedkommende.

De to andre betydende vandløb, der løber til søen er Hylte bæk og Jaungyde bæk.

Den øvre del af Hylte bæk har en forureninggrad I. Den nedre del er påvirket af spredt bebyggelse og et regnvandsoverløb i Ballen og målsætningen er ikke opfyldt her.

Jaungyde bæk er belastet af landbrugsafstrømninger og afløb fra spredt bebyggelse i den øvre del og vandløbets målsætning er ikke opfyldt. Forureningstilstanden forbedres gradvist nedad vandløbet, men det er kun i den nederste del før udløbet i Ravn sø, at forureningsgraden er II og målsætningen opfyldt.

Der er endvidere en række mindre vandløb, som løber direkte ud i søen. Disse små vandløb ligger overvejende i skov og som følge heraf er forureningstilstanden god. De større tilløb har adskillige små sidetilløb. Disse små vandløb, som ligger i opdyrkede områder, er alle mere eller mindre belastede af udledninger fra den spredte bebyggelse og de dyrkede jorde. Forureningstilstanden i disse vandløb er derfor ikke tilfredsstillende og opfylder generelt ikke målsætningen.

Vandkemi i søen

Fosorniveauet i Ravn sø er blevet reduceret i de senere år.

Årsagen er faldende fosfortilførsler fra oplandet. De eksterne tilførsler har specielt betydning i forårsmånederne og det er da også specielt i denne periode, at reduktionen ses.

I de foregående år har fosforfrigørelsen fra sedimentet i efteråret været så stor, at den kunne spores i overfladevandet dels før men specielt umiddelbart efter lagdelingens ophør. I 1993 blev der kun frigivet 130 kg fosfor fra bunden i sensommeren og der kunne derfor kun registreres en svag stigning i fosforindholdet i overfladevandet ved totalopblandingen.

Det er sandsynligvis den mindre fosformængde i søen, der er årsagen til, at klorofylindholdet, som er et mål for algemængden, er blevet mindre i 1993 end tidligere (det gennemsnitlige klorofylindhold var 7,5-8,0 µg/l i 1993). Som følge af den mindre algemængde var sigtddyden også stor i 1993.

Det var specielt i juli og august, at sigtddyden var større end tidligere. På dette tidspunkt har der normalt været

en vis mængde blågrønalger i Ravn sø. I 1993 var disse blågrønalger stort set fraværende.

Kvælstofindholdet er i modsætning til fosorniveauet steget i de senere år. Årsgennemsnittet for total kvælstof var 4,3 mg N/l i 1993.

Årstidsvariationen er dog stort set den samme som tidligere. Et relativt højt kvælstofniveau i vinter- og forårsmånederne, som aftager igennem foråret og når et minimum i august/september, hvor niveauet er omkring 75 % af det, som var i søen i vinteren.

De store dybder i Ravn sø medfører, at der hvert år bliver iltfrit i bundvandet i 4-5 måneder. I 1993 blev der målt iltkoncentrationer mindre end 2 mg O₂/l i bundvandet fra midt i juni til først i november. Dermed var perioden med iltfrit bundvand stort set den samme som i tidligere år.

Fosforfrigivelsen fra sedimentet var væsentligt mindre i 1993 end tidligere, på trods af at iltforholdene i bundvandet stort set var de samme. Også de øvrige processer i hypolimnion (nitratreduktion, ammoniumophobning, jernfrigivelse mv.) havde en mindre hastighed i 1993. Det er i rapporten skønnet, at årsagen til den mindre omsætning på bunden var en mindre sedimentation af fytoplankton og dermed, at puljen af let omsætteligt organisk stof har været den begrænsende faktor for omsætningen i hypolimnion i 1993.

Fytoplankton

Fytoplanktonet var i 1993 domineret af kiselalger, furealger og flagellater. Fytoplanktonmængden var i sammenligning med andre danske søer lav (0,21 - 6,42 mg vv/l).

Forårsmaksimummet faldt i marts og bestod af kiselalger - navnlig *Aulacoseira italica*.

I maj måned var kiselalgerne væk som følge af dels siliciummangel dels nedgræsning fra zooplanktonnet. I løbet af juli kom der en større mængde *Ceratium hirundinella* i søen. Dette sker hvert år og årsagen er, at arten har den konkurrencemæssige fordel at kunne vandre vertikalt i vandsøjlen og dermed er i stand til at gå ned i større dybder og hente næringssalte.

I de foregående år er furealgerne afløst af blågrønalger. I 1993 kom der næsten ingen blågrønalger i søen i sensommeren.

I stedet blev gulalgen *Dinobryon divergens* dominerende i september måned. *D. divergens* er karakteristisk for renere søer og har ikke tidligere været dominerende i Ravn sø.

Kombinationen af de manglende blågrønalger og domi-

nansen af *D. divergens* viser, at Ravn sø i disse år er under forandring imod en renere tilstand på grund af det reducerede fosforniveau i søvandet.

Den største del af fosforpuljen er i sommermånederne bundet i fytoplanktonbiomassen. Enhver reduktion i fosforniveauet vil derfor kunne bidrage til en yderligere reduktion i fytoplanktonbiomassen.

Zooplankton

Zooplanktonnet i Ravn sø består primært af cladoceer og copepoder.

Forårsmaksimummet faldt i maj og juni på baggrund af det kiselalgemaksimum, som var i marts og april. Biomassen af zooplankton var omkring 7 g C/m², da den var størst.

Det var primært de store dafniearter, der udgjorde biomassen i Ravn sø. Denne fordeling af zooplanktonnet er et tegn på en lille predation fra fiskenes side, idet fiskene hovedsagligt går efter de større dafnier. I søer med et stort indhold af zooplanktonædende fisk er det således de mindre dafniearter, der dominerer.

Generelt har der ikke været nogen væsentlige ændringer i zooplanktonbiomasse og -fordeling i de senere år. De små ændringer, der har været, må tilskrives naturlige år til år variationer.

Da den reduktion i algebiomassen, som er sket i de senere år, ikke har kunnet spores i en nedgang i zooplanktonbiomassen, er det således sandsynligt, at zooplanktonnet i Ravn sø ikke udelukkende ernærer sig af fytoplankton men også af andre fødekilder.

Som nævnt er der ikke noget, som tyder på, at fiskene har en væsentlig effekt på zooplanktonnet. Dels på grund af artssammensætningen af zooplanktonnet men også fordi gennemsnitsstørrelsen af de enkelte zooplanktonarter ikke ændrer sig væsentligt igennem året.

Man kan derfor konkludere, at det primært er fødetilgængeligheden, der er regulerende for zooplanktonnets forekomst i Ravn sø.

Vegetation

Vegetationsundersøgelsen viste, at der var en større forekomst af undervandsvegetation i Ravn sø i 1993 end i 1989.

Der blev ved undersøgelsen registreret 10 arter af undervandsplanter.

Den største dækningsgrad findes i dybder fra 1,5 - 2,5 m. Her er der en dækningsgrad på omkring 15 %. På disse dybder er det Høstvandstjerne og Børstebadet

Vandaks, der dominerer.

Årsagen til den dårligere dækningsgrad på lavere vand er konkurrence fra sumpplanterne i rørskoven - som altså ikke indgår i dækningsgraden. Endvidere ligger der lige uden for rørskoven mange svagtnebrudte planterester, der gør, at substratforholdene ikke er ideelle her.

Den aftagende dækningsgrad fra 2,5 m og udefter er en kombination af meget stejle skrænter langs en stor del af Ravn sø's bredder og en begrænsning af vækst på større dybder på grund af lysforholdene.

Dybdegrænsen for undervandsvegetation i Ravn sø i 1993 var 7,25 m og blev udgjort af kransnålsalger og vandhår (*Cladophora* sp.). Dybdegrænsen for blomsterplanter var 6,25 og bestod af små eksemplarer af Kredsbladet vandranunkel.

På grund af Ravn sø's store dybder og stejle skrænter vil der ikke blive en større dækningsgrad i forhold til hele søens areal uanset dækningsgrad og dybdegrænse.

Heller ikke det plantefyldte volumen betragtet for hele søen har nogen betydning overhovedet.

Ikke desto mindre vil en forøget dækningsgrad såvel på lavere som på lidt dybere vand have meget stor betydning for de lokale forhold i søen.

Indirekte vil en større dækningsgrad af undervandsplanter på lavt vand således også kunne spores midt i søen på 25 - 30 m's dybde.

Udviklingen i Ravn sø

I rapporten er udviklingen i Ravn sø og oplandet til søen gennemgået med hovedvægten lagt på udviklingen i punktkildebelastningen.

Det kan beregnes, at den potentielle udledning af fosfor fra kloakerede områder er omkring 1300 kg om året. Omkring 1970 blev der udledt ca. 1200 kg fosfor årligt via spildevand fra de kloakerede områder. Denne mængde blev reduceret til ca. 400 kg omkring 1980 dels som følge af spildevandsafskæringer ud af oplandet dels på grund af indførelse af kemisk rensning på Ballen rensningsanlæg.

Siden 1980 er der sket en yderligere reduktion i udledningen af fosfor fra rensningsanlæggene, således at der i 1993 blev udledt 100 kg fosfor til Ravn sø.

Af disse 100 kg stammer 40 kg fra Ballen rensningsanlæg (500 personer) og 60 kg fra Jaungyde rensningsanlæg (160 personer).

Var der ikke sket en rensning af spildevandet i oplandet, kan det videre beregnes, at fosforindholdet i søen ville være mere end 150 µg P/l og sigtdybden omkring 1,5 m som et sommergennemsnit.

I en situation med bedst mulig rensning - hvilket her er defineret ved, at fosforudledningen fra den spredte bebyggelse er blevet reduceret med 50 % og udledningen fra de dyrkede jorde med 33 % i forhold til 1993-niveauet samt at al spildevand er kemisk rensset - da ville fosforkoncentrationen være 25 µg P/l som et sommergennemsnit og sigtdybden 4 - 5 m.

Til sammenligning ville den gennemsnitlige fosforkoncentration i Ravn sø helt uden menneskelig påvirkning være ca. 10 µg P/l og sigtdybden mere end 9 m som et sommergennemsnit.

I 1993 var den gennemsnitlige sommersigtdybde 3,5 m. og fosforkoncentrationen 29 µg P/l.

På grund af den forholdsvist store fosfortilførsel i 1970'erne og 1980'erne har Ravn sø været ude af ligevægt med et forhøjet fosforniveau og en forringet sigtdybde til følge.

På baggrund af målingerne i 1993 tyder det på, at søen er ved at vende tilbage til en ligevægtstilstand, hvor det reducerede fosforniveau vil medføre en væsentlig ændring i søens tilstand generelt.

Skal denne udvikling fastholdes, er det vigtigt, at fosfortilførslen reduceres yderligere. Sker dette, vil forudsætningerne for, at Ravn sø igen kan komme til at tilhøre gruppen af forholdsvis næringsfattige søer i Danmark, være til stede.

Indledning

Ravn sø er udpeget som en sø, der indgår i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram.

Århus Amts Miljøkontor udfører derfor hvert år detaljerede undersøgelser i søen for at belyse søens forureningstilstand og følge en eventuel ændring i tilstanden.

Miljøkontoret agter hvert tredje år at foretage en mere detaljeret afrapportering af undersøgelserne i de tre søer, som indgår i Overvågningsprogrammet i Århus Amt. I 1994 er turen kommet til Ravn sø, hvorfor denne rapport vil søge at belyse forholdene i og omkring søen så grundigt som muligt.

I de mellemliggende år vil resultaterne af de enkelte års undersøgelser blive samlet i mere summariske rapporter.

I nærværende rapport er resultatet af undersøgelserne i 1993 præsenteret efter retlingslinierne udstukket i det centralt vedtagne forslag for afrapporteringen i 1994.

Der er derfor lagt specielt vægt på at beskrive og forklare udviklingen i stofbelastningen fra punktkilder i søens opland, disse kilders betydning for søens tilstand og den udvikling, der kan forudses vil være i søen, hvis den eksterne belastning bliver reduceret.

Herudover søger rapporten at beskrive de vandkemiske og biologiske variables samspil med stofbalancerne, interaktioner mellem kemiske og fysiske variable i søvandet og alge- og dyreplankton samt sammenhænge mellem de biologiske komponenter.

I august 1989 foretog Natur & Miljøkontoret en vegetationsundersøgelse i Ravn sø. I 1993 er denne undersøgelse blevet gentaget som en orienterende undersøgelse i følge vejledning i undervandsvegetation (Moeslund et al., 1993) med henblik på at registrere eventuelle ændringer i vegetationens artssammensætning, dækningsgrad, dybdegrænse mv. Resultatet af denne undersøgelse er ligeledes præsenteret i rapporten.

Det er primært resultaterne af undersøgelserne i perioden 1989-1993, der er præsenteret og vurderet. For resultater fra tidligere år henvises til tidligere publicerede rapporter fra søen (jvf. referenceliste).

Indledning

Indledning til rapporten om de økonomiske forhold i Ravn sø 1993.

Denne rapport er udarbejdet af Ravn sø 1993 og indeholder oplysninger om de økonomiske forhold i Ravn sø 1993.

Indledning til rapporten om de økonomiske forhold i Ravn sø 1993. Denne rapport er udarbejdet af Ravn sø 1993 og indeholder oplysninger om de økonomiske forhold i Ravn sø 1993.

Indledning til rapporten om de økonomiske forhold i Ravn sø 1993. Denne rapport er udarbejdet af Ravn sø 1993 og indeholder oplysninger om de økonomiske forhold i Ravn sø 1993.

Indledning til rapporten om de økonomiske forhold i Ravn sø 1993. Denne rapport er udarbejdet af Ravn sø 1993 og indeholder oplysninger om de økonomiske forhold i Ravn sø 1993.

Indledning til rapporten om de økonomiske forhold i Ravn sø 1993. Denne rapport er udarbejdet af Ravn sø 1993 og indeholder oplysninger om de økonomiske forhold i Ravn sø 1993.

Indledning til rapporten om de økonomiske forhold i Ravn sø 1993. Denne rapport er udarbejdet af Ravn sø 1993 og indeholder oplysninger om de økonomiske forhold i Ravn sø 1993.

Beskrivelse af søen

Ravn sø ligger i Ry kommune ca. 5 km øst for Ry. Søen ligger i en øst/vest-gående tunneldal dannet under den sidste istid. Som i den øvrige del af det Midtjyske Søhøjland er jordbunden i søens opland hovedsagligt lermoræne - søen er derfor en naturlig eutrof sø.

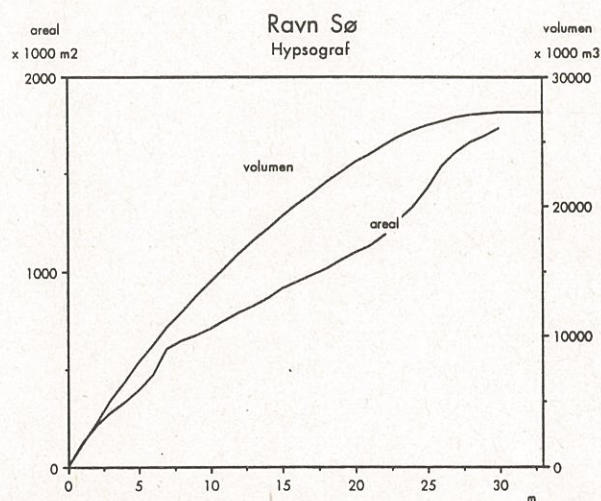
Ravn sø's nærmeste omgivelser er skovklædte bakker. Der findes ingen større bymæssige bebyggelser i oplandet, men søen er eutrofieret af nuværende og tidligere fosfortilførsel fra spildevand, landbrugsudledninger og fra dyrkning af jorden i oplandet.

Hovedtilløbet er Knud å, som løbet til søen fra øst. Åen fortsætter som afløb i vestenden til Knud sø og Gudenåen. Foruden Knud å løber en række mindre vandløb til søen bl.a Jaungyde bæk og Hylte bæk.

Søen er efter danske forhold en meget dyb sø med en største dybde på ca. 33 m. Der dannes derfor en stabil lagdeling hver sommer. Lagdelingen, som afhængig af vejret varer 4 - 5 måneder, har stor betydning for de økologiske forhold i søen. Man ser således hvert år, at ilten forsvinder fra bundvandet i sensommeren/efteråret.

Hypsograf og morfometriske data er præsenteret i figur 1 og tabel 1.

Øvrige generelle baggrundoplysninger kan findes i de af Natur & Miljøkontoret tidligere publicerede rapporter om Ravn sø (jvf. referenceliste).

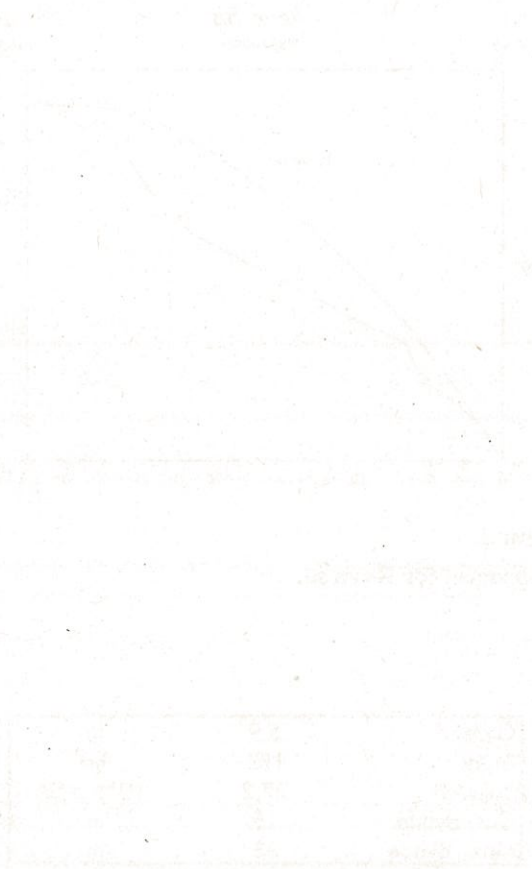


Figur 1.
Hypsograf for Ravn sø.

Omkreds	5,9	km
Areal	182	ha
Volumen	27,2	10*6 m*3
Gns. dybde	15	m
Max. dybde	33	m

Tabel 1.
Morfometriske data for Ravn sø.

Ravn sø 1993



Den 1. marts 1993 blev der foretaget en optælling af ravnene i Ravn sø. Der blev talt 100 ravnene, som var fordelt på 10 grupper. De 10 grupper var: 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90 og 100. De 10 grupper var fordelt på 10 grupper. De 10 grupper var: 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90 og 100.

Den 2. marts 1993 blev der foretaget en optælling af ravnene i Ravn sø. Der blev talt 100 ravnene, som var fordelt på 10 grupper. De 10 grupper var: 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90 og 100. De 10 grupper var fordelt på 10 grupper. De 10 grupper var: 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90 og 100.

Den 3. marts 1993 blev der foretaget en optælling af ravnene i Ravn sø. Der blev talt 100 ravnene, som var fordelt på 10 grupper. De 10 grupper var: 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90 og 100. De 10 grupper var fordelt på 10 grupper. De 10 grupper var: 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90 og 100.

Den 4. marts 1993 blev der foretaget en optælling af ravnene i Ravn sø. Der blev talt 100 ravnene, som var fordelt på 10 grupper. De 10 grupper var: 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90 og 100. De 10 grupper var fordelt på 10 grupper. De 10 grupper var: 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90 og 100.

Tilløb til Ravn sø

Der er i forhold til de tidligere "overvågningsår" foretaget en hyppigere prøvetagning og vandføringsmåling i tilløb og afløb i perioden fra 1/11 til 1/5. Prøvetagning og analysering i den øvrige del af 1993 blev foretaget i samme omfang og efter samme retningslinier som tidligere (se Århus Amt, 1990).

Prøvetagningsstationer, vandføringsmåling mv. er nærmere beskrevet i afsnittet om næringsstofbalancen for Ravn sø.

Der har for alle de omtalte vandløb været en reduktion i transporten af fosfor men en konstant eller stigende kvælstoftransport.

Udviklingen i stoftransporten vil blive behandlet i afsnittet om næringsstofbalancen.

I 1993 blev forureningstilstanden i samtlige tilløb til den sydlige del af Gudenåen undersøgt. Resultatet af disse undersøgelser kan findes i rapporten :

"Forureningstilstand og smådyrsfauna i Gudenå, syd, 1993."

I dette afsnit er præsenteret et sammendrag af de nævnte undersøgelser i tilløbene til Ravn sø.

Høver bæk

Høver bæk ligger ovenfor Gammelgård sø, nedenfor søen bliver bækken til Knud å.

Bækken er meget ensformig pga. vandløbsvedligeholdelse. Der bliver udledt spildevand fra spredt bebyggelse til bækken og dette kombineret med de fysiske forhold gør, at forureningsgraden er II-III. Helt oppe i de små vandløbsspidser er der endnu strækninger med forureningsgrad III.

Da Høver bæk er B1 og B4 målsat er målsætningen ikke opfyldt.

Knud å

Knud å er hovedtilløbet til Ravn sø. I Knud å mellem Gammelgård sø og Venge sø er det ligeledes de fysiske forhold, der gør, at forureningstilstanden på størstedelen af strækningen er forholdsvis ringe (II-III). Der er således sandvandring i åen og vandløbsbunden er blød mange steder.

Mellem Venge sø og Ravn sø løber Knud å med et ringe fald og lille strømhastighed og bunden består af fint sand og mudder. Her er der derfor ikke gode muligheder for dyr og fisk, som kræver strømmende vand.

Venge sø påvirker vandkvaliteten, idet der er et forholdsvis stort indhold af fytoplankton i åen, som stammer fra Venge sø.

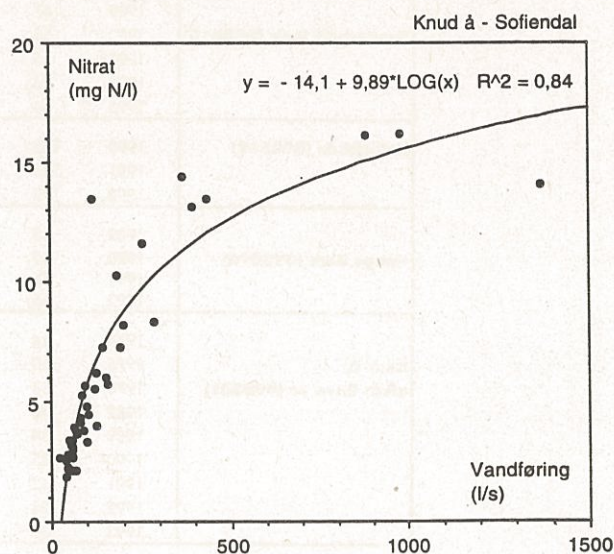
Forureningsgraden er II og B2-målsætningen opfyldt.

De kemiske forhold i åen har ændret sig meget i de seneste tyve år. I tabel 2 og 3 kan man se års- og sommermedianer for Knud å og de øvrige tilløb til Ravn sø. Medianer giver et mere reelt billede af de generelle forhold i vandløbene, idet eventuelle meget høje eller meget lave værdier ikke vil påvirke medianen i så høj grad som et gennemsnit.

Det er primært det organiske stof, der påvirker forureningstilstanden i vandløb. Som man kan se, er BI_5 -indholdet i Knud å reduceret fra omkring 3,5 - 4,0 mg/l i starten af firserne til ca. 1,5 mg BI_5 /l i 1993 (tabel 2). Den organiske forurening er således væsentligt reduceret.

Også de kemiske forhold i åen er blevet ændret i de senere år. Fosforindholdet er reduceret fra et niveau over 300 μ P/l som en årsmedian til omkring 100 μ g P/l i de seneste år.

Kvælstofniveauet har derimod ikke undergået en tilsvarende reduktion. Der er stadig et forholdsvis højt



Figur 2.

C/Q-sammenhæng mellem vandføring og nitratkoncentration i Knud å ved Sofiendal i perioden 1973 - 1993.

Station	år	Total-P	PO4-P	Total-N	NH4-N	NO3-N	BIS	Total	COD	Total jern
Jaungyde bæk (090680)	1989	172	53	6,77	0,100	3,70	1,4		17	
	1990	101	57	8,86	0,060	8,12	1,3		17	
	1991	112	61	6,63	0,070	5,88	1,4		15	0,33
	1992	119	46	10,00	0,110	8,20	1,4			0,39
	1993	111	43	9,23	0,111	7,93	1,6			0,26
Hytte bæk (090318)	1978	79	30	5,02	0,120	3,81	1,7		16	
	1982	85	25	8,00	0,050	7,25	1,6		14	
	1989	99	21	3,05	0,060	2,35	1,6		19	
	1990	53	17	4,08	0,050	3,30	1,3		17	
	1991	55	15	3,95	0,060	3,14	1,0		16	0,66
	1992	66	17	4,70	0,120	3,11	1,5			0,77
	1993	50	20	4,04	0,053	3,15	1,2			0,52
Knud å Sophiendal (st. 90293)	1974	387	156	6,83	0,830	2,22				
	1975	398	80	4,83	1,030	3,32				
	1976	220	116	3,28	0,230	2,45	2,3			
	1977	161	90	8,29	0,590	6,44	1,5			
	1978	330	112	10,40	0,270	8,76	2,8		18	
	1979	227	115	8,48	0,190	6,90	3,3		25	
	1980	238	108	8,46	0,300	6,41	4,3		28	
	1981	157	63	8,26	0,250	6,85	3,4		22	
	1982	189	79	7,41	0,220	5,09	2,8		15	
	1983	175	80	9,55	0,190	7,98	3,2		22	
	1984	181	108	9,74	0,170	7,98	3,4		24	
	1985	185	95	6,22	0,160	5,33	2,3		18	
	1986	171	87	6,46	0,220	5,26	2,1		17	
	1987	184	98	8,25	0,220	6,36	2,0		22	
	1988	142	70	6,28	0,130	5,41	1,5		16	
	1989	118	51	4,54	0,080	3,88	1,4		13	
	1990	110	59	8,88	0,120	7,78	1,6		17	
	1991	115	62	6,45	0,170	5,10	1,3		15	
	1992	91	50	11,30	0,090	9,62	1,3			0,31
	1993	115	52	9,70	0,109	8,27	1,6			
Knud å opst. Ravn sø (090302)	1978	262	110	6,16	0,080	4,49	2,4		19	
	1982	196	83	5,80	0,170	4,03	3,1		23	
	1989	148	74	2,64	0,080	1,69	1,6		17	
	1990	137	72	6,68	0,060	5,95	1,3		22	
	1991	150	62	4,69	0,160	3,73	1,5		21	0,49
	1992	104	57	7,41	0,110	5,89	1,4			0,30
	1993	109	46	7,06						0,41
Sønderholt bæk (090610)	1989	67	27	1,38	0,020	0,86	1,2		11	
	1990	56	28	1,14	0,020	0,82	0,9		11	
	1991	65	25	1,39	0,020	1,01	0,9		14	0,33
	1992	64	24	1,36	0,020	1,07	0,9			0,24
	1993	44	22	1,74	0,024	1,42	1,0			
Helligkilde (090581)	1990	178	173	10,54		9,98				
	1991	185	174	11,00		10,50				0,01
	1992	192	175	11,70		10,80				0,03
Venge Bæk (090094)	1989	53	20	2,80	0,020	2,00	0,9		14	
	1990	69	23	4,58	0,020	3,72	0,9		18	
	1991	56	19	2,81	0,020	2,28			14	0,43
	1992	65	18	5,44	0,020	4,04	1,0			0,48
Knud å, afløb Ravn sø (090301)	1974	64	26	3,47	0,040	2,81				
	1975	60	24	3,41	0,060	2,80				
	1978	53	18	5,27	0,020	4,45	1,9		15	
	1982	40	8	5,48	0,020	4,04	1,8		19	
	1989	34	14	3,74	0,010	2,95	1,7		15	
	1990	35	11	3,81						
	1991	42	9	4,73						0,05
	1992	28	8	3,71						0,03
	1993	36	12	4,61	0,005	4,73				0,03

Tabel 2.

Årsmedianer for Ravn sø's tilløb og afløb i måleårene fra 1972 til 1993.

Station	år	Total-P	P04-P	Total -N	NH4-N	N03-N	BI5	Total COD	Total jern
Jaungyde bæk (090680)	1989	170	87	5,05	0,060	3,42	2,7	16,0	
	1990	84	60	3,72	0,050	3,15	1,2	8,7	
	1991	113	66	3,98	0,060	3,35	1,2	10,6	0,28
	1992	112	47	4,36	0,040	3,57	1,7		0,34
	1993	99	53	3,89	0,041	3,29	1,3		0,15
Hylte bæk (090318)	1978	85	34	2,70	0,100	1,60	2,6	13,8	
	1982	85	25	8,00	0,050	7,25	1,6	13,9	
	1989	103	39	2,16	0,050	1,48	1,8	13,9	
	1990	58	26	2,48	0,060	2,12	1,7	14,3	
	1991	65	25	3,67	0,040	2,99	0,8	14,7	0,51
	1992	214	130	3,91	1,090	1,96	3,1		0,76
	1993	55	24	2,41	0,023	1,34	1,2		0,41
Knud å Sophiendal (st. 90293)	1977	175	90	2,80	0,050	2,80	1,6		
	1978	365	134	5,15	0,260	4,32	2,8	11,0	
	1979	229	95	5,93	0,050	0,70	3,3	19,0	
	1980	295	190	6,50	0,200	4,40	4,4	28,0	
	1981	249	125	7,30	0,440	4,80	4,4	30,0	
	1982	188	63	6,77	0,190	3,90	2,3	13,6	
	1983	160	68	6,11	0,150	5,28	1,9	13,0	
	1984	145	82	5,37	0,100	3,85	2,5	19,6	
	1985	185	99	4,46	0,110	3,72	1,6	18,2	
	1986	195	109	4,00	0,200	2,99	2,6	14,9	
	1987	193	124	5,84	0,160	4,57	2,1	24,1	
	1988	152	75	3,89	0,120	3,17	1,2	13,4	
	1989	99	52	3,10	0,040	2,83	1,1	8,7	
	1990	99	57	3,98	0,090	3,54	1,6	10,1	
	1991	113	64	4,30	0,130	3,44	1,2		
	1992	80	51	3,03	0,040	2,85	1		0,22
	1993	103	44	4,99	0,096	4,09	1,56		
Knud å opst. Ravn sø (090302)	1978	412	221	2,56	0,610	0,81	3,2	18,8	
	1982	254	123	3,60	0,120	1,81	3,4	24,6	
	1989	292	185	1,27	0,170	0,54	1,8	16,0	
	1990	230	177	2,18	0,070	1,14	1,9	20,2	
	1991	239	125	1,55	0,170	0,59	2,1	22,7	0,55
	1992	210	126	1,45	0,140	0,59	2,2		0,44
	1993	132	51	2,68					0,35
Sønderholt bæk (090610)	1989	99	31	1,00	0,020	0,74	1,5	11,0	
	1990	59	29	0,87	0,020	0,64	0,7	8,5	
	1991	108	27	1,03	0,140	0,59	0,9	16,3	0,48
	1992	80	25	0,75	0,020	0,48	0,9		0,30
	1993	45	25	0,68	0,026	0,48	0,93		
Helligkilde (090581)	1990	184	159	9,99		9,40			
	1991	179	173	11,10		10,50			0,01
	1992	201	180	11,70		10,80			0,04
Venge Bæk (090094)	1989	105	29	2,11	0,020	1,60	1,1	12,7	
	1990	76	23	1,26	0,020	0,97	1	14,1	
	1991	62	21	1,49	0,020	0,95		10,0	
	1992	73	18	1,23	0,020	1,03	1,1		0,39
Knud å, afløb Ravn sø (090301)	1974	49	10	3,49	0,050	2,75			
	1975								
	1978	43	16	5,27	0,020	4,50		14,8	
	1982	34	4	6,68	0,010	3,81		19,4	
	1989	27	7	3,63	0,020	2,71		16,1	
	1990	30	5	3,71					
	1991	30	3	4,76					0,01
	1992	28	4	3,56					0,03
	1993	24	5	4,34					0,01

Tabel 3.

Sommermedianer for Ravn sø's tilløb og afløb i måleårene fra 1972 til 1993.

kvælstofindhold i Knud å, ligesom der har været de seneste 15 år.

Tilbage i halvfjerdserne var indholdet af ammonium dog væsentligt større, end det er i dag. Årsagen hertil er reduktion i udledningen af spildevand og stop for ulovlige landbrugsudledninger.

I det følgende er C/Q-sammenhænge for nitrat og total fosfor i de større tilløb til Ravn sø præsenteret.

Disse sammenhænge kan give et billede af de faktorer, som regulerer stoftilførslen fra oplandet. Hvorvidt det udelukkende er afstrømningens størrelse, der er afgørende; om der er et betragteligt punktkildebidrag mv.

Der er en nøje sammenhæng mellem nitratkoncentration og vandføring i Knud å (figur 2).

Da 66 % af det vand, der strømmede til Ravn sø i 1993, kom via Knud å, er den største del af kvælstoftilførslen til søen reguleret af vandtilførslen. Når der kommer store vandmængder, kommer der altså også store kvælstofmængder til søen.

Det skal senere behandles, hvordan kvælstoftilførslen på måneds- og årsbasis reagerer på større eller mindre vandtilførsler.

I forhold til sammenhængen mellem nitrat og vandføring er der ikke nogen entydig sammenhæng mellem fosforkoncentration og vandføring i Knud å (figur 3).

Der er kun en tendens til, at der er højere fosforkoncentrationer på dage med høj vandføring.

Sammenholdes vandføringen med orthofosfat eller partikulært fosfor er billedet det samme som vist for total fosfor.

Stabelbæk og Skærbæk

Stabelbæk får tilført husspildevand fra spredt bebyggelse samt fra et overløb ved Hårby. Vandløbet er derfor kraftigt påvirket og forureningsgraden ved Hårby er III-IV.

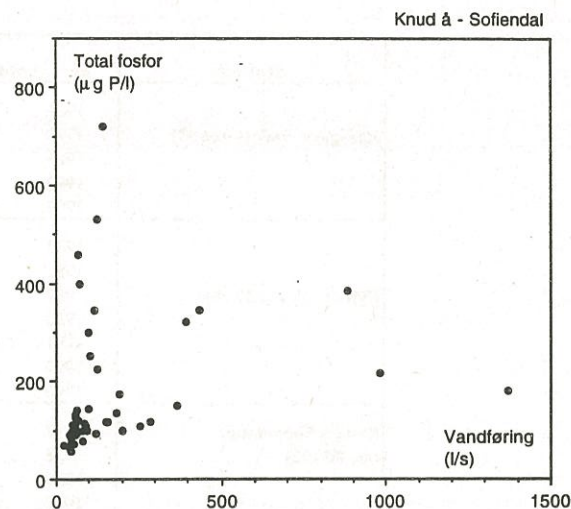
Forureningen bliver mindre, jo længere ned ad bækken man kommer og i den nedre del, der kaldes Skærbækken, er forureningsgraden I. Her har vandløbet et flot og ureguleret løb.

Forureningsgraden varierer fra I til III-IV og da målsætningen er B1 og B4 i vandløbet, er målsætningen ikke opfyldt fra Hårby og ca. 1,3 km nedstrøms..

Venge bæk

Den øvre del af Venge bæk er reguleret og de fysiske forhold er derfor dårlige.

Nedstrøms Vengevej ændrer bækken karakter og er her en flot skovbæk med godt fald. Vandløbsbunden er dækket af grus og sten tæt besat af rødalgen *Hildenbrandia*



Figur 3.

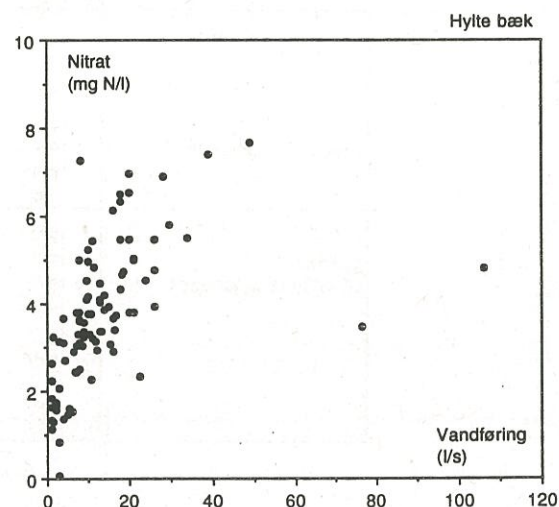
C/Q-sammenhæng mellem vandføring og koncentration af total fosfor i Knud å ved Sofiendal i perioden 1973 - 1993.

rivularis.

Den øvre del af Venge bæk er B4-målsat og forureningsgraden er II-III. Målsætningen er derfor ikke opfyldt. Den nedre del er A-målsat og forureningsgraden er I og I-II. Målsætningen er således opfyldt på denne strækning.

Hylte bæk

Den øvre del af Hylte bæk har god strøm, gruset vandløbsbund og en pæn vandløbsfauna. Forureningsgraden



Figur 4.

C/Q-sammenhæng mellem vandføring og nitratkoncentration i Hylte bæk i perioden fra 1973 til 1993.

er I og B4-målsætningen opfyldt.

Den nedre del gennemløber flade eng- og græsarealer og bækken har derfor en svag strøm her. Her modtager bækken spildevand fra spredtliggende ejendomme samt spildevand via et overløbsbygværk i Ballen. Forureningstilstanden er derfor II-III og III på den nedre del og målsætningen er ikke opfyldt.

Også i Hylte bæk er kvælstofkoncentrationerne og dermed afstrømningen fra bækkens opland afhængig af vandafstrømningen. Sammenlignet med Knud å er sammenhængen dog ikke helt så fin, hvilket hovedsagligt skal tilskrives, at Hylte bæk er en noget mindre vandløb og der derfor er en større variation i afstrømningsforholdene (figur 4).

Figur 5 (øverst) viser sammenhængen mellem vandføring og koncentrationen af henholdsvis total fosfor og partikulært fosfor.

Der er ikke nogen større sammenhæng mellem nogen af parametrene.

Det vil altså sige, at fosforkoncentrationen i Hylte bæk kun i mindre grad reguleres af vandmængden i bækken. Af større betydning er belastningsforholdene fra punktkilderne - altså den spredte bebyggelse og overløbsbygværket på de enkelte måledage.

Sønderholt bæk

Sønderholt bæk løber til Ravn sø på søns sydside og er ureguleret. Vandløbet løber i hele sin udstrækning i skov. Det er A-målsat og forureningsgraden er II-III på den øvre del og I-II i den nedre. Målsætningen er således kun opfyldt på den nedre del.

Sønderholt bæk er et lille vandløb med en vandføring, der varierer mellem 0 og 20 l/s. Som følge heraf er der en større variation i koncentrationerne af såvel kvælstof som fosfor (på figurene angivet ved nitrat og total fosfor) ved en given vandføring (figur 5).

For nitratsens vedkommende er der dog en vis sammenhæng, således at der også her måles de største koncentrationer, når vandføringen er størst.

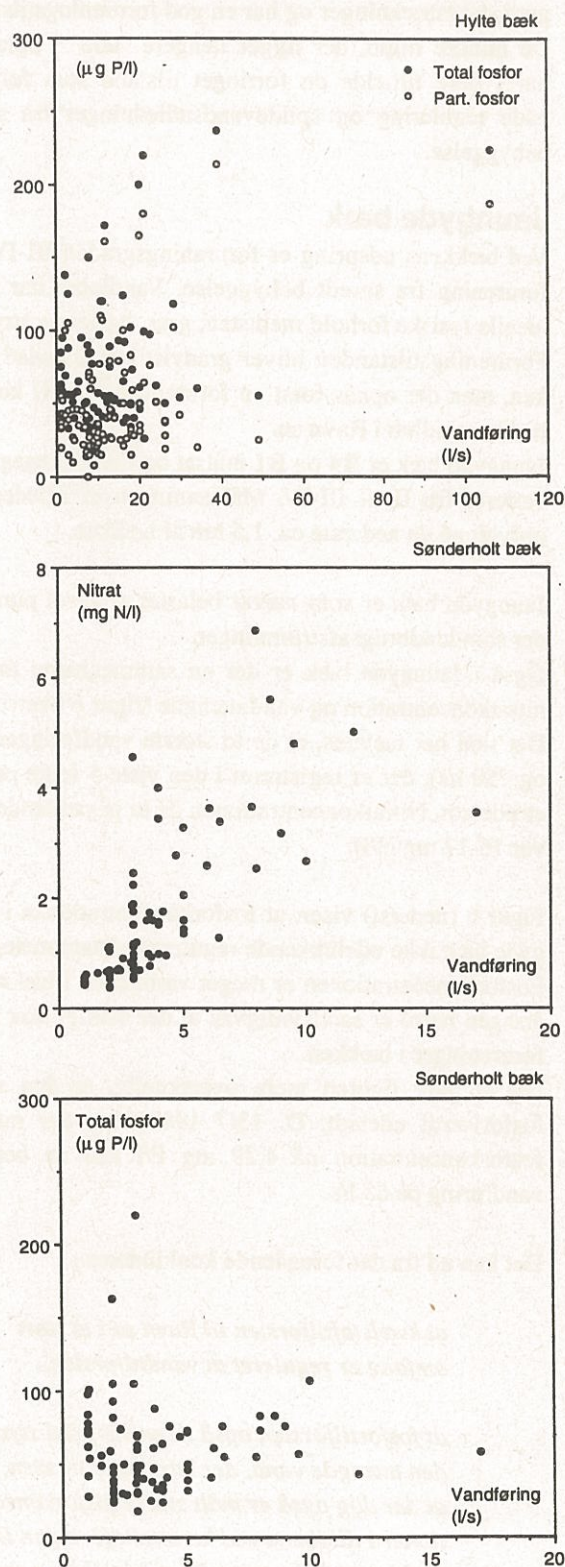
For fosfors vedkommende viser figuren derimod, at der stort set ikke er nogen sammenhæng mellem de to parametre. Faktisk er de to største fosforkoncentrationer målt ved meget små vandføringer.

Noget kunne derfor tyde på, at de tre husstande, der ligger i bækkens opland, påvirker forholdene i bækken.

Øvrige mindre tilløb

Udover de nævnte tilløb løber der en hel række af små vandløb enten direkte ud i søen eller til de nævnte lidt større vandløb.

Hovedparten af de tilløb, der løber direkte til søen, lig-



Figur 5.

C/Q-sammenhæng mellem vandføring og henholdsvis koncentrationen af total fosfor og partikulært fosfor i Hylte bæk (A) nitrat i Sønderholt bæk (B) og total fosfor i Sønderholt bæk (C) i perioden fra 1973 til 1993.

ger i skovstrækninger og har en god forureningstilstand. De mindre tilløb, der ligger længere "ude" i oplandet, har i flere tilfælde en forringet tilstand som følge af både regulering og spildevandsudledninger fra spredt bebyggelse.

Jaungyde bæk

Ved bækens udspring er forureningsgraden III-IV pga forurening fra spredt bebyggelse. Vandløbet har ellers ideelle fysiske forhold med sten, grus, høller og stryg. Forureningstilstanden bliver gradvist bedre nedad bækken, men der opnås først en forureningsgrad II kort før bækens udløb i Ravn sø.

Jaungyde bæk er B4 og B1 målsat og forureningsgraden varierer fra II til III-IV. Målsætningen er således kun opfyldt på de nederste ca. 1,5 km af bækken.

Jaungyde bæk er som nævnt belastet af såvel punktkilder som landbrugsafstrømninger.

Også i Jaungyde bæk er der en sammenhæng mellem nitratkoncentration og vandmængde (figur 6 øverst).

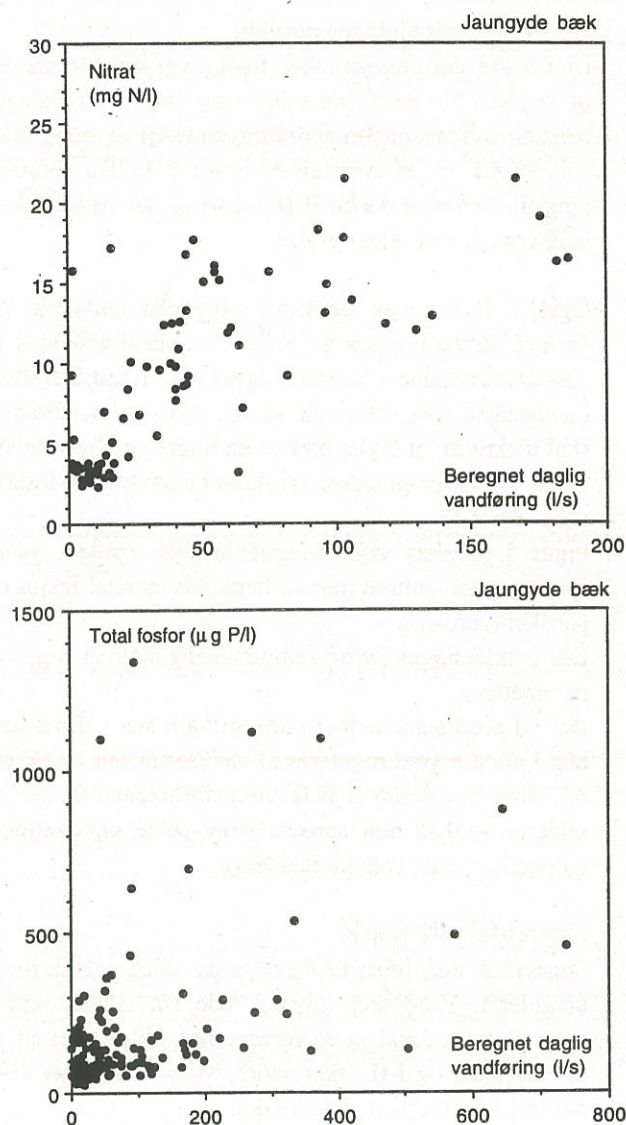
Det skal her nævnes, at de to største vandføringer (550 og 750 l/s), der er registreret i den viste 5 årige periode er udeladt. Nitratkoncentrationen de to pågældende dage var 16-17 mg N/l).

Figur 6 (nederst) viser, at fosforkoncentrationen i Jaungyde bæk ikke udelukkende reguleres af vandmængden. Fosforkoncentrationen er meget varierende i bækken og årsagen hertil er sandsynligvis, at der stadigt sker større forureninger i bækken.

For at gøre figuren mere overskuelig, er den største fosforværdi udeladt. D. 13/7 1989 blev der målt en fosforkoncentration på 4,29 mg P/l ved en beregnet vandføring på 63 l/s.

Det kan ud fra det foregående konkluderes :

- at kvælstoftilførslen til Ravn sø i et stort omfang er reguleret af vandtilførslen.
- at fosfortilførslen også til en vis grad styres af den mængde vand, der strømmer til søen, men at der dog også er målt større fosforkoncentrationer i tilløbene ved lave vandføringer. Dette skyldes en belastning fra punktkilder i oplandet.
- at forureningsgraden på mange strækninger i vandløbene ikke er tilfredsstillende. Årsagen er udledning af spildevand fra spredt bebyggelse og restriktiv vandløbsvedligeholdelse.



Figur 6.

C/Q-sammenhæng mellem beregnede daglige vandføringer og henholdsvis nitratkoncentrationen (øverst) og koncentrationen af total fosfor (nederst) i Jaungyde bæk i årene 1989 - 1993.

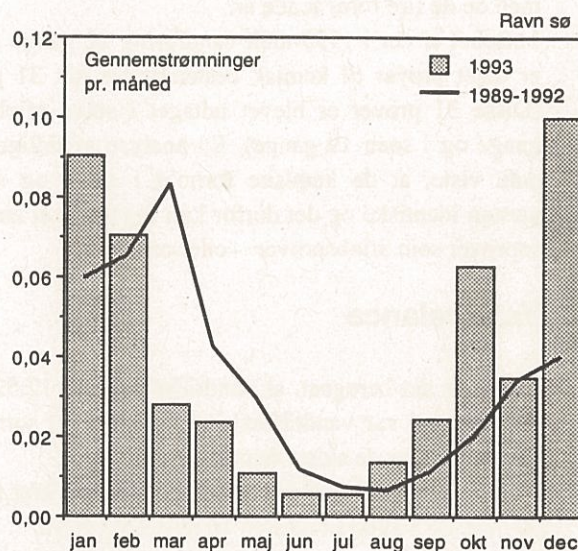
Næringsstofbalance

I 1993 blev der taget vandprøver og manuelt målt vandføring i Knud å lige opstrøms Ravn sø (st. 090302), i Jaungyde bæk opstrøms rensningsanlægget (st. 090680), i Sønderholt bæk ved udløbet i søen (st. 090610), i Hylte bæk opstrøms rensningsanlægget (st. 090318) og i afløbet fra Ravn sø (st. 090301).

Vandføringen blev desuden registreret vha. en fast vandføringsstation i Jaungyde bæk og i afløbet fra søen.

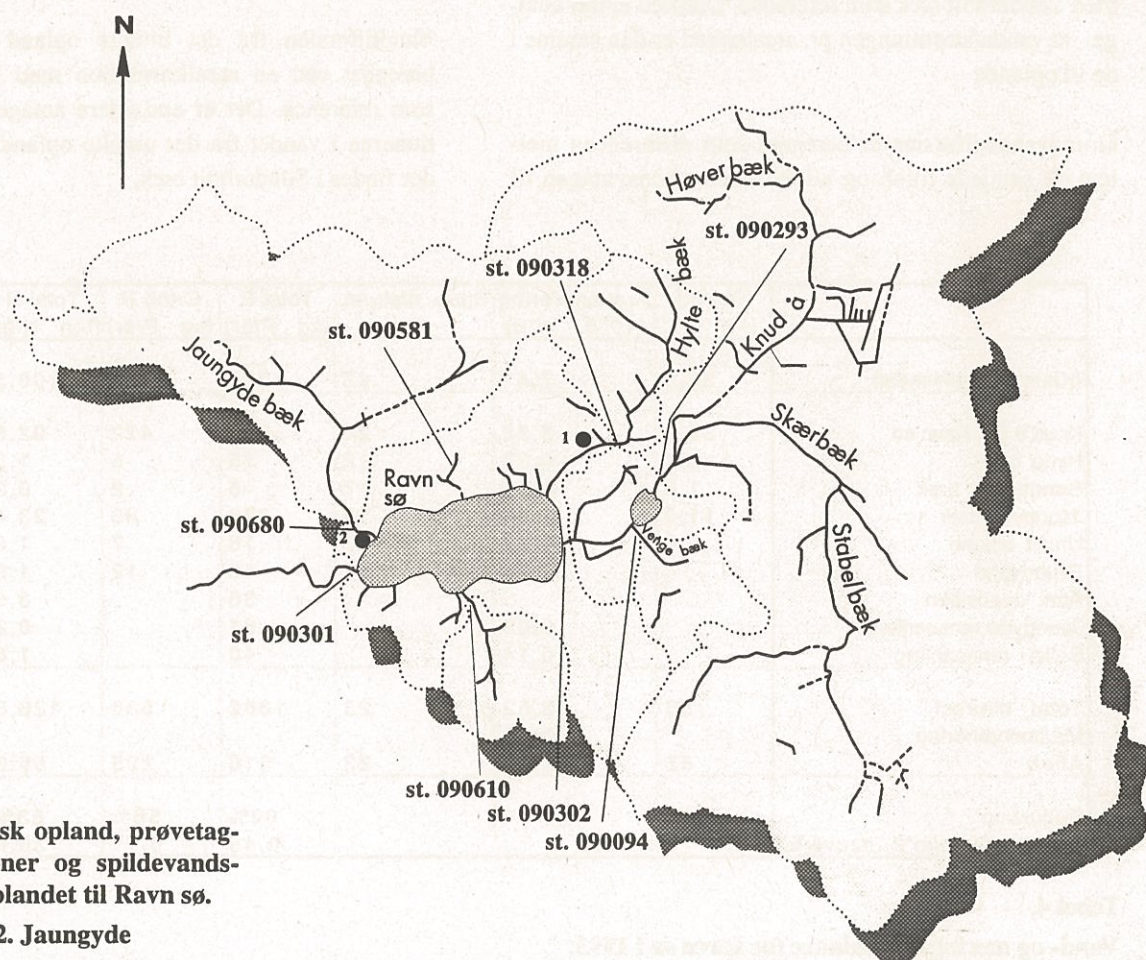
Vandføringsmåleren i Jaungyde bæk blev brugt som reference til en beregning af den samlede vandføring i Sønderholt - og Hylte bæk ved qQ-korrelation. Vandføringen i Knud å opstrøms søen blev beregnet ud fra en arealkorrektion til den faste vandføringsstation længere oppe ad Knud å ved Sofiendal (st. 090293).

En sammenstilling af de manuelt målte vandføringer ved station 090293 og 090302 viste, at arealkorrektion gav et bedre resultat til beregning af den samlede vandføring i Knud å opstrøms Ravn sø end en qQ-korrelationsberegning imellem de to stationer.



Figur 7.

Antal gennemstrømninger pr. måned i Ravn sø i henholdsvis 1993 og som et gennemsnit for årene 1989-1992.



Figur 8.

Topografisk opland, prøvetagningstationer og spildevandsanlæg i oplandet til Ravn sø.

1. Ballen 2. Jaungyde

De beregnede og målte vandføringer samt de tilhørende qQ-relationer kan findes i bilag.

Vandføringsmåling og prøvetagning i tilløbene er sket som anvist for overvågningsprogrammet og i lighed med de de fire foregående år.

I afløbet er der i 1993 målt vandføring 22 gange og der er taget prøver til kemisk bestemmelse ialt 31 gange. (Disse 31 prøver er blevet udtaget i selve afløbet 12 gange og i søen 19 gange). En analyse af tidligere års data viste, at de kemiske forhold i afløb og sø var næsten identiske og det derfor kan forsvares at anvende søprøver som afløbsprøver - eller omvendt.

Vandbalance

I 1993 er det beregnet, at vandtilførslen var 12,52 mio. m³. Dermed var vandtilførslen i '93 stort set som gennemsnittet for de sidste fem år.

I "overvågningsårene" har vandtilførslen varieret fra ca. 10 mio. m³ i 1989 til næsten 16 mio. m³ i 1990.

5 km² af det samlede opland på 35 km² er indregnet som et umålt opland.

Vandtilførslen herfra er beregnet ved en arealkorrektion med Sønderholt bæk som reference. Dermed er det antaget, at vandafstrømningen pr. arealenhed er den samme i de to oplande.

Grundvandstilførslen er beregnet som differencen mellem de samlede tilløb og afløbet under hensyntagen til

magasinændringer i søen.

Dvs. at det er på denne faktor en eventuel usikkerhed i målinger og beregninger vil vise sig.

Figur 7 viser variationen i vandtilførslen over året. Der sker den største tilførsel i 1. og 4. kvartal. I sommerhalvåret er der en meget lille vandtilførsel - og vandfratførsel fra søen. Dette billede er generelt for Ravn sø og gentages med mindre udsving hvert år.

Sammenlignet med de øvrige "overvågningsår" var forårsmånederne i 1993 dog meget tørre med en lille vandafstrømning. Til gengæld havde efteråret en væsentlig større afstrømning end normalt.

Som det kan ses, var der en stor vandtilførsel og gennemskylning specielt i december 1993. I denne måned kom næsten 25 % af den i 1993 tilførte vandmængde.

Vandets opholdstid er i 1993 beregnet til 2,2 år, hvilket svarer til, at knapt 50 % af søens volumen blev udskiftet.

Næringsstofbalance

Næringsstofbalancen for Ravn sø er præsenteret i tabel 4. Til sammenligning kan stofbalancerne for søen i 1989 og 1991 findes i bilag.

Vandtilførslen fra det umålte opland er som nævnt beregnet ved en arealkorrektion med Sønderholt bæk som reference. Det er endvidere antaget, at koncentrationerne i vandet fra det umålte opland er mage til de, der findes i Sønderholt bæk.

	Opland (km ²)	Årsvandføring (10 ⁶ m ³)	Spec. afstrøm. (cm)	Total P (kg P/år)	Ortho P (kg P/år)	Total N (ton N/år)	Total Fe (kg Fe/år)
(Knud å Sophiendal)	32,0	7,41	23	1039	489	100,5	
Knud å os. Ravn sø	35,0	8,28	24	815	422	92,8	2821
Hylte bæk	2,4	0,28	12	15	5	1,5	157
Sønderkær bæk	1,6	0,11	7	5	2	0,3	80
Jaungyde bæk	11,0	1,63	15	328	86	23,4	568
Umålt opland	5,0	0,35	7	16	7	1,0	484
Grundvand		1,70		46	12	1,9	1676
Atm. deposition				36		3,6	
Jaungyde renseanlæg		0,03		61		0,2	
Ballen renseanlæg		0,14		40		1,6	
Total tilførsel	55	12,52	23	1362	534	126,3	5786
Magasinændring		0,09					
Afløb	55	12,43	23	516	225	59,8	517
Reduktion				62%	58%	53%	91%
Reduktion (g/m ² søoverfl.)				0,45	0,17	36,5	2,9

Tabel 4.

Vand- og næringsstofbalance for Ravn sø i 1993.

Ved beregning af næringsstofbalancen er det antaget, at koncentrationerne i grundvandet var følgende :

Total kvælstof	1	mg N/l
Total fosfor	30	µg P/l
Orthofosfat	10	µg P/l
Total jern	1	mg/l

Til beregning af den atmosfæriske deposition er anvendt 20 kg N/ha og 0,2 kg P/ha.

En mere udførlig beskrivelse af beregningsmetoderne for henholdsvis vand- og næringsstofbalance kan findes i bilag.

Kvælstoftilførsel

Den totale kvælstoftilførsel til Ravn sø var i 1993 126,3 ton. Det giver en vandføringsvægtet gennemsnitskoncentration på 10,1 mg N/l.

Tilførslen af kvælstof i såvel 1992 som 1993 var omkring årsgennemsnittet for perioden 1978 til 1993 (figur 9).

På figur 10 er T/Q-sammenhængen for den samlede kvælstoftilførsel til Ravn sø præsenteret. Som man kan se, afhænger den tilførte kvælstofmængde nøje af vandtilførslen det pågældende år.

På figuren er månedstransporter og vandføringer præsenteret. Valgte man, at sammenstille årstransporter og årsvandføringer ville billedet være det samme.

Det ser derfor ikke ud til, at der er sket nogen væsentlige ændringer i det mønster, der regulerer tilførslen af kvælstof til Ravn sø.

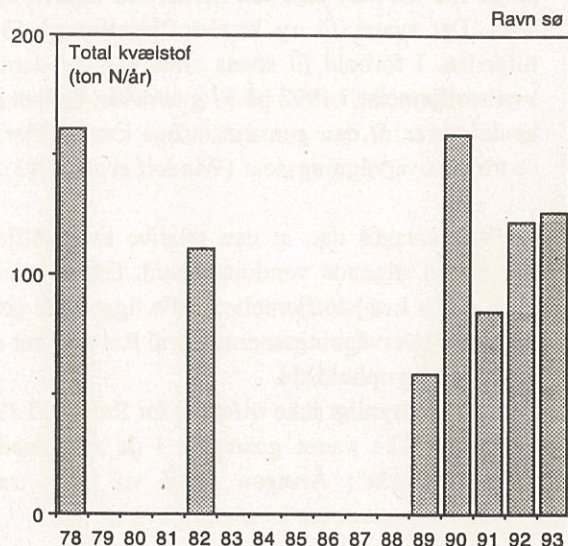
Det er dermed hovedsagligt den mængde vand, som strømmer til Ravn sø, der bestemmer mængden af tilført kvælstof såvel på måneds- som på årsplan.

På figuren er sammenhængen udtrykt ved et 3. grads polynomium.

Dette er gjort ud fra den antagelse, at sammenhængen mellem vandføring og stoftransport ikke er lineær for alle vandføringer.

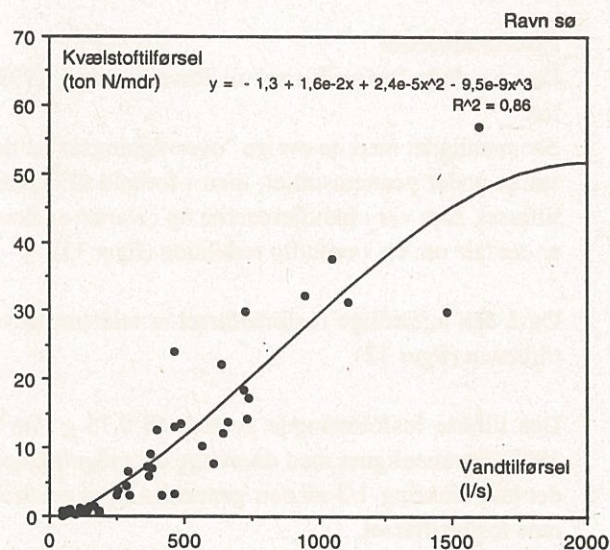
Der vil være en relativ lille stoftransport ved de mindste vandføringer, hvor en stor del af vandmængden stammer fra grundvandet. Ved middelvandføringerne vil der være en mere eller mindre lineær sammenhæng fordi en stadig større del af vandet stammer fra overfladeafstrømning. Sandsynligvis vil der være en øvre grænse for stofkoncentrationen i vandløbet. Derfor vil kurven nærme sig asymptotisk til en given øvre stoftransportgrænse.

Der er angivet en aftagende hældning ved de største målte vandføringer. Kurven er dannet ud fra de målte



Figur 9.

Kvælstoftilførslen til Ravn sø i måleårene fra 1978 til 1993.



Figur 10.

Sammenhængen mellem den månedlige vandtilførsel og kvælstoftilførsel til Ravn sø i perioden 1989 - 1993.

data og angiver dermed ikke den nævnte teoretiske øvre grænse.

De 126 ton der blev tilført i 1993 svarer til 69 g N/m²/år. Det er kun knapt 50 % af den gennemsnitlige arealrelaterede kvælstoftilførsel til overvågningssøerne i 1992. I forhold til søens areal er det altså en relativ beskedne kvælstoftilførsel, der sker.

Af de 126 ton blev 66,5 ton fjernet ved vandets ophold i søen. Det svarer til en kvælstoffjernelse på 53 % af tilførslen. I forhold til søens areal var der dermed en kvælstoffjernelse i 1992 på $37 \text{ g N/m}^2/\text{år}$, hvilket nogenlunde svarer til den gennemsnitlige kvælstoffjernelse i de øvrige overvågningssøer (Windolf et al., 1993).

Normalt antages det, at den relative kvælstoffjernelse stiger med stigende vandopholdstid. Det var derfor at forvente, at kvælstoffjernelsen ville ligge over gennemsnittet for overvågningssøerne, fordi Ravn sø har en forholdsvis lang opholdstid.

Dette er øjensynligt ikke tilfældet for Ravn sø i 1993 og har heller ikke været gældende i de foregående fire "overvågningsår". Årsagen hertil vil blive nærmere behandlet i afsnittet om kemien i Ravn sø.

Da foråret havde en lille vandafstrømning var kvælstoftilførslen lille og mindre end gennemsnittet for de foregående tre år. Tilsvarende var der en væsentlig større tilførsel i januar, november og december. I december skete 30 % af kvælstoftilførslen i 1993.

Fosfortilførsel

Den samlede fosfortilførsel til Ravn sø var i 1993 1,3 ton.

Sammenlignet med de øvrige "overvågningsår" er det en smule under gennemsnittet, men i forhold til den årlige tilførsel, som var i halvfjerdsene og i starten af firserne, er der tale om en væsentlig reduktion (figur 11).

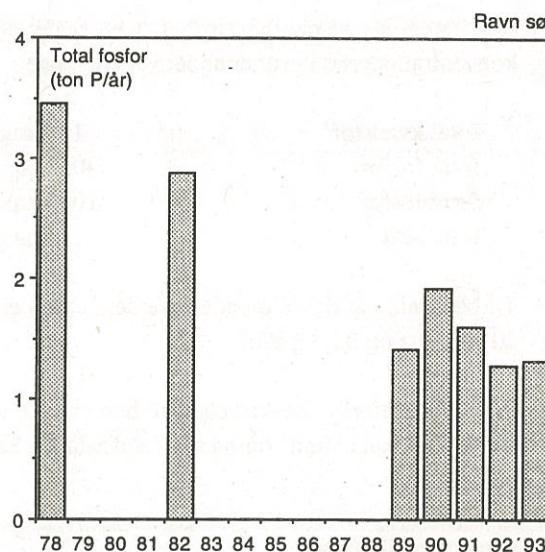
Også den månedlige fosfortilførsel er relateret til vandtilførslen (figur 12).

Den tilførte fosformængde svarede til $0,75 \text{ g P/m}^2/\text{år}$ i 1993. Sammenlignet med de øvrige overvågningssøer er det kun omkring 1/3 af den gennemsnitlige arealrelaterede fosfortilførsel.

Ved vandets passage af søen blev der i 1993 tilbageholdt 62 % af den tilførte fosformængde eller 846 kg i absolutte tal. Denne fosfortilbageholdelse svarer til $0,45 \text{ g P/m}^2/\text{år}$.

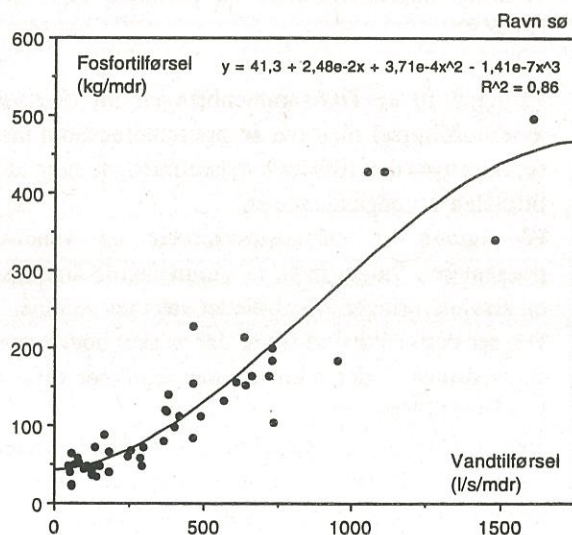
Der er sket en udvikling i den årlige fosfortilbageholdelse i Ravn sø siden 1978. På daværende tidspunkt var der en fosfortilbageholdelse på mere end 70 % af tilførslen. Da tilførslerne samtidigt var større, end de har været i de senere år, var også tilbageholdelsen i absolutte tal væsentligt større for 25 år side.

Det er de store fosfortilførsler i 1960'erne og 70'erne, der har bragt Ravn sø bort fra en ligevægtssituation. Det



Figur 11.

Fosfortilførslen til Ravn sø i måleårene fra 1978 til 1993.



Figur 12.

Sammenhængen mellem den månedlige vandtilførsel og fosfortilførsel til Ravn sø i perioden 1989 - 1993.

er derfor rimeligt at antage, at den mindre fosfortilbageholdelse, der har været i søen i de sidste 10 år, skyldes en frigivelse af tidligere tiders tilførte fosfor.

Sammenligner man de årlige fosfortilførsler med den arealrelaterede fosfortilbageholdelse, viser det sig, at der er en sammenhæng mellem fosfortilførsel i absolutte tal og den arealrelaterede tilbageholdelse (figur 13).

Denne sammenhæng er altså fundet på data, der stammer fra den periode, hvor tilførslerne af fosfor er blevet reducerede og søen derfor har været på vej tilbage imod

sin oprindelige ligevægtstilstand. Altså en periode hvor fosforpuljen i sedimentet har spillet en forholdsvis stor rolle for nettotilbageholdelsen i søen.

Den store fosfortilførsel, som har været til Ravn sø, og den ophobede fosforpulje i sedimentet har naturligvis en betydning for Ravn sø og for nettotilbageholdelsen. Men fosfortilførselens størrelse har også en væsentlig indflydelse på mængden af den arealrelaterede tilbageholdelse af fosfor.

Det er således en kombination af en større frigivelse af fosfor fra sedimentet i efteråret, en højere fosforkoncentration i sedimentet, som medfører en mindre fosforbindingsevne og en mindre fosfortilførsel fra oplandet, der har resulteret i en reduktion i den arealrelaterede fosforoptagelse.

I modsætning til kvælstof-forholdene er der ikke nogen umiddelbar sammenhæng mellem den årlige vand- og fosfortilførsel.

Selvom der ikke kan påvises en T/Q-sammenhæng på årstransporter er vandføring og fosfortransport selvfølgelig ikke uafhængige størrelser.

Ud fra månedsbalancerne kan denne sammenhæng ses, idet der i 1993 var en væsentlig mindre fosfortilførsel til Ravn sø i første halvdel af året. De store afstrømninger resulterede også i en forøget fosfortilførsel i efteråret. Her var det også december, der havde langt den største tilførsel (34 % af årets fosfortilførsel).

I øvrigt vil de eksterne tilførsler og deres betydning for søen blive behandlet senere.

Jerntilførslen var i 1993 5,8 ton. 91 % af den tilførte jernmængde blev tilbageholdt i søen.

Det er en forholdsvis lille arealrelateret tilførsel sammenlignet med jerntilførslen til andre danske søer (Kristensen et al., 1991).

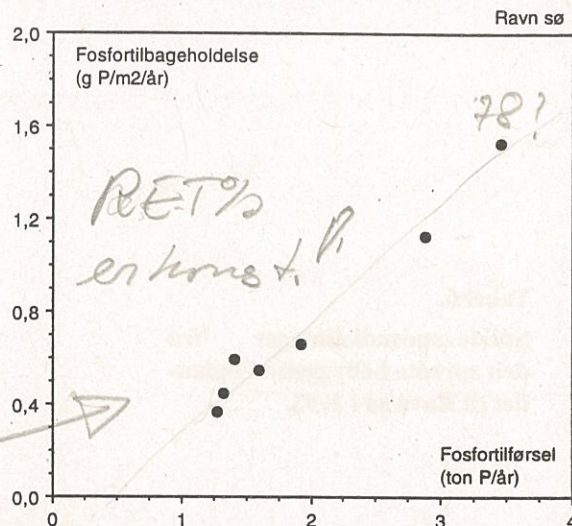
Der er kun foretaget jernbestemmelse i tilløb og afløb de sidste tre år. I denne tre årige periode har den vandføringsvægtede indløbskoncentration for total jern været faldende. Det vil være interessant at se, om denne tendens fortsætter i årene fremover.

Forholdet mellem den tilbageholdte jern og fosfor var i 1993 6,5. Det er mere eller mindre det samme jern/fosfor-forhold, som er fundet i de seneste tre år og det samme, som det der har været i overfladesedimentet i de sidste tyve år.

Der er dermed bundet forholdsvis meget fosfor i forhold til jernmængden i sedimentet. Årsagen hertil er pri-

$$TIL - FRA = a \times TIL$$

Men Ravn sø er i dag net.



Figur 13.

Sammenhængen mellem den årlige fosfortilførsel og den arealrelaterede fosfortilbageholdelse.

mært, at sedimentet i den største del af året er veloxideret og at fosforbindingskapaciteten derfor er stor, fremfor at Ravn sø har været belastet af en stor P-tilførsel.

Kildeopsplitning

Kildeopsplitningen for Ravn sø i 1993 er angivet i tabel 5.

Den kvælstof, der kom til Ravn sø, stammede for langt hovedpartens vedkommende fra de dyrkede jorde i

Kildeopsplitning	Total P (kg P)	Total N (ton N)
Baggrundstilførsel	356	18,78
Dyrkningsbidrag og andre landbrugsmæssige udledninger	202	98,19
Spildevand fra spredt bebyggelse	401	1,19
Rensningsanlæg	102	1,79
Regnvandsoverløb	219	0,85
Nedbør	36	3,60
Grundvand	46	1,90
Total	1362	126,30

Tabel 5.

Kilder til fosfor- og kvælstoftilførslen til Ravn sø i 1993.

Tabel 6.

Spildevandsudledninger fra den spredte bebyggelse i oplandet til Ravn sø i 1993.

Spildevand fra spredt bebyggelse			
	Antal ejendomme	Total P (kg P)	Total N (kg N)
Ravn sø, afløb	16	15	44
Jaungyde bæk	78	113	344
Sønderholt bæk	3	0	0
Hylte bæk	7	13	39
Knud å os. sø	0	0	0
Knud å, Sophiendal	183	256	752
Venge bæk	2	4	11
I alt i søopland	289	401	1190

Tabel 7.

Spildevandsudledninger fra kloakerede områder i oplandet til Ravn sø i 1993.

Spildevand fra rensningsanlæg					
	Anlægstype	Belastning (PE)	Årsvandføring (10*6 m ³)	Total P (kg P)	Total N (kg N)
Ballen	MBKL	520	0,14	40	1569
Jaungyde	MBK	60	0,03	61	217
I alt		580	0,17	101	1786

oplandet. Sådan så det ud i 1993 og sådan har det set ud i de foregående år.

I 1993 kom 78 % af den tilførte kvælstof som et dyrkningsbidrag eller anden landbrugsmæssig udledning.

Denne kilde er beregnet som differencen mellem den totale tilførsel og summen af de øvrige kilder. Derfor er dyrkningsbidraget den del af opgørelsen, som har de største usikkerheder. Uanset usikkerheder vil niveauet for dyrkningsbidraget dog være det samme.

Baggrundsbidraget er beregnet ud fra den antagelse, at der ville være omkring 1,5 mg N/l i det tilførte vand, om dette ikke var påvirket af mennesker.

Bidraget fra rensningsanlæg er et egentligt målt bidrag. Fra regnvandsoverløbene er mængden beregnet ud fra arealenhedstal.

Den atmosfæriske deposition er beregnet ud fra den antagelse, at der på søens overflade bliver tilført 20 kg N/ha/år.

Det er endvidere antaget, at der er 1 mg N/l i det tilstrømmende grundvand og endeligt er kvælstofbidraget fra den spredte bebyggelse fundet ud fra en konkret viden om antal ejendomme samt det opnåede rensni-

veau i de enkelte oplande (tabel 6).

Den tilførte fosfor stammer fra flere betydende kilder.

Baggrundsbidraget er i 1993 beregnet til 356 kg. Denne værdi er fremkommet ud fra den antagelse, at der vil være 30 µg P/l i det tilstrømmende vand, hvis oplandet var upåvirket af mennesker.

Fosforbidraget fra den spredte bebyggelse er også fremkommet ud fra et kendskab til antallet af ejendomme i oplandet, hvor rensniveauet er skønnet ud fra typen af spildevandsanlæg på den enkelte ejendom.

Dernæst er anvendt de fra Miljøstyrelsen udmeldte belastningsforudsætninger, der for fosfors vedkommende er 1,5 kg P/PE/år og 2,8 personer pr. ejendom. Det antages, at 50 % af den udledte fosfor når frem til søen.

Ud fra disse forudsætninger er det i 1993 beregnet, at der kom 401 kg fosfor fra den spredte bebyggelse til Ravn sø.

I tabel 6 er spildevandsmængden fra den spredte bebyggelse i de enkelte deloplande i 1993 præsenteret.

Bidraget fra rensningsanlægget er en målt værdi. I tabel 7 er udledningerne af fosfor fra rensningsanlæggene i Ravn sø's opland præsenteret.

Der er stadig to rensningsanlæg i oplandet. Ballen rensningsanlæg som i 1993 udledte 40 kg fosfor og havde en rensningsgrad på 92 % af den tilførte fosfor og Jaugyde rensningsanlæg der i 1993 udledte 61 kg fosfor og havde en rensegrad på 6 % af den tilførte fosfor.

Ialt blev der tilført 101 kg fosfor fra rensningsanlæggene til Ravn sø i 1993.

Bidraget fra regnvandsoverløbene er fundet som for kvælstofs vedkommende ud fra arealenhedstal - i 1993 er det beregnet, at der kom 219 kg herfra.

Grundvandsbidraget er fundet ud fra den antagelse, at der er 30 µg P/l i det tilførte grundvand og slutteligt er mængden via nedbøren fundet ud fra standardtal, der siger 0,2 kg P/ha/år på søens overflade.

Til sidst er fosformængden fra de dyrkede jorde fundet som differencen mellem den totale tilførsel og summen af de øvrige kilder.

Der er visse usikkerheder forbundet med en kildeopsplitning af fosfortilførslen.

Det er usikkert hvor stort et bidrag, der kommer fra regnvandsoverløbene alene af den grund, at det er standardtal, som anvendes i beregningerne.

Endnu større usikkerhed er der i opgørelsen af bidraget fra den spredte bebyggelse.

Som nævnt er der her anvendt en udledning på 1,5 kg P/PE/år. Undersøgelser i Fyns og Århus Amter (Århus Amt, 1994) viser, at fosforbelastningen pr. PE er blevet reduceret i de senere år og alt taler derfor for, at de 1,5 kg overestimerer det faktiske bidrag.

I Jaugyde bæk er opstillet en såkaldt intensiv station, som udtager vandprøver en gang hver time. De foreløbige resultater af disse målinger er, at fosfortransporten i Jaugyde bæk er omkring 50 % større end hidtil antaget. Konsekvensen af dette resultat for kildeopsplitningen er, at bidraget fra de dyrkede jorde i Jaugyde bæk bliver øget med disse 50 %, idet de øvrige kilders bidrag ikke er bestemt ud fra den totale transport i vandløbet.

Det skal understreges, at den forøgede transport beregnet ved intensivstationen kun gælder for Jaugyde bæk. Knud å er en anden type vandløb og betydeligt større. Her vil der efter alt at dømme ikke være en tilsvarende stigning i transporten afhængig af målefrekvens.

Endeligt er det tvivlsomt om de rensegrader, der anvendes som standardnorm for de enkelte typer af spildevandsanlæg er rigtige. Sandsynligt er det, at der i mange oplande vil ske en større nedsivning af spildevandet, inden det når vandløb og sø end anvendt i beregningerne og at rensegraden derfor er underestimeret.

Tages der hensyn til disse usikkerhedsmomenter i opgørelsen af fosforudledningen fra den spredte bebyggelse og de dyrkede jorde vil resultatet være en relativt mindre udledning af fosfor fra den spredte bebyggelse og et væsentligt større bidrag fra de dyrkede jorde.

Det fosforbidrag, der kan henføres som et dyrkningsbidrag, er efter al sandsynlighed altså væsentligt større end angivet i tabellen.

I Århus Amt, 1993 er angivet en gennemsnitlig fosforafstrømning fra oplandet til Hylte - og Venge bæk som landbrugsområder med et lille antal spredtliggende ejendomme.

Anvendes den gennemsnitlige fosforafstrømning fra disse to oplande (0,09 kg P/ha/år) som en rettesnor for landbrugspåvirkningen fra hele oplandet til Ravn sø, får man et bidrag fra de dyrkede jorde på 495 kg P i 1993. Altså mere end dobbelt så meget som angivet i tabellen og sandsynligvis væsentligt nærmere den reelle værdi.

Fremtidige undersøgelser vil afsløre i hvor høj grad de nævnte anfægtelser er rigtige.

Hvad angår næringsstofbalance og kildeopsplitning kan det konkluderes, at:

- *kvælstoftilførslen til Ravn sø er afhængig af, hvorvidt det pågældende år er nedbørsrigt eller ej. 1993 var et middelvåd år, så derfor var kvælstoftilførslen nogenlunde som gennemsnittet for de foregående år.*
- *fosfortilførslen på ca. 1,3 ton var stort set den samme som i 1992.*
- *den arealrelaterede fosfortilbageholdelse er reduceret. Årsagen er dels mindre eksterne tilførsler, men også den uligevægt søen har været i på grund af store fosfortilførsler i 50'erne, 60'erne og 70'erne.*
- *den overvejende del af kvælstoffet kommer fra de dyrkede jorde.*
- *kildeopsplitningen for fosfor er mere usikkert bestemt, men det er muligt at formindske tilførslen af fosfor til Ravn sø, hvis bidraget fra de kloakerede områder (primært Jaugyde) og den spredte bebyggelse bliver mindre.*

Kemiske forhold i Ravn sø

Årstidsvariation

På de følgende sider er vist resultaterne af de kemiske målinger i overfladevandet i Ravn sø i 1993. Resultaterne er sammenlignet med målingerne fra overfladevandet i perioden 1989-1992.

Temperatur

Indtil midten af maj afveg temperaturforholdene i Ravn sø i 1993 ikke fra de foregående år. I maj måned var vejret godt med mange solskinstimer. Derfor steg temperaturen kraftigt i denne måned.

Fra midt i juni og stort set hele sommeren igennem var gennemsnitstemperaturen lav og vandtemperaturen i søen var mindre end normalt i hele sommerperioden. I den foregående 4 årige periode har temperaturen i søen hvert år toppet omkring de 20 °C. I 1993 blev den højeste vandtemperatur målt d. 25/7 til 15,9 °C (figur 14 øverst).

Det er klart, at så store temperatursforskelle i vandoverfladen påvirker især de biologiske processer i søen.

I løbet af august faldt temperaturen. Fra midten af måneden og året ud var der ikke nogen væsentlig forskel i temperaturforholdene i Ravn sø sammenlignet med tidligere år.

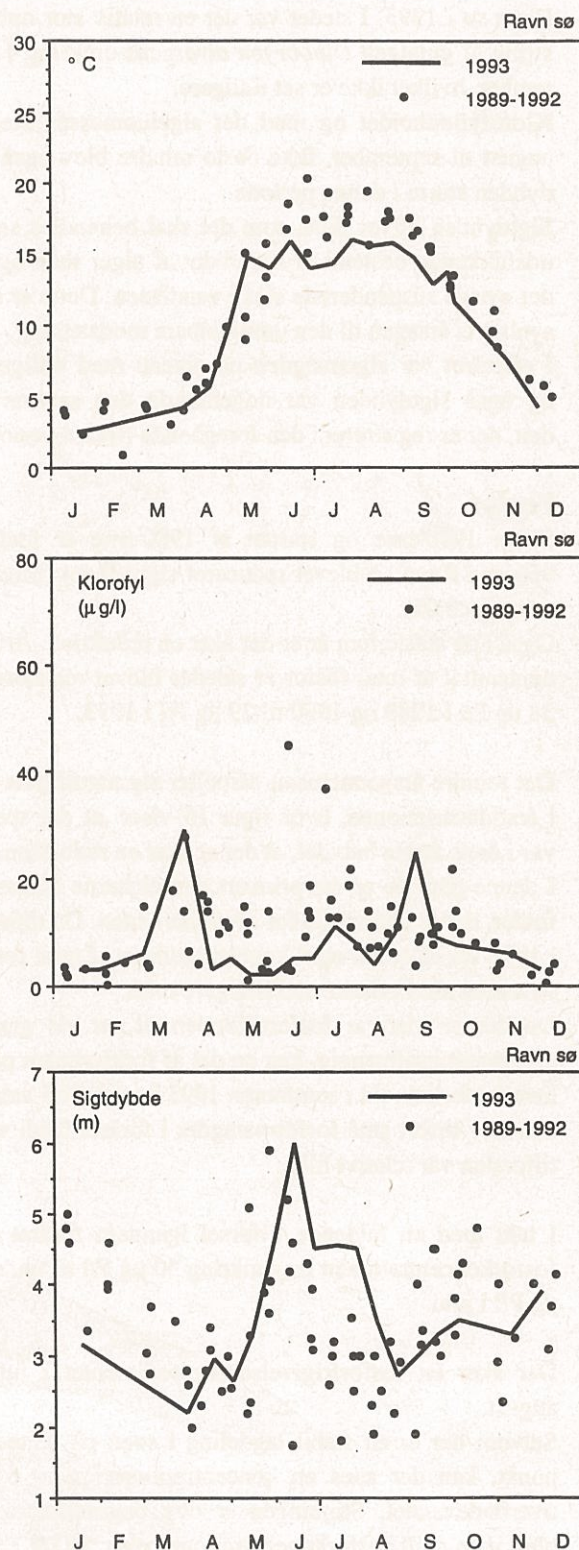
Klorofyl og sigtddybde

Klorofylniveauet i Ravn sø er lavt sammenlignet med flertallet af danske søer - lavvandede såvel som dybe søer. I 1993 var der således et års- og et sommergennemsnit på henholdsvis 7,5 µg/l og 7,9 µg/l.

På figur 14 kan man se, at niveauet er blevet mindre i 1993 end det har været i de foregående år. Specielt er der blevet en mindre algemængde i de tre sommermåneder. Årets maksima faldt omkring 1. april og igen omkring 1. september. I begge tilfælde var klorofylmængden imellem 20 og 30 µg/l.

Forårsmaksimummet faldt altså i slutningen af marts/begyndelsen af april. Det var under dette maksimum, der blev målt de laveste sigtddybder i 1993 (2,2 m d. 1/4 1993).

Algemængden aftog i løbet af april og i takt hermed steg sigtddybden støt. Den største sigtddybde blev nået i midten af juni og var på 6,0 m. Også tidligere er der blevet registreret så stor en sigtddybde under klarvandsperioden. Til forskel fra tidligere år vedblev sigtddybden at være



Figur 14.

Årstidsvariationen for temperatur (øverst), klorofyl (i midten), og sigtddybde (nederst) i Ravn sø i 1993.

relativt stor i hele juli måned. Dette var en naturlig konsekvens af det lave indhold af alger i søen i denne måned.

I modsætning til tidligere var der kun få blågrønalger i Ravn sø i 1993. I stedet var der en relativ stor opblomstring af gulalgen *Dinobryon divergens* omkring 1. september, hvilket ikke er set tidligere.

Klorofylindholdet og med det algebiomassen steg fra august til september. Ikke desto mindre blev også sigtdybden større i denne periode.

Sigtdybden bliver ikke, som det skal behandles senere, udelukkende bestemt af indholdet af alger men også af det øvrige suspenderede stof i vandfasen. Dette er sandsynligvis årsagen til den umiddelbare modsætning.

I efteråret var algemængden på niveau med tidligere år og også sigtdybden var nogenlunde den samme som den, der er registreret i den foregående fireårs-periode.

Fosfor

Siden 1970'erne og starten af 1980'erne er fosforniveauet i Ravn sø blevet reduceret signifikant (Student's t-test, $p < 0,05$).

Også i de sidste fem år er der sket en reduktion. Årsgennemsnittet af total fosfor er således blevet reduceret fra 38 $\mu\text{g P/l}$ i 1989 og 1990 til 29 $\mu\text{g P/l}$ i 1993.

Det mindre årsgennemsnit afspejler sig naturligvis også i årstidsvariationen, hvor figur 15 viser, at det specielt var i årets første halvdel, at der er sket en reduktion.

I denne periode er det primært den eksterne tilførsel af fosfor, der er afgørende for niveauet i søen. Da tilførslen i 1993 var lille, var også koncentrationen af total fosfor i søvandet altså mindre end tidligere målt.

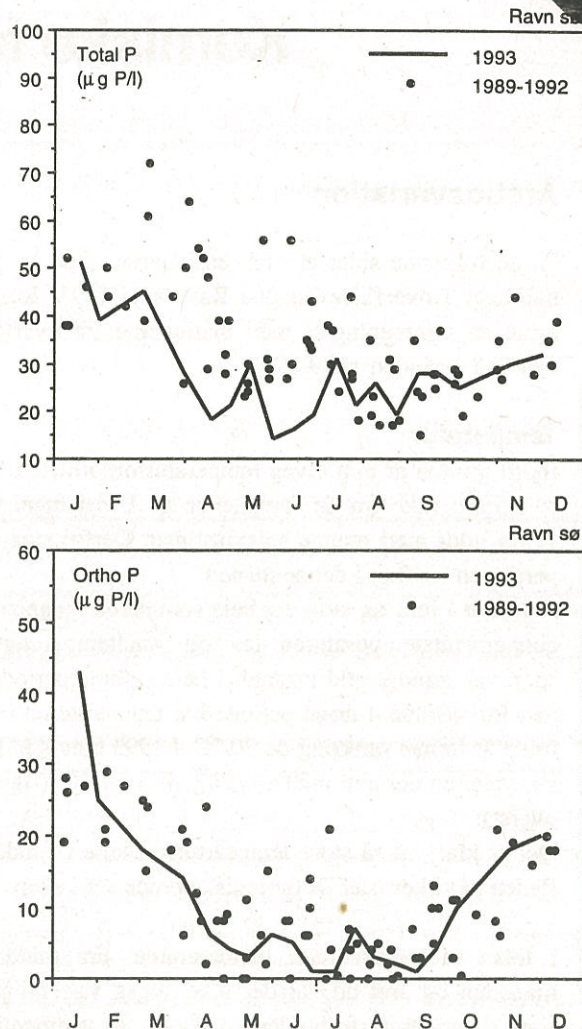
Da det er vist, at fosfortilførslen til en vis grad er afstrømningsafhængig, kan en del af forklaringen på det lave fosforindhold i sommeren 1993 i søen altså være, at der blev tilført små fosformængder i foråret fordi vandtilførslen var relativt lille.

I takt med en faldende tilførsel igennem foråret faldt fosforkoncentrationen fra omkring 50 $\mu\text{g P/l}$ til under 20 $\mu\text{g P/l}$ i juni.

Der sker en fosforfrigivelse fra sedimentet i juli og august.

Selvom der er en stabil lagdeling i søen på dette tidspunkt, kan der anes en koncentrationsstigning også i overfladevandet. Stigningen er dog begrænset og der blev ikke målt fosforkoncentrationer over 30 $\mu\text{g P/l}$ før november måned, hvor tilførslen fra eksterne kilder igen begyndte at få betydning for forholdene i søen.

Som det senere skal behandles, var der kun en fosforfri-



Figur 15.

Årstidsvariationen af total fosfor (øverst) og orthofosfat (nederst) i Ravn sø i 1993 sammenlignet med perioden 1989-1992.

gørelse fra sedimentet på ca. 130 kg i sensommeren. I forhold til de foregående år er det en lille frigørelse. Der skete således heller ikke nogen væsentlig stigning i fosforkoncentrationen i overfladevandet på det tidspunkt, hvor lagdelingen ophørte.

Som total fosfor således blev koncentrationen af orthofosfat også mindre i løbet af foråret. I perioden fra april til oktober hvor den eksterne tilførsel af fosfor er beskednen, var koncentrationen af opløst fosfor i vandfasen mindre end 10 $\mu\text{g P/l}$. Dette niveau fandtes også i de foregående år.

Der er ikke registreret flere datoer i 1993, hvor koncentrationen af opløst fosfor var under detektionsgrænsen end i de foregående år. Ikke desto mindre var klorofylkoncentrationen og dermed algemængden mindre i 1993



end tidligere.

Dette tyder på, at det ikke kun har været fosfor, der har været den regulerende faktor for algevæksten.

Med det niveau for den opløste fosfor, som søen har, er der således mulighed for, at biologiske og klimatiske faktorer kan være bestemmende for algemængden i højere grad end tidligere.

Der er imidlertid ingen tvivl om, at det først og fremmest er fosforniveauet, der er afgørende for mængden af fytoplankton.

Det er derfor det reducerede fosforniveau, der er årsagen til det generelle fald i fytoplanktonbiomassen, som har været i Ravn sø i de senere år.

Kvælstof

Generelt er der en tendens til, at kvælstofindholdet i Ravn sø er stigende i disse år.

Ser man i første omgang på ammoniumkoncentrationen i overfladevandet, er der dog ikke nogen væsentlig forskel på 1993-niveauet sammenlignet med de fire foregående år (figur 16 øverst).

Fra januar til september blev der målt ammoniumkoncentrationer på mindre end 0,03 mg N/l.

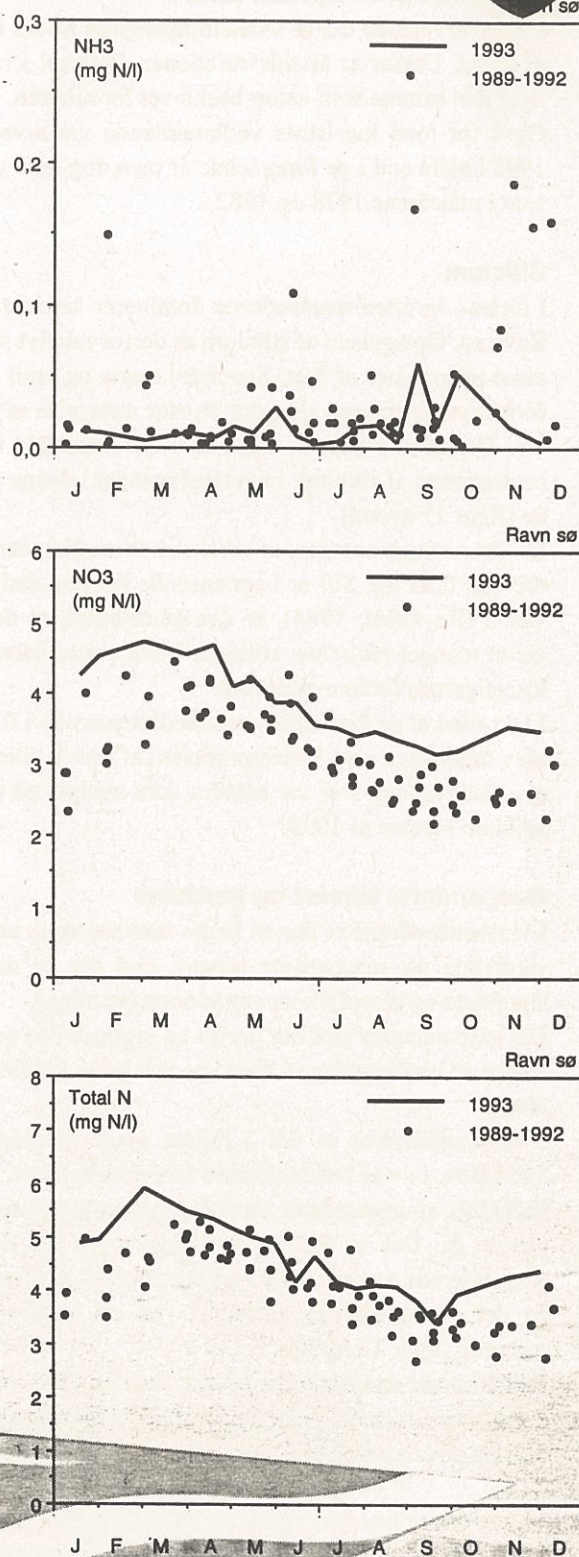
I starten af september og igen i oktober skete der en mindre stigning i indholdet af ammonium til omkring 0,5 mg N/l. En mulig forklaring på denne mindre stigning kan være den ophobning af ammonium, der sker i de dybere dele af søen under springlaget. Uanset der er en stabil lagdeling på dette tidspunkt, har der muligvis været en mindre diffusion af ammonium til overfladevandet.

På figur 16 kan det ses, at der sker en reduktion i ammoniumindholdet i september, umiddelbart efter at der har været en forøget algemængde i søen. Dette kan tolkes som en optagelse af ammonium fra algerne.

Indholdet af nitrat i Ravn sø har været stigende i de seneste fem år. Årsgennemsnittet var således på 2,9 mg N/l i 1989 og på 3,6 mg N/l i 1993. Det skal dog nævnes, at der i perioden omkring 1980 var et endnu højere kvælstofniveau i søen.

Årstidsvariationen er derimod den samme i alle fem overvågningsår (figur 16 midt). Med et forholdsvis højt niveau i vintermånederne og det tidlige forår. Dernæst en svagt aftagende koncentration hen igennem foråret og sommeren, således at nitratniveauet i august og september er omkring 75 % af vinterniveauet.

Som det senere skal behandles, har den stigende nitratkoncentration ikke blot i overfladevandet men specielt i bundvandet en vigtig rolle for den udvikling, der er sket



Figur 16.

Årstidsvariationen af ammonium (øverst), nitrat (i midten) og total kvælstof (nederst) i Ravn sø i 1993 sammenlignet med perioden 1989-1992.

i fosforfrigivelsen fra sedimentet.

Den overvejende del af kvælstofmængden findes i form af nitrat. Derfor er årstidsvariationen for total kvælstof også den samme som netop beskrevet for nitraten.

Også for total kvælstofs vedkommende var niveauet i 1993 højere end i de foregående år men dog ikke så højt som i måleårene 1978 og 1982.

Silicium

I forårs- og efterårsmånederne dominerer kiselalgerne i Ravn sø. Optagelsen af silicium er derfor relativt stor på disse tidspunkter af året. Specielt i marts og april under forårsmaksimummet sker der en stor optagelse af silicium. Derfor kan man da også se et markant fald i koncentrationen af silicium i overfladevandet i denne periode (figur 17 øverst).

Da det normalt antages, at siliciumkoncentrationer mindre end 0,23 mg Si/l er begrænsende for populationens vækst (Reynolds, 1984), er det sandsynligt, at der har været mangel på opløst silicium i den sidste halvdel af kiselalgernes forårsmaksimum.

I takt med at de kiselalger, som sedimenterede i foråret, blev omdannet, steg koncentrationen af opløst silicium i overfladevandet. Der var således ikke mangel på opløst silicium i resten af 1993.

Suspenderet tørstof og glødetab

I vintermånederne er der en bedre sammenhæng mellem sigtddybde og suspenderet tørstof, end der er mellem sigtddybde og klorofylkoncentrationen (se bilag).

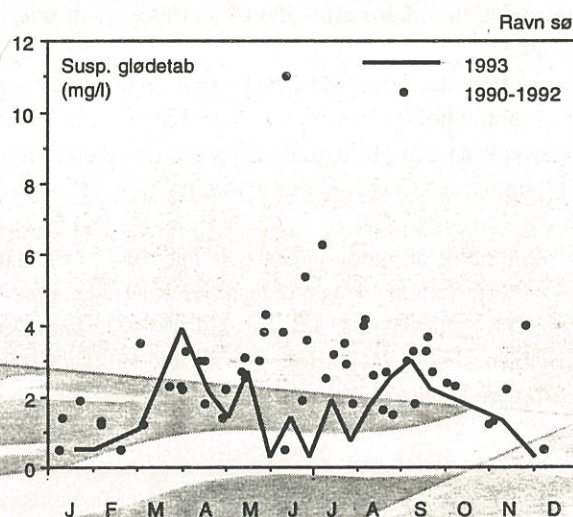
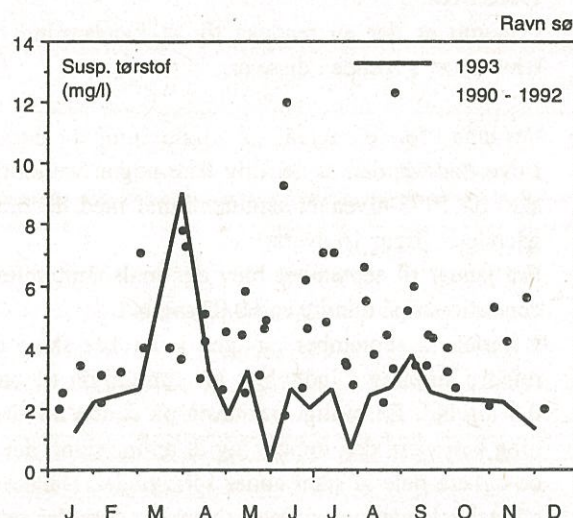
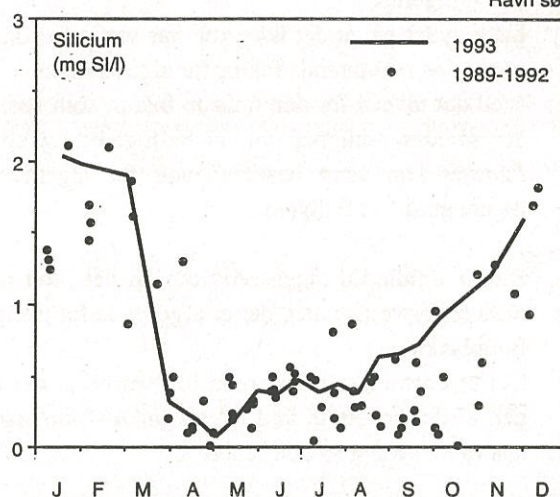
Det suspenderede stof har derfor en vigtig rolle i reguleringen af lysforholdene i søen specielt i den kolde del af året.

I sommerhalvåret er det i højere grad fytoplanktonmængden, som er bestemmende for lysforholdene.

Indholdet af suspenderet tørstof er blevet reduceret i de senere år. Det er klorofylindholdet også og da det suspenderede tørstof til en vis grad udgøres af alger, kan en del af reduktionen forklares ved en mindre algemængde (figur 17 midt).

Reduktionen er imidlertid så stor, at den ikke udelukkende kan forklares ved en nedgang i indholdet af klorofyl og alger i vandet.

Ved vegetationsundersøgelsen i efteråret 1993 blev der registreret en større udbredelse af undervandsvegetation i søen end ved en tilsvarende undersøgelse i 1989. En mulig forklaring på reduktionen i suspenderet stof er derfor, at det større plantedække har reduceret ophvirvlingen af sedimenteret stof fra bunden. Det forekommer nemlig ikke sandsynligt, at grunden kan være mindre blæst i 1993 end i de foregående år.



Figur 17.

Årstidsvariationen af opløst silicium (øverst), suspenderet tørstof (i midten) og suspenderet glødetab (nederst) i Ravn sø i 1993 sammenlignet med perioden 1990-1992.



Det suspenderede glødetab er et mål for den organiske del af det suspenderede stof. Derfor varierer glødetabet også i takt med klorofylindholdet (figur 17 nederst).

Det kan beregnes, at den reduktion i klorofylmængden, der er sket i de senere år, nogenlunde svarer til den nedgang i suspenderede glødetab, der er målt i de sidste tre-fire år.

Partikulært COD

Det partikulære COD er ligesom det suspenderede glødetab et mål for indholdet af organisk stof i vandet og dermed et indirekte mål for indholdet af alger.

Derfor ser man også to maksima i den partikulære COD i de to perioder i forår og efterår, hvor der var den største mængde fytoplankton. På disse tidspunkter er der ikke nogen ændring i niveau sammenlignet med tidligere år. Det er i den mellemliggende periode fra maj til august, at der er sket et fald også i indholdet af det partikulære COD i Ravn sø (figur 18 øverst).

Forholdet mellem partikulært COD og suspenderet glødetab kan beregnes. Sammenligner man figurerne over de to parametre, kan det ses, at dette forhold ikke er det samme hele året rundt. Det er naturligvis sammensætningen af fytoplanktonet, som er afgørende for dette forhold.

Total jern

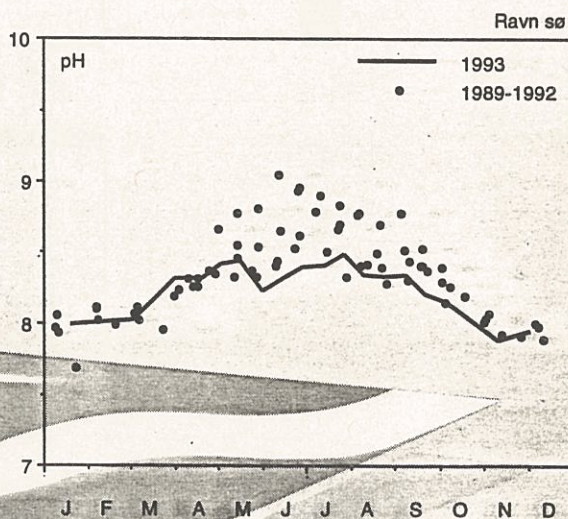
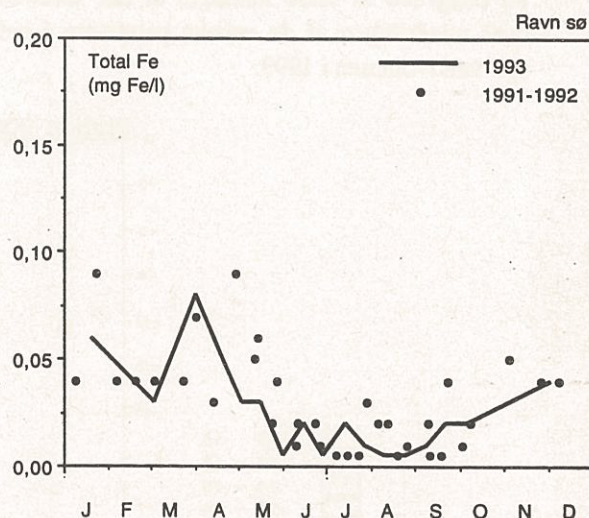
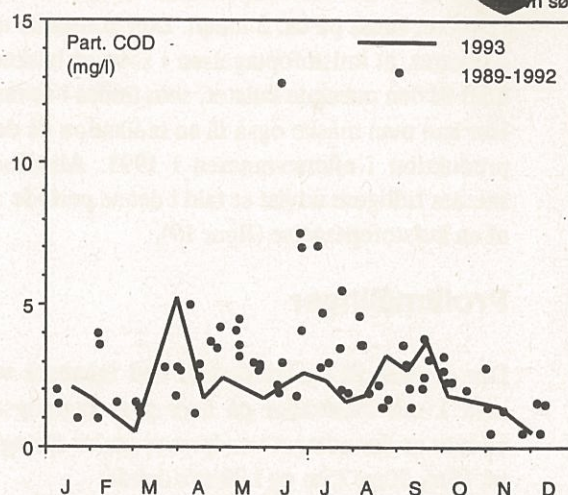
Indholdet af jern i overfladevandet er hovedsagligt reguleret af de eksterne tilførsler. Da tilførslen er lille, er der således også kun et beskedent indhold af jern i søvandet.

Indholdet varierer over året med de største koncentrationer i vinterhalvåret, hvor tilførslen er størst (figur 18 midt).

Man kan forvente, at der sker en forøgelse af jernkoncentrationerne i efteråret i forbindelse med, at den fra sedimentet frigivne jernmængde bliver opblandet i søen. Stigningen sker imidlertid på det tidspunkt, hvor de eksterne tilførsler også forøges. Det er derfor svært at afgøre, hvor den større jernmængde kommer fra, fordi det kun er beskedne koncentrationsstigninger, der er tale om.

pH og alkalinitet

Som en konsekvens af den mindre algemængde og dermed primærproduktion i 1993 var der også forskel i pH-forholdene sammenlignet med de foregående år. Som figur 18 (nederst) viser, var pH markant lavere i perioden fra maj til september, hvorimod der ikke var nogen forskel fra tidligere år under de to algemaksima i foråret og efteråret.



Figur 18.

Årstidsvariationen for partikulært COD (øverst), total jern (i midten) og pH (nederst) i Ravn sø i 1993 sammenlignet med perioden 1989-1992.

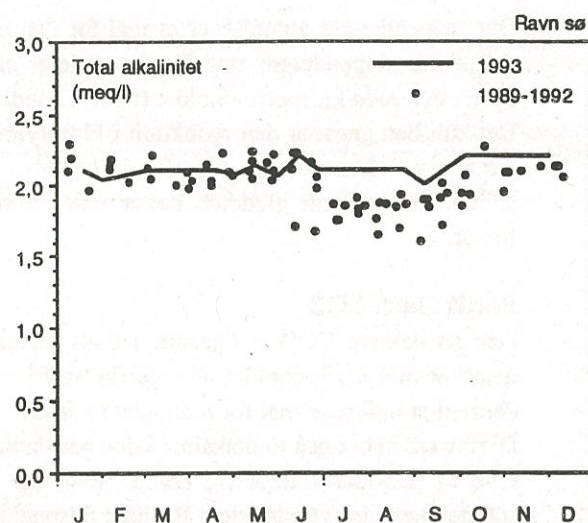
Ravn sø er en moderat alkalisk sø med en alkalinitet hele året rundt på ca. 2 meq/l. Den konstante alkalinitet indikerer, at kulstofoptagelsen i søen er beskednen i forhold til den mængde kulstof, som findes i søvandet.

Her kan man måske også få en indikation på den mindre produktion i eftersommeren i 1993. Alkaliniteten har således tidligere udvist et fald i denne periode som følge af en kulstofoptagelse (figur 19).

Profilmålinger

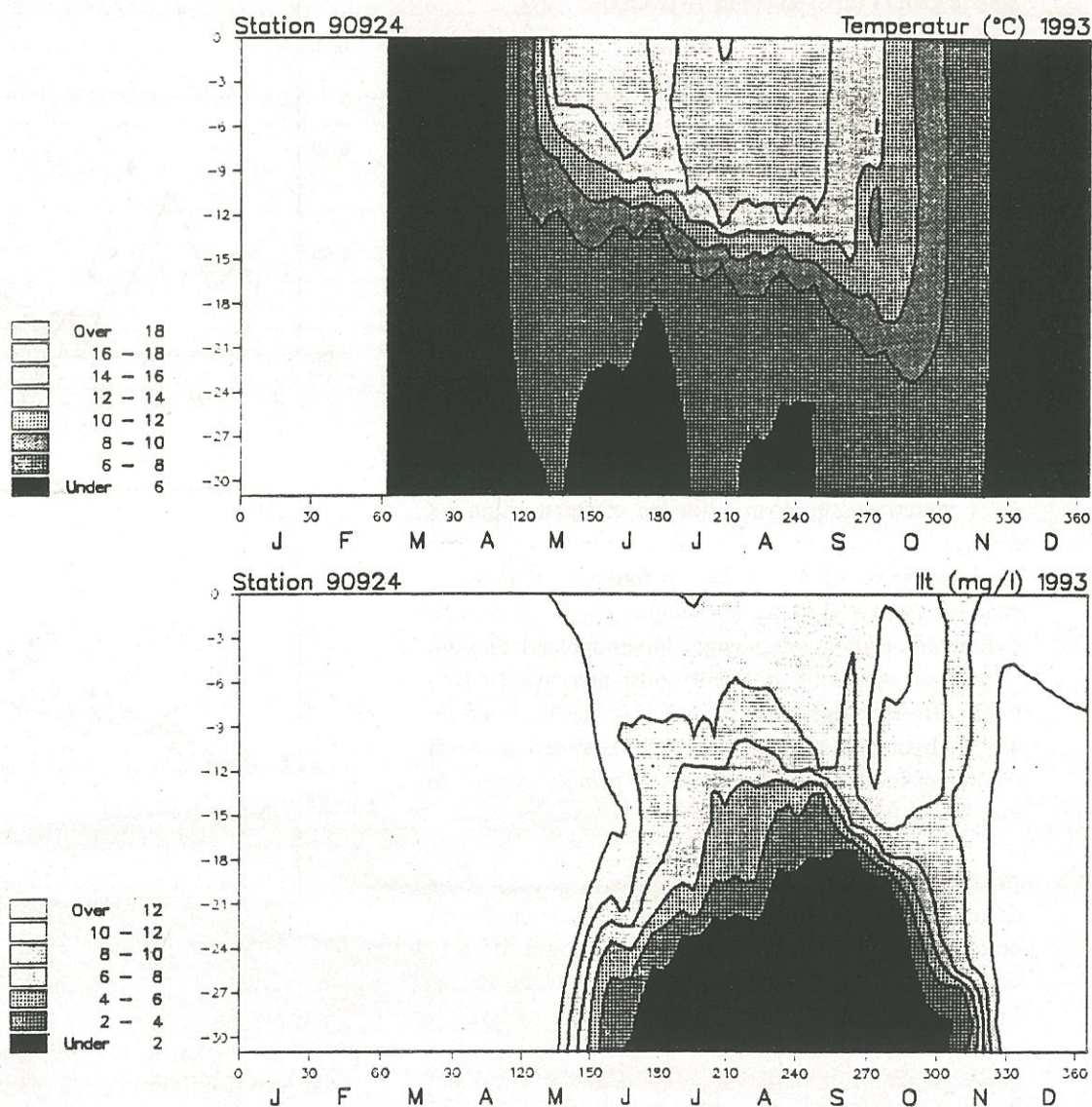
Der er målt ilt og temperatur ned igennem vandsøjlen med 1 m's intervaller på hver prøvetagningsdag. Derudover er der udtaget vandprøver under springlaget i 10 m, 15m, 20m, 25m og i 30 m's dybde.

På baggrund af disse målinger er der lavet isopleter over udviklingen af de enkelte parametre i hele Ravn sø's vandvolumen i 1993.



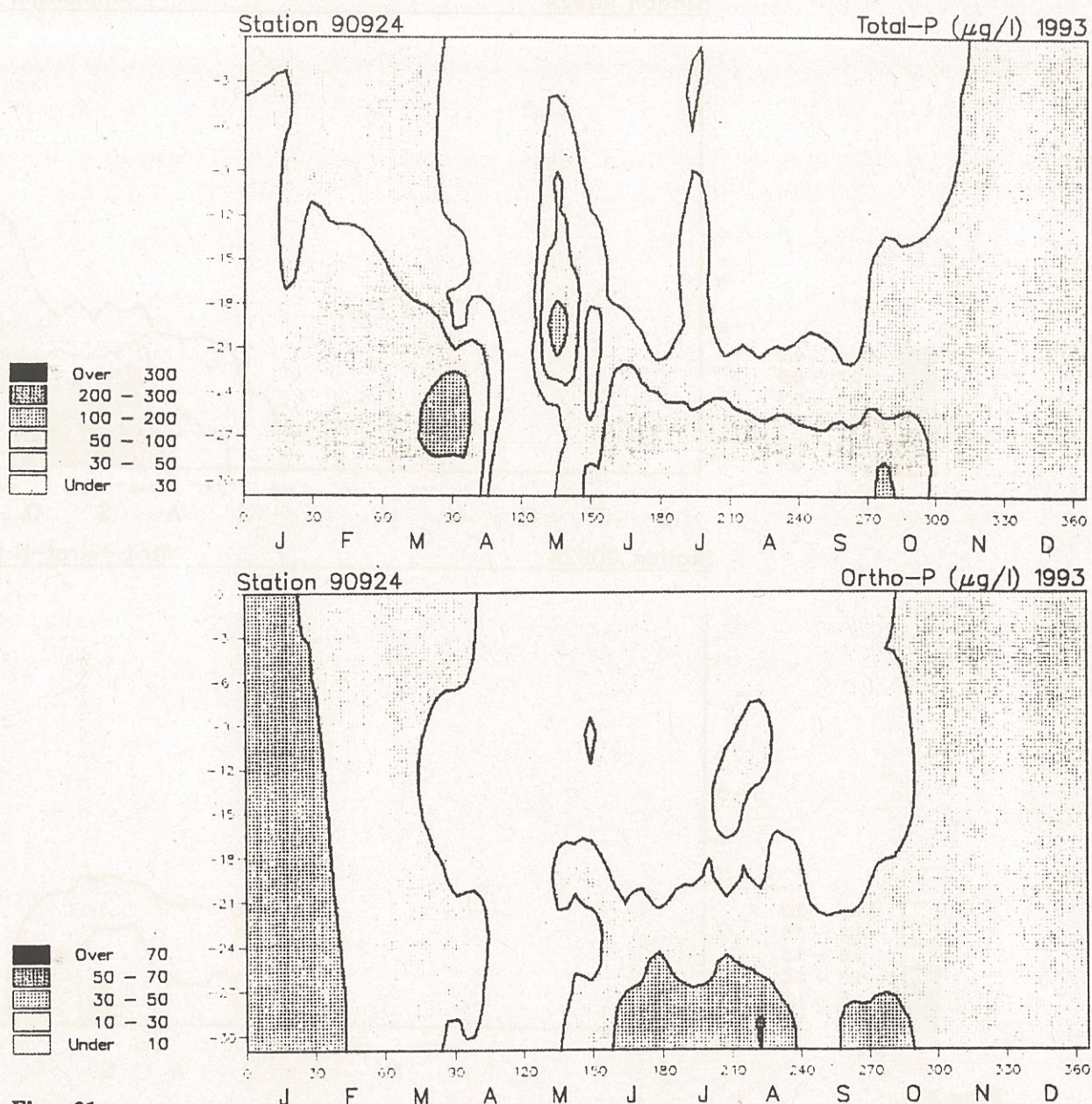
Figur 19.

Årstidsvariationen for total alkalinitet i Ravn sø i 1993 sammenlignet med perioden 1989-1992.



Figur 20.

Fordelingen af temperatur og ilt i Ravn sø i 1993.



Figur 21.

Fordelingen af total fosfor og orthofosfat i Ravn sø i 1993.

Lagdelingen indtrådte i Ravn sø i 1993 omkring 1. maj. I maj måned lå springlaget i 8 - 10 m's dybde, men i løbet af sommeren og efteråret blev epilimnions volumen stadigt større. I september og oktober lå springlaget således omkring 15 - 18 m. I 1993 var der fuld opblanding i søen igen omkring 1. november.

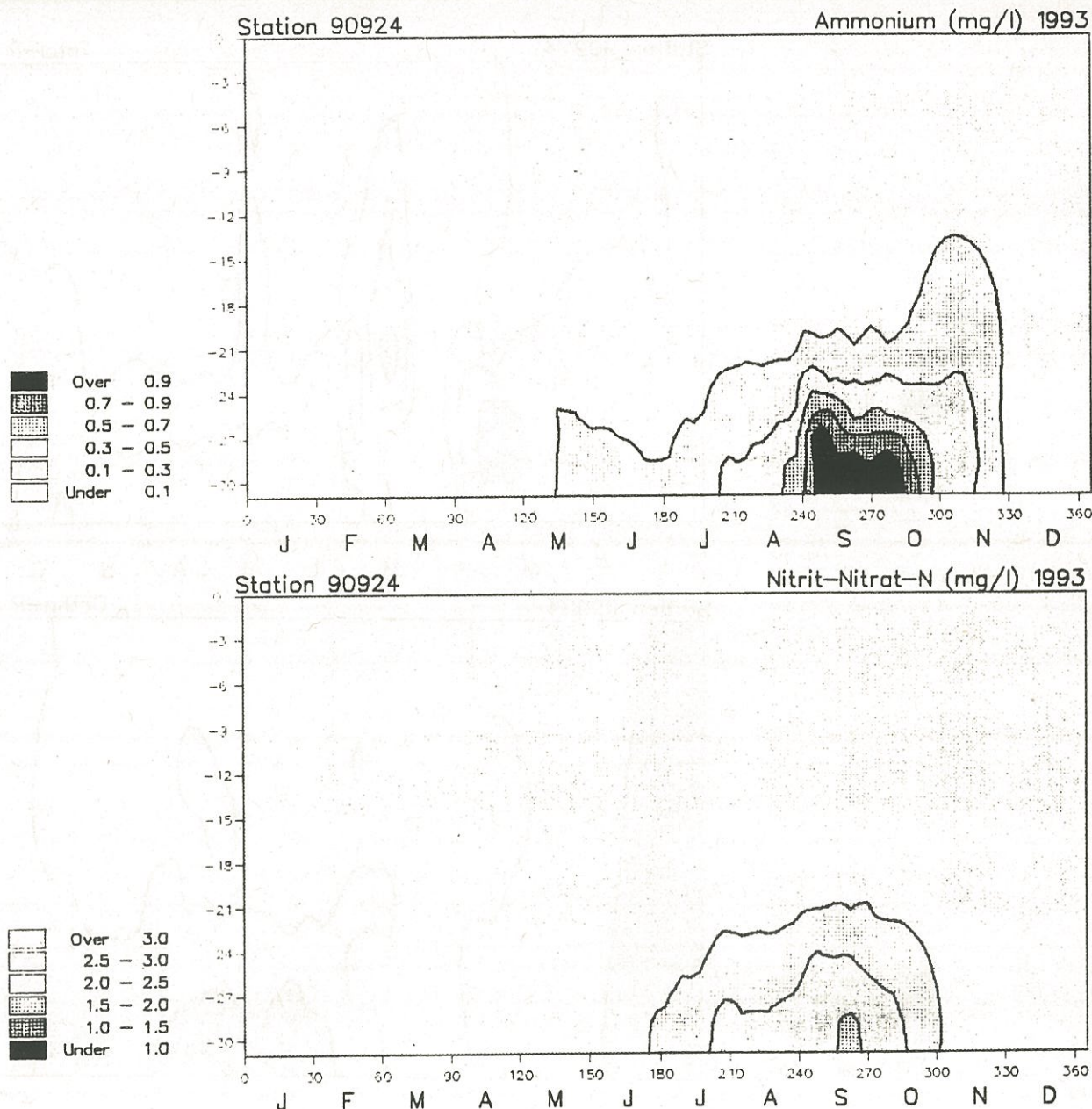
Der var altså en lagdelingsperiode på 6 måneder i 1993. Det er stort set den samme længde som i 1992 og i øvrigt er såvel længde som start- og sluttidspunkt mere eller mindre ens fra år til år.

Der var rigelige iltmængder i hele søens volumen fra januar til midt i maj og igen i hele december. Altså i den

del af året, hvor der er total opblanding i søen.

Sammenlignet med 1992 var den periode, hvor der var iltfrie forhold ved sedimentoverfladen, ikke længere i 1993. Begge år startede perioden i midten af juli og varede til starten af november.

Det er i september, der er det største volumen med iltfrie forhold. Til forskel fra 1992 var der iltfrit i midten af september fra 18 m's dybde og nedefter. I 1991 startede de lave iltkoncentrationer allerede omkring 15 m. Generelt var der et større volumen i søen i 1991, der havde lave iltkoncentrationer. Bedømt ud fra isopleter over iltforholdene i Ravn sø er der dermed noget, der tyder på, at iltforbruget har været større i 1991 end i 1993.



Figur 22.

Fordelingen af ammonium og nitrat i Ravn sø i 1993.

Sammenlignes de seneste tre års isopletter over de kemiske målinger i Ravn sø er den generelle tendens i øvrigt, at der er sket et gradvist fald i processerne ved bunden.

Fosfor

Det kan bemærkes, at der var en lidt større fosforkoncentration ved bunden end i overfladen i januar, februar og marts. Dette skyldes sandsynligvis, at der var en meget stor fosfortilførsel i november og december 1992. En stor del af denne tilførsel var i partikulær form og blev derfor bundfældet. Der er øjensynligt sket en mindre frigivelse af noget af denne sedimenterede fosfor. Da der samtidigt var forholdsvis lange perioder med isdække i starten af 1993, har omrøringen måske været

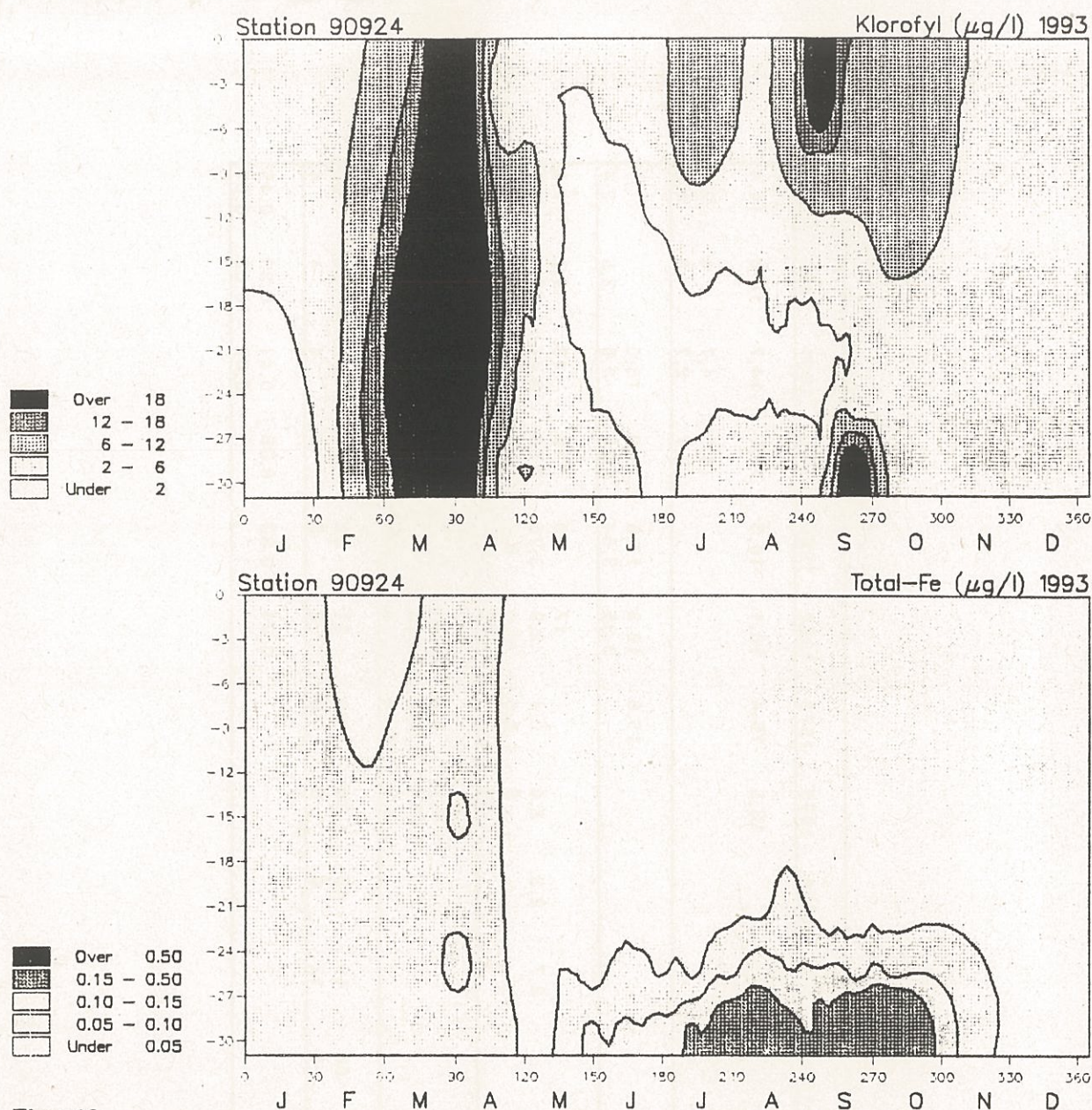
relativt lille og alt i alt kunne der altså spores en svag koncentrationsstigning i bundvandet (figur 21).

I april og maj blev hele vandvolumenet opblandet og de samme koncentrationer blev målt i hele søen.

Den fytoplankton, som sedimenterer i foråret, bliver omsat i løbet af sommeren.

Der sker derfor en forøgelse af fosforkoncentrationen ved sedimentoverfladen. I løbet af juli og august bliver ilten normalt opbrugt og der sker en fosforfrigivelse fra sedimentet, når det organisk- og jernbindne fosfor bliver frigjort. Således også i 1993.

Det er netop beskrevet at perioden med iltfattige forhold



Figur 23.

Fordelingen af klorofyl og total jern i Ravn sø i 1993.

var nogenlunde uændret i forhold til tidligere år. Som bekendt har ikke kun ilt men også nitratniveauet en rolle for fosforfrigivelsen.

Nitratniveauet var højere i 1993 end tidligere og enten har dette alene været årsagen til den mindre fosforfrigivelse eller også har en mindre sedimentation af fytoplankton i 1993 og dermed tilførsel af organisk bundet fosfor været en medvirkende faktor til den mindre fosforfrigivelse (figur 22).

Realiteten var uanset årsag, at der var en væsentlig lavere fosforkoncentration i bundvandet i efteråret 1993, end det er set tidligere.

Emnet vil blive behandlet nærmere i afsnittet om forholdene i hypolimnion.

Billedet er naturligvis det samme for orthofosfaten. Også her var der kun beskedne koncentrationsstigninger i bundvandet i eftersommeren.

Det skal nævnes, at for såvel orthofosfat som total fosfor var der ens forhold ved top og bund væsentligt tidligere på året end i de foregående år. Allerede midt i oktober hvor der i starten af december i 1991 stadig var en højere fosforkoncentration i bundvandet end i overfladen.

Ammonium

Når der sker en omsætning af organisk stof på bunden, vil der blive frigivet ammonium. Normalt vil denne ammonium blive omdannet til nitrat med det samme under forbrug af ilt.



	1972	1973	1974	1975	1978	1982	1989	1990	1991	1992	1993
Temperatur				13,5	16,4	16,1	16,3	16,2	14,7	16,6	14,4
Suspenderet tørstof mg/l								4,5	4,7	4	2,6
Suspenderet glødetab mg/l								2,7	2,7	2	1,5
Total COD mg/l				15,6		18,3	17,6	18,9	18,6		
Partikulær COD mg/l						3,35	3,64	4,26	3,5	2,5	2,4
Klorofyl (ukorr.) µg/l						17	10	14	13	9,2	7,9
Sigtdybde m		2,7	2,3	2,6	2,4	2,9	3,75	2,95	3,41	3,1	3,9
pH				9	8,5	8,4	8,6	8,8	8,53	8,4	8,4
Alkalinitet meq/l				1,54		1,98	2	1,81	1,94	2	2,1
Total-N mg N/l				4,1	5,7	4,98	3,72	3,8	4,47	4,05	4,29
NH4-N mg N/l				0,065	0,022	0,018	0,018	0,044	0,017	0,012	0,017
NO3-N mg N/l				2,8	4,79	3,43	2,9	2,96	3,54	3,15	3,59
Total-P µg P/l	55	45	43	70	30	31	29	30	32	29	23
Ortho-P µg P/l	6	12	8	6	9	8	5	8	4	4	4
Opløst Silicium mg Si/l											
Total jern mg Fe/l						0,34	0,33	0,38	0,41	0,33	0,45
								0,02	0,02	0,02	0,01

Tabel 8.

Årsgennemsnit af målinger fra Ravn sø's overfladevand i måleårene fra 1972 til 1993.

	1972	1973	1974	1975	1978	1982	1989	1990	1991	1992	1993
Temperatur.					9,4	10,3	10,6	10,6	8,18	10,3	9,1
Suspenderet tørstof mg/l								4,5	4,7	4	2,6
Suspenderet glødetab mg/l.								2,7	2,7	2	1,5
Total COD mg/l					14,3	19,4	16,5	16,6	17,1		
Partikulær COD mg/l						3,1	2,9	3,3	2,4	1,9	2
Klorofyl (ukorr.) µg/l						23	6,5	9,2	11	8,8	7,5
Sigtgybde m		2,9	2,7	3	3	3,1	3,8	3,3	3,4	3,4	3,5
pH					8,1	8,1	8,3	8,4	8,18	8,2	8,2
Alkalinitet meq/l			1,99			2,06	2,11	1,95	1,99	2,05	2,12
Total-N mg N/l			3,25		6,24	5,62	3,78	3,86	4,36	3,98	4,61
NH4-N mg N/l			0,068		0,026	0,059	0,018	0,042	0,037	0,041	0,015
NO3-N mg N/l			2,43		4,81	4,07	2,91	3,07	3,53	3,13	3,85
Total-P µg P/l	73	57	55	58	41	53	38	38	34	33	29
Ortho-P µg P/l	15	21	20	15	18	19	14	13	11	11	13
Opløst Silicium mg Si/l						1,2	0,72	0,19	0,83	0,72	0,96
Total jern mg Fe/l									0,04	0,03	0,03

Tabel 9.

Sommergennemsnit fra Ravn sø's overfladevand i måleårene fra 1972 til 1993.

Såvel omsætning af det organiske materiale som nitrifikationen er altså iltforbrugende processer.

I Ravn sø bliver der som allerede nævnt iltfrit relativt tidligt på sæsonen.

Der sker som følge heraf en ophobning af ammonium, når nitrifikationen begrænses. Således også i 1993.

Sammenlignes ammoniumkoncentrationen i hypolimnion i 1991 med forholdene i 1993, er der tale om en markant ændring. I 1991 blev der målt ammoniumkoncentrationer på mere end 1 mg N/l fra midt i september til slutningen af december og i november var koncentrationen af ammonium mere end 1 mg N/l fra 15 m's dybde.

I 1993 var perioden med en højere ammoniumkoncentration end 1 mg N/l fra midt i september til midt i oktober og det var kun i dybder fra 25 m, der blev registreret den høje koncentration.

Da iltforholdene ikke retfærdiggør en sådan forskel, skal årsagen til de lave ammoniumkoncentrationer sandsynligvis findes i, at der ikke har været en så stor omsættelig pulje af organisk stof ved sedimentoverfladen som tidligere.

Nitrat

De tidligere år har der været en væsentlig nitratreduktion i september, oktober og november med koncentrationer mindre end 1 mg N/l.

På baggrund af disse lave koncentrationer har der været en væsentlig fosforfrigivelse i Ravn sø. I 1993 var der kun tale om beskedne forskelle i nitratkoncentrationen fra top til bund i stort set hele året. I eftersommeren var der dog en mindre reduktion i koncentrationen af nitrat i bundvandet, men der blev ikke registreret koncentrationer mindre end 1 mg N/l som i de foregående år.

Puljen af nitrat til denitrifikation var ikke mindre i 1993 end tidligere - tværtimod. Den anaerobe zone var sandsynligvis heller ikke mindre og perioden med lave iltforhold ikke kortere end i de foregående år.

Konklusionen må være, at det var kulstofkilden - altså mængden af sedimenteret stof på bunden - der var den begrænsende faktor og årsagen til den mindre nitratreduktion.

Resultatet er, at det kun var i en begrænset periode i august, september og oktober, at der var en mindre reduktion i koncentrationen af nitrat i bundvandet.

Klorofyl

Årsagen til den mindre omsætning på bunden af Ravn sø i 1993 i forhold til tidligere er her søgt forklaret med en mindre produktion af fytoplankton og dermed efter-

følgende en mindre sedimentation af organisk materiale.

Klorofylforholdene skal naturligvis afspejle dette (figur 23).

De største klorofylkoncentrationer og dermed fytoplanktonmængder blev registreret i marts/april under forårsmaksimummet. På dette tidspunkt var der mere end 20 µg klorofyl i søvandet. Kun en enkelt gang senere på året - i starten af september - blev der målt en klorofylkoncentration over 20 µg/l.

Dette er efter alt at dømme en reduktion i forhold til tidligere - selvom der ikke kan påvises en signifikant reduktion i mængden af fytoplankton i søen (se afsnittet om fytoplankton).

Total jern

Ikke overraskende er der også for total jerns vedkommende tale om en mindre frigivelse i 1993 end tidligere. Dels er frigivelsen væsentligt mindre, men den skete også tidligere end i 1991 og 1992 (figur 23).

Dette kan være endnu en indikation på, at det er mængden og omsætningen af det organiske stof, der har begrænset processerne i sedimentet.

Da omsætningen ophørte af mangel på organisk stof, har der været tilstrækkeligt oxiderende stoffer tilbage til, at nitratreduktion og fosfor- og jernfrigivelse kun har fundet sted i et væsentligt mindre omfang end tidligere.

Hypolimnion

Ravn sø har som nævnt en meget stabil lagdeling. Fra maj til oktober vil overflade- og bundvand ikke blandes i noget væsentligt omfang.

Denne lagdeling har naturligvis stor betydning for søen, idet søen på trods af det lave næringssaltniveau hvert efterår pga. den manglende omrøring har iltfrie forhold i bundvandet.

I dette afsnit vil processerne i hypolimnion blive præsenteret. Tabel 10 viser de samlede processer i hypolimnion i måleårene fra 1973 til 1993.

I 1993 ligesom i de foregående "overvågningsår" er der taget en overflade- og en bundprøve på søens dybeste sted ved hver prøvetagning. Derudover er der ved lagdeling taget vandprøver for hver femte meter ned igennem vandsøjlen. Altså i 10 m (hvis springlaget lå over 10 m's dybde), 15m, 20m, 25m og i 30 m's dybde.

De data og beregninger, som ligger bag de præsenterede

1993-værdierne, kan findes i bilag.

Her er angivet såvel koncentrationer som mængder af de enkelte stoffer i de enkelte dybdeintervaller i søen. Endvidere er stofforbrug eller produktion beregnet for hver prøvetagningsdag i løbet af 1993.

Af tabel 10 fremgår det, at iltforbruget varierer fra år til år. I 1993 var der øjensynligt et større forbrug af ilt end i 1991. Hvor stort det beregnede iltforbrug bliver det enkelte år, afhænger imidlertid i høj grad af det iltniveau, der var i hypolimnion i starten af lagdelingsperioden.

Det er således ikke forventeligt, at der var et større iltforbrug i bundvandet i 1993 end tidligere - snarere tværtimod. Fordi der var en mindre produktion af alger og dermed eksport af organisk stof til bunden i 1993 end tidligere.

Selvom iltforbruget målt i absolutte tal varierer fra år til år, er der en nogenlunde konstant periode med iltfrie forhold i de allerdybeste dele af søen.

Størrelsen af iltforbruget er derfor ikke så relevant for

Ravn sø Areal = 1,82 x 10 ⁶ m ²		1973	1974	1978	1982	1989	1990	1991	1993
Iltforbrug fra 1. maj til : (ton O ₂)	1-jun				16	43		3	46
	1-jul			60	66	120		37	109
	1-aug			117	109	141		73	136
	1-sep			122	123	161		98	145
	1-okt				124	161	127	109	150
Kuldioxidfrigørelse fra 1. maj til : (ton C)	1-jun							2	6
	1-jul							9	10
	1-aug							36	26
	1-sep							46	33
	1-okt	43	61		74	45	47	51	33
Fald i nitratindhold i hypolimnion : (ton N) (1. maj til 1. okt)		10	18	4	17	13	15	13	11
Frigørelse af ammonium i hypolimnion : (ton N) (1. maj til 1. okt)		2,2	2,9	1,7	3,0	3,8	2,0	3,2	2,6
Frigørelse af Ortho P i hypolimnion : (ton P) (1. maj til 1. okt)						0,15	0,16	0,23	0,12
Frigørelse af Total P i hypolimnion : (ton P) (1. maj til 1. okt)		0,17	0,15	0,20	0,23	0,30	0,46	0,41	0,13

Tabel 10.

Ændringer i stofmængder i hypolimnion under sommerstagnation i Ravn sø i måleårene fra 1973 til 1993.

søens dynamik som længden af perioden, hvor der er ilt-frit ved bunden.

Hvor iltforbruget ikke afspejler de ændringer i søens produktion, som er fundet ved målingerne i overfladevandet i 1993, er de tre øvrige beskrevne processer i bundvandet mere i overensstemmelse med overflademålingerne

Den fytoplanktonmængde, der bliver produceret i overfladen, vil sedimentere og igennem omsætning medføre en frigivelse af kuldioxid i bundvandet.

I tabellen kan det ses, at kuldioxidfrigivelsen i 1993 var mindre end i tidligere måleår.

Da frigivelsen af kuldioxid er blevet reduceret, tyder det på, at omsætningen i sedimentet har været mindre end tidligere.

Den mindre omsætning skyldes sandsynligvis, at sedimentationen af organisk stof er blevet reduceret og altså at produktionen af fytoplankton i overfladen har været mindre i 1993 end tidligere.

Dette resultat stemmer overens med de faktiske målinger, som viser en tendens til, at fytoplanktonbiomassen er blevet reduceret i 1993 i forhold til de foregående år.

Redoxforholdene styres af indholdet af ilt og nitrat i bundvandet. Nedbrydningen af det organiske stof sker aerobt, så længe der er ilt til stede. Når iltten er opbrugt, vil nitrat blive anvendt som oxidationsmiddel. Derfor er indholdet af nitrat i bundvandet vigtigt for de processer, der foregår i sedimentet.

I 1993 var der et forholdsvis højt nitratindhold i bundvandet i efteråret.

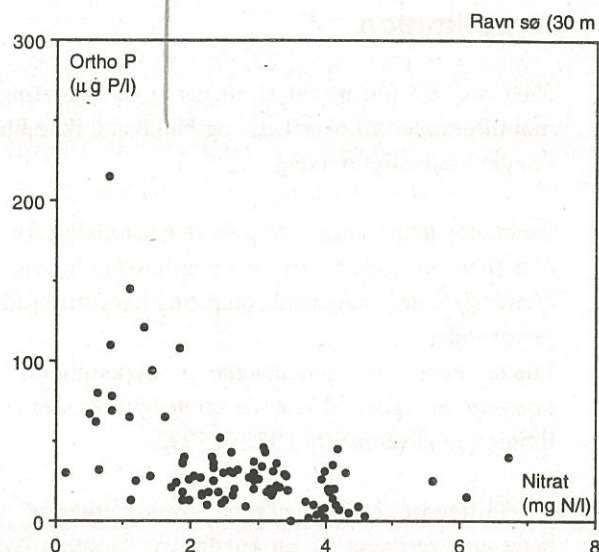
Der kan være to forklaringer på det forhøjede nitratniveau. Enten at forbruget har været mindre, eller at de eksterne tilførsler eller produktionen af nitrat har været større end tidligere.

Foråret 1993 var relativt tørt. Som følge heraf var der en mindre nitrattilførsel fra oplandet til Ravn sø end normalt i forårsperioden. Den eksterne tilførsel var altså ikke større i 1993 - tværtimod. Dog var der en meget stor kvælstoftilførsel i november og december 1992. Disse to måneders tilførsel ser imidlertid ikke ud til at have ændret nitratniveauet i søen (figur 25).

Det er beregnet, at nitratforbruget har været mindre i 1993 end tidligere. Der er ikke noget, som tyder på, at det er fysiske faktorer, der er årsag hertil - lagdelingsperioden har været af samme længde som tidligere.

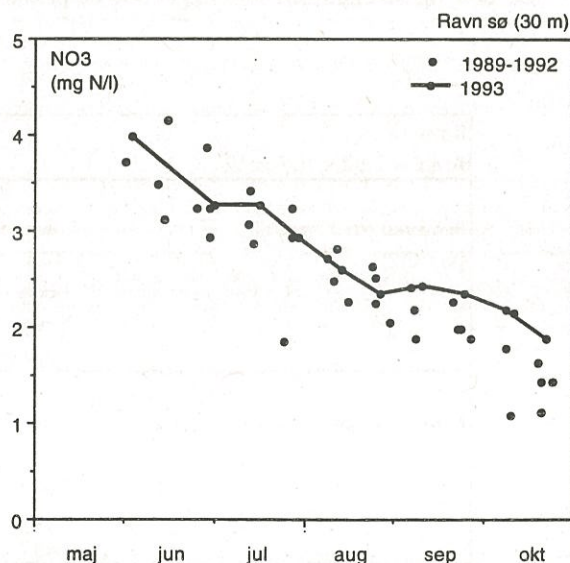
Derimod har omsætningen af organisk stof sandsynlig-

burde have været det for i en beskedigt afv. okt.



Figur 24.

Sammenstilling af nitratkoncentrationer og koncentrationer af orthofosfat i bundvandet i Ravn sø i lagdelingsperioden.



Figur 25.

Koncentrationen af nitrat i bundvandet (30 m) i Ravn sø i 1989-1992 samt i 1993.

vis været mindre som følge af en mindre sedimentation. Dermed er produktionen af ammonium og således også nitrifikationen og produktionen af nitrat blevet mindre. Samtidigt er der som nævnt også en mindre kulstofkilde til denitrifikation.

Det er derfor sandsynligt, at det er en reduceret kulstof- og kvælstofomsætning, der er årsagen til den mindre nitratreduktion.

Ud fra målingerne af koncentrationerne af fosfor i bundvandet kan det beregnes, at der er sket en frigivelse af ca. 130 kg fosfor fra bunden af Ravn sø i 1993 i perioden fra maj til oktober.

Det er omkring en tredjedel af den fosforfrigivelse, som var i søen i 1989, 1990 og 1991.

Det højere nitratindhold regulerer som nævnt redoxforholdene. Det er derfor muligt, at en større nitratkoncentration er forklaringen på den mindre fosforfrigivelse i 1993. (tabel 10).

En medvirkende årsag kan også være, at den mindre sedimentation har medført, at der har været en mindre pulje af omsætteligt fosfor i sedimentet.

Hvad angår frigivelsen af fosfor fra sedimentet, viser figur 24, at der er en meget nøje sammenhæng mellem nitratkoncentration og koncentrationen af orthofosfat i bundvandet i sommerperioden og dermed mellem nitratkoncentration og fosforfrigivelse.

På figuren kan det ses, at de høje fosforkoncentrationer i bundvandet opnåes, når koncentrationen af nitrat kommer under 2 mg N/l.

I 1993 blev der målt en nitratkoncentration d 21/9 på 1,89 mg N/l. De øvrige målinger viste alle et nitratniveau over 2 mg N/l.

Nitratniveauet i bundvandet i Ravn sø var i 1993 dermed så højt, at en større fosforfrigivelse blev forhindret.

Af figur 25 kan det ligeledes ses, at nitratkoncentrationen i bundvandet i Ravn sø i 1993 i juli, august og september var højere end i de foregående 4 år.

Der er således ingen tvivl om, at en højere nitratkoncentration i bundvandet i 1993 har medført en reduktion i frigivelsen af fosfor fra sedimentet.

Hvorvidt det udelukkende er nitratniveauet, der medførte den beskedne fosforfrigørelse, eller den mindre sedimentation af organisk stof også har haft en indflydelse, er som nævnt et åbent spørgsmål.

Omsætningen af de forskellige stoffer i tabel 10 er præsenteret som mængder i hele hypolimnion. For at gøre en evt. sammenligning med andre søer nemmere, kan disse omregnes til arealrelaterede procesrater for sommerperioden (1/5 - 1/10) :

Iltforbrug	909 mg O ₂ /m ² /d
Kuldioxidfrigørelse	192 mg C/m ² /d
Fosforfrigivelse	0,8 mg P/m ² /d
Denitrifikation	67 mg N/m ² /d

Det er allerede nævnt, at iltforbruget ikke giver et reelt billede af forholdene i søen og at værdien er svær at sammenligne med tidligere års beregnede iltforbrug.

De tre øvrige procesrater stemmer ihvertfald i Ravn sø bedre overens med de øvrige målinger. Disse tre rater blev også beregnet i 1991 (Århus Amt 1992).

Der blev dengang fundet følgende rater :
309 mg C/m²/d; 2,5 mg P/m²/d og 79 mg N/m²/d.

Udviklingen i alle tre processer peger altså også i retning af en mindre omsætning på bunden af Ravn sø i 1993 end tidligere.

Antager man, at kulstofomsætningen afspejler de reelle forhold i søen, kan det beregnes hvor meget af den omsatte kulstof, der blev omsat anaerobt ved denitrifikation.

Ved en denitrifikation på 67 mg N/m²/d kan det beregnes, at der sker en kulstoffrigivelse på 72 mg C/m²/d.

Bedømt ud fra disse værdier var det altså omkring en tredjedel af omsætningen af organisk stof, der er foregået anaerobt i 1993.

Som nævnt var der ikke nogen væsentlig ændring i længden af den periode, hvor der var iltfrit i bundvandet og da denne periode primært lå i efteråret, hvor en væsentlig sedimentation af fytoplankton sker, har en stor del af omsætningen af det sedimenterede stof foregået anaerobt.

De andre 2/3 af kuldioxidfrigivelsen er folgeligt sket aerobt.

Denne del svarer imidlertid kun til omkring 335 mg O₂/m²/d.

Der er således en betragtelig afvigelse i resultatet af iltforbruget beregnet ud fra iltmængder i hypolimnion eller ud fra nitrat- og kulstofomsætningerne.

Det er sandsynligt, at kulstofomsætningen er en smule underestimeret og som følge heraf vil iltforbruget være lidt større end de 335 mg O₂/m²/d.

Det kan således antages, at iltforbruget har været i størrelsesordenen 400 mg O₂/m²/d i 1993.

Generelt har fosforfrigivelsen været lav i Ravn sø - også i de foregående år. I 1993 hvor frigivelsen kun var 1/3 af 1991-niveauet, er der dermed tale om et meget lavt niveau.

Ved undersøgelser i Furesøen i 1990 blev der målt en

gennemsnitlig fosforfrigivelse på 35 mg P/m²/d (Københavns Amt, 1991).

I eutrofierede lavvandede søer ofte findes en fosforfrigivelse mellem 20 og 100 mg P/m²/d (Jensen & Andersen, 1990).

Sammenligner man nitratreduktionen i Ravn sø i 1993 med resultater fra andre søer er det ligeledes tydeligt at omsætningen i Ravn sø var lille i 1993. Den gennemsnitlige denitrifikation i 69 lavvandede søer beregnet ud fra massebalancerne var 63 mg N/m²/d. Det skal her erindres, at Ravn sø er en dyb sø med en lang opholdstid. Bedømt ud fra opholdstiden skulle denitrifikationen derfor være væsentlig større end gennemsnittet for disse lavvandede søer.

Det var altså ikke tilfældet i 1993.

Det kan således konkluderes :

- *at omsætningen på bunden af Ravn sø tilsyneladende har været mindre i 1993 end tidligere. Årsagen hertil skal sandsynligvis findes i en mindre sedimentation af fytoplankton og konsekvensen heraf er, at fosforfrigivelsen i 1993 kun var ca. 1/3 af 1991 niveauet.*
- *at den periode hvor bundvandet er iltfrit, har imidlertid ikke ændret sig, selvom det beregnede iltforbrug og omsætningen generelt har været mindre end tidligere.*

Ekstern/intern stoftilførsel Årsværdier og månedsværdier

I 1993 blev der tilført 126 ton kvælstof til Ravn sø. Det svarer til 69 g N/m^2 . Til sammenligning var den gennemsnitlige arealrelaterede kvælstoftilførsel til de 37 overvågningssøer i 1992 på 158 g N/m^2 . Kvælstoftilførslen til søen er altså forholdsvis lille sammenlignet med andre danske søer.

Retentionen er beregnet til 53 % af den tilførte kvælstofmængde eller 36 g N/m^2 . Her er gennemsnittet for overvågningssøerne henholdsvis 43 % og 43 g N/m^2 . Der sker altså en forholdsvis stor kvælstoffjernelse i forhold til tilførslen, men da det er relativt små kvælstofmængder, der bliver tilført, er der ikke så stor en kvælstoffjernelse pr. arealenhed.

Den gennemsnitlige kvælstofkoncentration var $4,6 \text{ mg N/l}$ i 1993.

Det er naturligvis i den våde del af året, der sker den største kvælstoftilførsel (figur 26).

Faktisk blev mere end 50 % af kvælstofmængden i 1993 tilført i januar og december.

De store tilførsler afspejler sig i søkoncentrationen, som var højest i netop de to måneder.

Kvælstoffjernelse

Denitrifikationen er temperaturafhængig, men det viser sig som regel, at den primært styrende faktor for denitrifikationen er tilgængeligheden af nitrat ved sedimentoverfladen (Andersen, 1977).

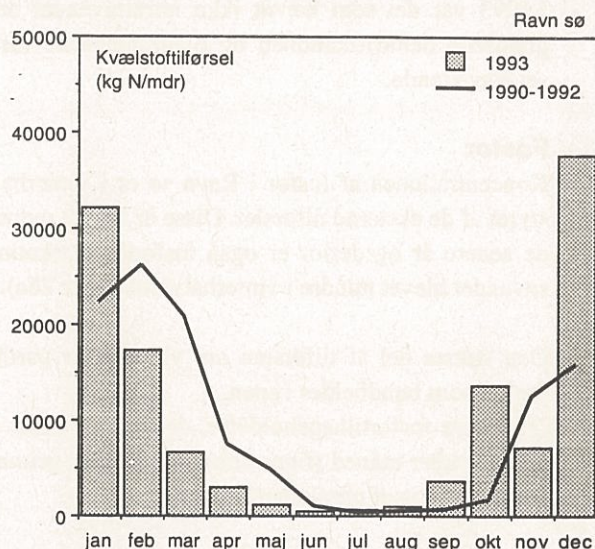
Denne tilgængelighed er størst, når tilførslen er størst og derfor var denitrifikation såvel som sedimentation størst i januar og december i 1993.

Der er en klar sammenhæng mellem tilførslen af kvælstof og kvælstoffjernelse i Ravn sø.

I 1993 var der store stoftilførsler i januar og december pga. store vandtilførsler. I disse to måneder var den største kvælstoffjernelse i 1993.

Der er generelt en større eller mindre kvælstoffjernelse fra søen igennem hele året. I sommermånederne er der dog kun tale om en meget begrænset reduktion (figur 27).

I 1993 var der en forholdsvis lille kvælstoftilførsel i forårmånederne og som man kan se på figur 27, var der også en mindre kvælstoffjernelse end i 1992 i marts og april. Ligesom i 1992 - og de foregående år - var der stort set ingen reduktion i kvælstofmængderne i sommermånederne.



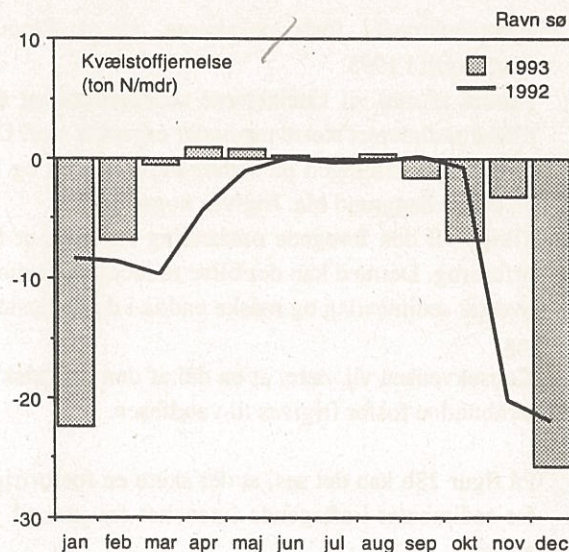
Figur 26.

Den månedlige tilførsel af kvælstof til Ravn sø i 1993 (ton N/måned).

Normalt vil denitrifikationen mere eller mindre gå i stå i løbet af juli og august på grund af relativt lave nitratkoncentrationer i bundvandet.

Da det samtidigt er på dette tidspunkt, at de blågrøn-alger, der måtte være i søen findes, er der derfor også en kvælstoffiksering (ganske vist lille i forhold til kvælstofpuljen i søen) på dette tidspunkt og resultatet bliver, at kvælstofpuljen stort set er i status quo i denne periode.

Jaa overfladened?



Figur 27.

Kvælstoffjernelsen (denitrifikation og sedimentation) i Ravn sø i 1992 og 1993.

I 1993 var det som nævnt ikke nitratniveauet der begrænsede denitrifikationen og blågrønalgerne var stort set fraværende.

Fosfor

Koncentrationen af fosfor i Ravn sø er i vinterhalvåret styret af de eksterne tilførsler. Disse er blevet reduceret i de senere år og derfor er også fosforkoncentrationen i søvandet blevet mindre i vinterhalvåret (figur 28a).

Den største del af tilførslen om vinteren er partikulær fosfor, som bundfældes i søen.

Den store fosfortilbageholdelse, der var i januar, marts og december måned (figur 28b), var således primært en sedimentation af partikulært materiale.

I 1993 blev der tilbageholdt omkring 850 kg fosfor i Ravn sø eller ca. 60 % af den tilførte mængde.

Den største del af denne tilbageholdelse skete fra januar til maj og igen i december.

I disse måneder er vandet forholdsvis koldt, der er ikke så store mængder nysedimenteret organisk stof og ilt og nitratforhold i bundvandet er gode, fordi der ikke er nogen lagdeling.

Det skal her nævnes, at de beregnede fosforoptagelsesmængder/frigivelser i vintermånederne er baseret på en enkelt måling i søen pr. måned (ihvertfald i 1992). Værdierne kan derfor være behæftet med nogen usikkerhed og der ses da også en temmelig stor variation fra 1992 til 1993. Denne variation skyldes nok primært de få målinger i 1992.

Fytoplanktonets forårsmaksimum var i Ravn sø i marts/april i 1993.

I løbet af maj vil kiselalgerne sedimentere og dermed tilføre sedimentet større mængder organisk stof. Dermed forøges omsætningen på sedimentoverfladen og der vil på denne baggrund bla. frigives nogen fosfor.

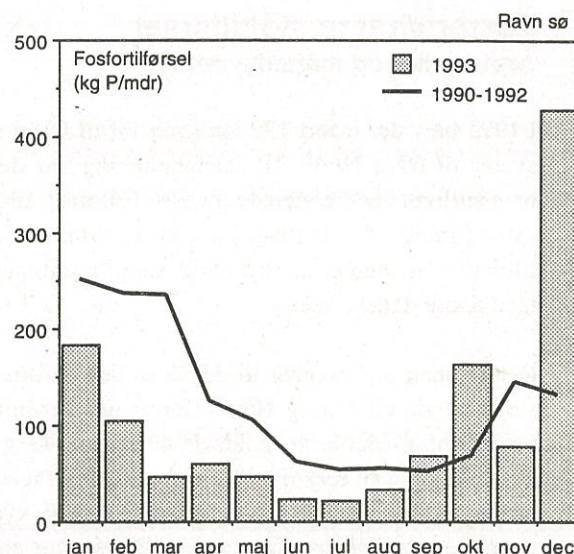
Tillige vil den forøgede omsætning medføre et forøget iltforbrug. Dermed kan der blive reducerede forhold i de øverste sedimentlag og måske endda i de nederste vandlag.

Konsekvensen vil være, at en del af den organisk - eller jernbundne fosfor frigives til vandfasen.

På figur 28b kan det ses, at der skete en fosforfrigivelse fra sedimentet i aftagende intensitet fra juni til juli og august.

Forklaringen herpå er sandsynligvis en omsætning af sedimenterede kiselalger, som medførte en fosforfrigivelse.

Til sammenligning var der en tilsvarende fosforfrigivel-



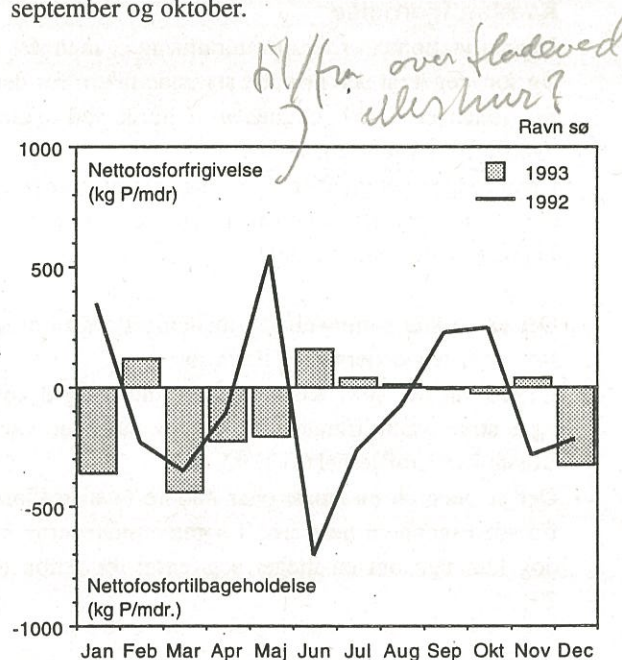
Figur 28a.

Den samlede månedlige fosfortilførsel til Ravn sø i 1993.

se i 1992. Denne "top" faldt blot en måned tidligere nemlig i maj.

Som tidligere nævnt var der en forholdsvis lille fosforfrigivelse i Ravn sø i eftersommeren 1993.

I tidligere år er set en væsentlig større fosforfrigivelse og som vist for 1992 har den typisk fundet sted i august, september og oktober.



Figur 28b.

Fosforbinding/frigivelse i Ravn sø i 1992 og 1993.

I august/september var der endnu et mindre fytoplanktonmaksimum.

Det ser ud til, at sedimentationen af disse alger medførte en fosforfrigivelse fra bunden i september. Da mængden af sedimenteret stof var mindre denne gang, var også frigivelsen af en mindre størrelsesorden.

Som allerede nævnt steg fosforoptagelsen i de sidste to måneder af 1993 som følge af større tilførsler af bundfældeligt partikulært fosfor.

Sammenhæng mellem indløbskonc. og søkonc. mv.

Årsgennemsnittet af total fosfor i søvandet følger den vandføringsvægtede indløbskoncentration af fosfor (figur 29).

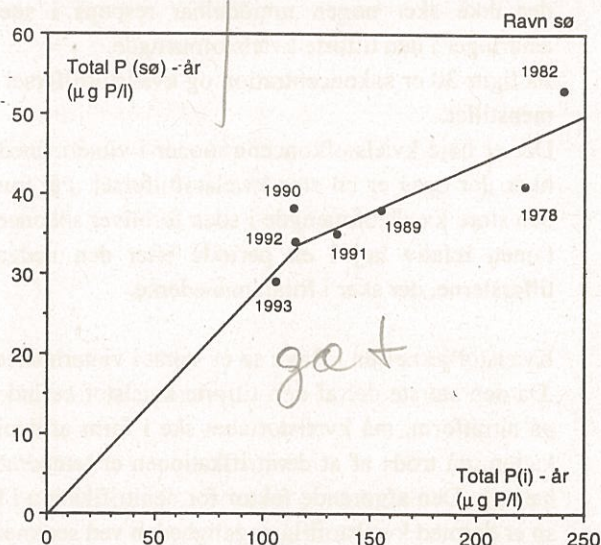
På figuren er den lineære sammenhæng mellem P_i og $P_{sø}$ indlagt i det område, hvori der foreligger data. Data stammer fra måleårene fra 1978 til 1993. Altså den periode hvor søen ikke har været i ligevægt.

Skæringen med y-aksen for denne del af kurven er ca. 20 $\mu\text{g P/l}$, hvilket kan tages som udtryk for, at den interne belastning i Ravn sø svarer til en koncentrationsforøgelse på ca. 20 $\mu\text{g P/l}$.

Kurven er som nævnt genereret ud fra data indhentet siden 1978. Sammenhængen mellem P_i og $P_{sø}$ i 1993 ligger under den givne kurve. Skal de øvrige observationer der er gjort omkring Ravn sø i 1993 også inddrages, er konklusionen, at Ravn sø i 1993 var tættere på en ligevægt med tilførslerne og som sådan ikke "passer" sammen med de øvrige år angivet i figuren.

Derfor "slår linien et knæk". Det må nemlig antages, at der er en mere eller mindre lineær sammenhæng mellem P_i og $P_{sø}$ i en sø, som er i ligevægt og at sammenhængen vil gå igennem 0,0.

*$P_{i\text{ og } P_{sø}}$ ville have ligget tæt
anret i 1993?*



Figur 29.

Den vandføringsvægtede indløbskoncentration af total fosfor til Ravn sø afbilledet imod årsgennemsnittet af total fosfor i søen i måleårene fra 1978 til 1993.

Det antages, at 1993 ligger tæt på denne sammenhæng. I øvrigt kan en fremtidig søkoncentration ved en reduceret indløbskoncentration aflæses på denne del af figuren.

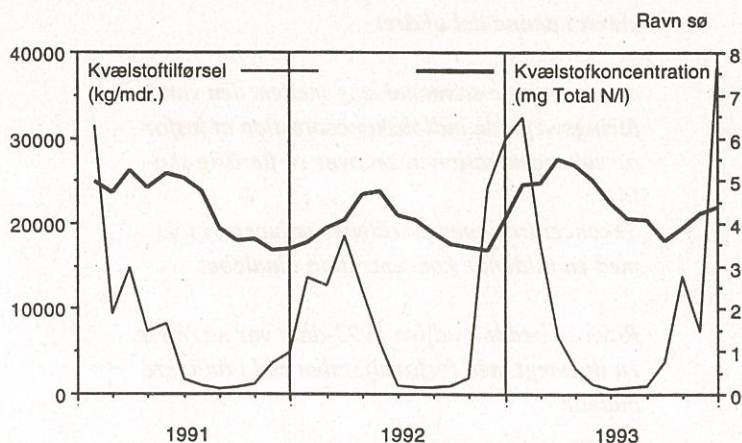
Det skal dog nævnes, at 1993-sammenhængen, bedømt alene ud fra figuren, kan betragtes som en naturlig variation omkring en i øvrigt uændret tilstand.

Der er ikke en tilsvarende sammenhæng mellem indløbskoncentration og søkoncentration for kvælstof i Ravn sø.

Søkoncentrationen er naturligvis afhængig af koncentrationen i det tilstrømmende vand. Kvælstofmængden i Ravn sø er imidlertid så stor i forhold til tilførslerne, at

Figur 30.

Sammenstilling af kvælstofkoncentrationen i og kvælstoftilførslerne til Ravn sø i perioden 1991 til 1993.



hvorfor ses det?
Det er den - 68

der ikke sker nogen umiddelbar respons i søen på ændringer i den tilførte kvælstofmængde.

På figur 30 er søkoncentration og kvælstoftilførsel sammenstillet.

Der er høje kvælstofkoncentrationer i vintermånederne, hvor der også er en stor kvælstoftilførsel. På grund af den store kvælstofmængde i søen forbliver søkoncentrationen relativ høj i en periode efter den nedgang i tilførslerne, der sker i forårsmånederne.

Kvælstoffjernelsen i Ravn sø er størst i vintermånederne. Da den største del af den tilførte kvælstof befinder sig på nitratform, må kvælstoftabet ske i form af denitrifikation, på trods af at denitrifikationen er temperaturafhængig. Den afgørende faktor for denitrifikation i Ravn sø er dermed kvælstoftilgængeligheden ved sedimentoverfladen (figur 31).

Selvom denitrifikationen aftager i løbet af året, sker der så stor en kvælstoffrigivelse, at søkoncentrationen falder jævnt.

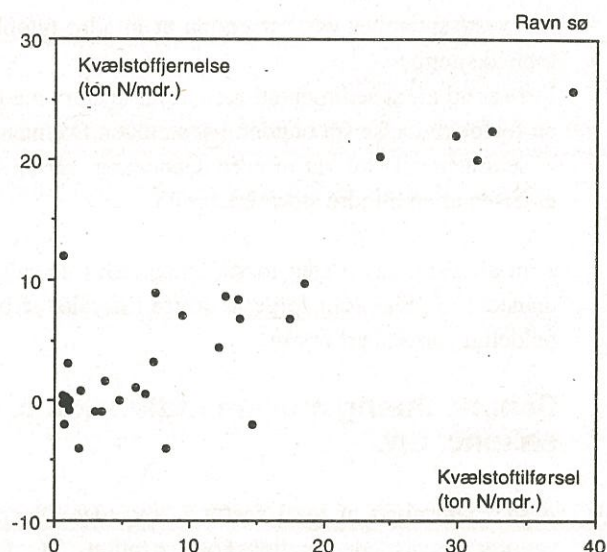
I takt med at der sker en forøget vand- og kvælstoftilførsel igen sidst på året, stiger koncentrationen af kvælstof i søvandet igen.

Søkoncentrationen reguleres altså i vidt omfang af tilførslerne på dette tidspunkt af året.

Det kan bemærkes, at kvælstoftilførslen var forholdsvis stor i vinteren 92/93, hvilket resulterede i en højere søkoncentration i foråret 1993.

Det kan konkluderes, at :

- der er en lille kvælstoftilførsel til Ravn sø i forhold til søens størrelse.
- kvælstoffjernelsen er størst om vinteren, hvor også tilførslen er størst.
- fosfortilførslen i vinterhalvåret er medvirkende til, at koncentrationen af fosfor i søvandet er størst i denne del af året.
- der er en nøje sammenhæng mellem den vandføringsvægtede indløbskoncentration af fosfor og søkoncentrationen set over en flerårig skala.
Søkoncentrationen er således reduceret i takt med en faldende koncentration i indløbet.
- Ravn sø bedømt ud fra 1993-data var nærmere en ligevægt med fosfortilførslen end i tidligere måleår.



Figur 31.

Den månedlige kvælstoftilførsel sammenlignet med den månedlige kvæstoffjernelse i Ravn sø

Fytoplankton i Ravn sø

Fytoplankton

Fytoplanktonet i Ravn Sø blev i 1993 undersøgt 17 gange. Prøvefrekvensen efter Vandmiljøplanens Overvågningsprogram er 19 gange årligt, men på grund af is var det ikke muligt at indhente planktonprøver i februar og marts. Prøvetagnings- og bearbejdningsmetode er beskrevet i bilag.

Fytoplankton i 1993

Fytoplanktonet var i 1993 hovedsagelig domineret af kiselalger, furealger og flagellater med periodevis subdominans af blågrønalger (figur 30). Blågrønalgerne som gruppe udgjorde dog på intet tidspunkt mere end ca. 1/4 af den totale biomasse i 1993. Fytoplanktonmængden i Ravn Sø er generelt lav i forhold til andre danske søer, idet der blev registreret biomasser (vådvægt) mellem 0,207 mg/l og 6,415 mg/l.

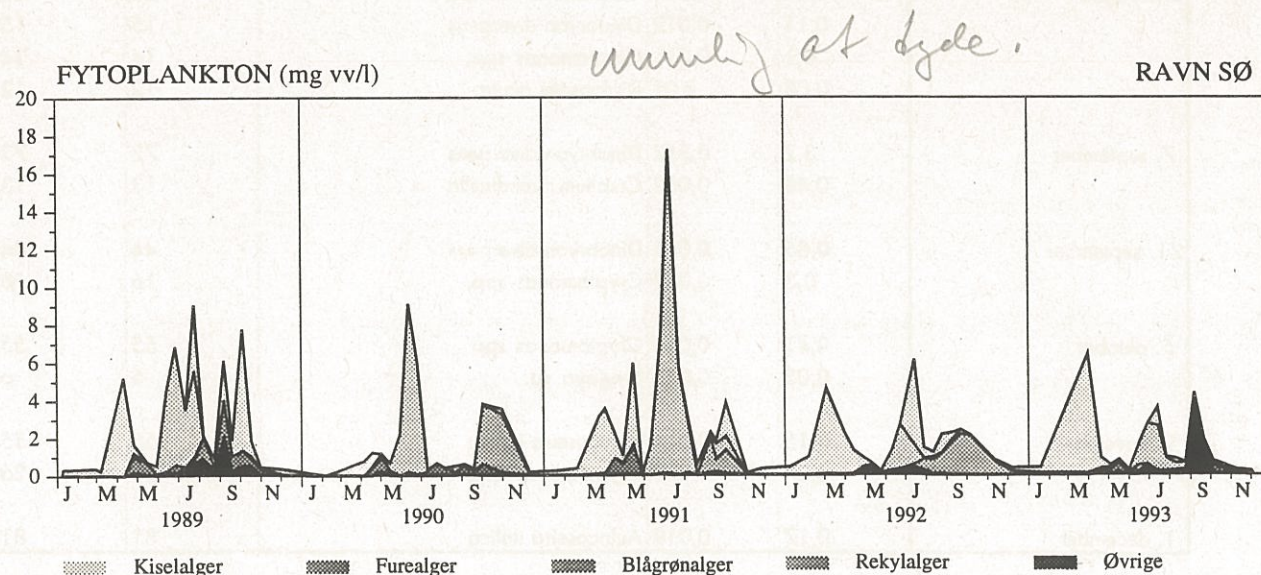
Årstidsvariation

I dette afsnit gives der en oversigt over planktonets årstidsvariation. De kvantitativt dominerende arter/grupper på de enkelte prøvetagningsdage er angivet i tabel 11.

Vinter-forår

I januar var fytoplanktonbiomassen lav (0,406 mg/l), og domineredes af den store kolonidannende kiselalge *Aulacoseira italica* med subdominans af den kolonidannende blågrønalge *Woronchinia naegeliana*. *Woronchinia naegeliana* tilhører Gomphosphaeria-komplekset (omfatter slægterne Gomphosphaeria, Snowella og Woronchinia), der er almindelige i meso-eutrofe søer særligt i sensommeren/efteråret. Tilstedeværelsen af denne art i planktonet i januar er en rest af et større efterårsmaksimum i 1992. Som følge af stigende lysintensitet og rigelige mængder næringsstof udvikledes der i perioden januar til 4. april et forårsmaksimum, som næsten udelukkende bestod af *Aulacoseira italica*. Årets højeste biomasse registreres på denne dato. Det er mest sandsynligt, at forårsmaksimum opbyggedes i løbet af marts, idet biomassen faldt markant i løbet af april. Det skal her nævnes, at der ikke har været mulighed for at registrere en eventuel større biomasse i marts 1993 på grund af manglende prøvetagning i denne måned.

I maj var biomassen lav som følge af udsedimentering og et højt græsningstryk fra zooplankton. Fytoplanktonet domineredes af små flagellater (*Cryptophyceae* spp.), som til en vis grad ernærer sig heterotroft, og derfor ses i forbindelse med henfald af andre algegrupper.



Figur 30.

Fytoplanktonets årstidsvariation i Ravn sø ra 1989 til 1993 fordelt på grupper.

Dato 1993	mg vv/l	mg C/l	Dominerende arter/slægter	% vv/l	% C
19. januar	0,29	0,032	Aulacoseira italica	73	73
	0,11	0,012	Woronichinia naegeliana	27	27
1. april	6,01	0,661	Aulacoseira italica	94	94
20. april	0,35	0,038	Aulacoseira italica	37	37
	0,18	0,019	Stephanodiscus hantzschii	19	19
4. maj	0,17	0,018	Cryptophyceae spp.	31	31
	0,1	0,013	Ceratium hirundinella	21	21
17. maj	0,42	0,046	Cryptophyceae spp.	51	51
	0,12	0,016	Ceratium hirundinella	17	17
1. juni	0,13	0,017	Ceratium hirundinella	52	52
	0,09	0,011	Cryptophyceae spp.	33	33
16. juni	1,15	0,149	Ceratium hirundinella	72	72
	0,23	0,025	Anabaena Lemmermannii	12	12
29. juni	2,17	0,282	Ceratium hirundinella	82	82
14. juli	2,39	0,31	Ceratium hirundinella	70	70
	0,9	0,1	Fragilaria crotonensis	23	23
27. juli	0,56	0,073	Ceratium hirundinella	62	62
	0,19	0,021	Cryptomonas spp.	17	17
10. august	0,22	0,028	Ceratium hirundinella	28	28
	0,25	0,027	Asterionella formosa	27	27
	0,18	0,019	Prymnesiophyceae spp.	18	18
24. august	0,14	0,018	Ceratium hirundinella	23	23
	0,11	0,012	Dinobryon divergens	15	15
	0,1	0,011	Cryptomonas spp.	14	14
	0,08	0,01	Diplopsalis acuta	12	12
7. september	3,2	0,352	Dinobryon divergens	72	72
	0,48	0,062	Ceratium hirundinella	13	13
21. september	0,85	0,094	Dinobryon divergens	44	44
	0,3	0,033	Cryptomonas spp.	16	16
5. oktober	0,41	0,045	Cryptomonas spp.	55	55
	0,05	0,005	Lyngbya sp.	6	6
9. november	0,15	0,017	Aulacoseira italica	55	55
	0,07	0,008	Cryptomonas spp.	26	26
1. december	0,17	0,019	Aulacoseira italica	81	81

Tabel 11.

Dominerende arter/slægter i Ravn sø i 1993.

Desuden begyndte den store furealge *Ceratium hirundinella* at gøre sig gældende.

Sommer

I hele sommerperioden fra 1. juni til 7. september var *Ceratium hirundinella* den dominerende art i Ravn Sø og udgjorde i lange perioder mere end 50% af den totale biomasse. *Ceratium hirundinella* har en konkurrencefordel i forhold til andre planktonalger i rolige, dybvandede søer i lagdelingsperioder med en næringsgradient stigende mod bunden. Den kan udføre betydelige vertikale døgnvandring og optage næring i overskud omkring springlaget. Den kan derfor udkonkurrere arter, der ikke er selvbevægelige, og som derfor er afhængige af næringsstofkoncentrationen i den fotiske zone, samt andre selvbevægelige arter, der på grund af ringe størrelse er udsat for kraftig græsning i sommerperioden.

I juni og juli registreredes der mindre opblomstringer af blågrønalgen *Anabaena Lemmermannii*, den store kiselalge *Fragilaria crotonensis* samt diverse flagellater (*Cryptophyceae* spp. og gulalgen *Dinobryon divergens*). Alle disse arter er tilpasset de fysiske forhold, som hersker i Ravn Sø på dette tidspunkt af året. Lagdelingen af vandmasserne medfører, at arter med god flydeevne eller bevægelsesevne klarer sig godt, men græsning og næringsstoffbegrænsning i den fotiske zone holder biomassen nede på et forholdsvist lavt niveau.

Sensommer-efterår

I hele september var den kolonidannende gulalge *Dinobryon divergens* dominerende. Biomassen af *Ceratium hirundinella* aftog fra sidst i september, og arten forsvandt næsten helt i løbet af oktober. Kiselalger repræsenteret ved *Aulacoseira italica* samt mellemstore former af *Cryptomonas* spp. blev dominerende i løbet af november og december, men generelt var biomassen lav i det sene efterår, og et egentligt efterårsmaksimum sås ikke i 1993. Årets laveste biomasse på 0,207 mg/l registreres i begyndelsen af december.

Forekomst af giftige alger i 1993

I begyndelsen af juli blev der fundet døde fugle i både Knud Sø og Ravn Sø. Undersøgelser har vist, at blågrønalger (*Anabaena Lemmermannii*) havde dannet toksiner, og de døde fugle (bl.a. lappedykkere og blis-høns) ved Ravn Sø blev da også fundet i forbindelse med en kortvarig opblomstring af denne art i slutningen af juni.

I august udgjorde en art indenfor *Prymnesiophyceae* en

relativt stor andel af biomassen. Det er ikke muligt at artsbestemme denne stilkalge uden scanning, men der kan være tale om en af de mest almindelige prymnesiumarter i søer, *Prymnesium parvum*, som er kendt for at være fisketoksisk. Biomassen af *Prymnesiophyceae* sp. i Ravn Sø var dog meget lav.

Sammenligning med resultater fra 1989-92

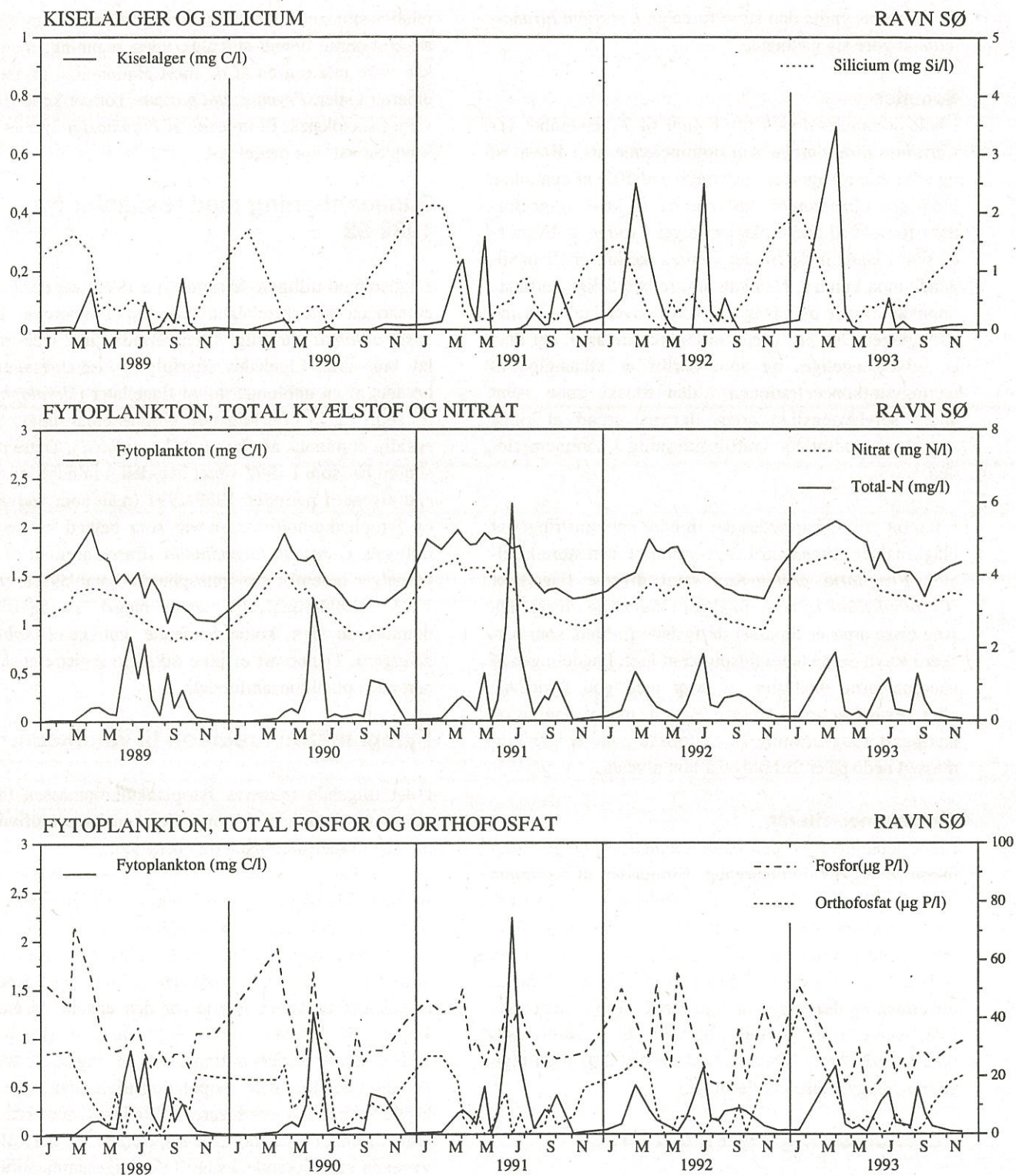
I lighed med tidligere år (undtagen 1990) var der i 1993 et markant forårskiselalgemaksimum domineret af *Aulacoseira italica* efterfulgt af en periode i maj med meget lav biomasse. Ligeledes efterfulgtes kiselalgесammenbruddet af en opblomstring af flagellater (*Cryptophyceae* spp.) og et efterfølgende biomassemaksimum med ensidig dominans af *Ceratium hirundinella*. Dette maksimum har som i 1992 været betydeligt mindre (ca. 1/4) end niveauet i perioden 1989-1991 (målt som vådvægt), og fytoplanktonbiomassen var som helhed lavere end tidligere. *Ceratium hirundinella* afløses normalt af blågrønalger indenfor Gomphosphaeria-komplekset, men i 1993 var blågrønalgebiomassen meget lav, og istedet dominerede den kolonidannende gulalge *Dinobryon divergens*. Denne art er ikke tidligere registreret dominerende i planktonsamfundet.

Fytoplankton i relation til vandkemi.

I det følgende relateres fytoplanktonbiomassen til en række vandkemiske faktorer, der kan have indflydelse på artssammensætningen og mængden.

Af figur 31 (øverst) fremgår det, at koncentrationen af opløst silicium i Ravn Sø er relateret til kiselalgemængden. I forbindelse med kiselalgemaksimum i foråret ses et markant fald i siliciumkoncentrationen. Det antages, at silicium er begrænsende for den enkelte kiselalgес vækst ved koncentrationer <28 µg Si/l (Reynolds, 1984), mens koncentrationer <0,23 mg Si/l er begrænsende for hele populationstilvæksten (dvs. at kiselalgebiomassen reduceres). Siliciumkoncentrationen faldt til under 0,23 mg Si/l i april/maj, og har således været en medvirkende årsag til kiselalgесammenbruddet i foråret 1993. Kiselalgесammenbruddet er, som i de øvrige overvågningsår, sammenfaldende med stagnation af vandmasser (lagdeling). Lagdeling øger kiselalgernes udsynkningshastighed og forhindrer større tilbageførsel af silicium fra sedimentet til overfladevandet, figur c. Fra juli øges opblandingsdybden betydeligt, hvilket resulterede i en stigning i siliciumkoncentrationen i epilimnion og efterfølgende kiselalgесvækst. På grund af et højt græsningstryk fra zooplankton og fosforbegræns-

Grunde have været fundet



Figur 31.

Kiselalgerne's biomasse sammenholdt med koncentrationen af opløst silicium i Ravn sø fra 1989 til 1993 (øverst). Fytoplanktons biomasse sammenholdt med koncentrationen af total kvælstof og nitrat (i midten) og fytoplanktons biomasse sammenholdt med koncentrationen af total fosfor og orthofosfat i Ravn sø fra 1989 til 1993.

ning var biomassen af kiselalger dog meget lav i sommer- og efterårsperioden.

Mængden af uorganisk kvælstof var også i 1993 relativt høj (ca. 4 mg N/l, figur 31 midt). Kvælstof var således ikke vækstbegrænsende for fytoplankton, som har maksimal væksthastighed ved koncentrationer på 10-20 ug N/l (Reynolds, 1984).

Figur 31 (nederst) viser udviklingen af fosfor og fytoplanktonbiomasse i søen i perioden 1989-1993. Koncentrationen af uorganisk fosfor var som i de øvrige overvågningsår meget lav, og i lange perioder af sommeren <5 ug P/l. Ved så lave koncentrationer af uorganisk fosfor er fytoplankton kraftigt vækstbegrænset, fordi totalfosforkoncentrationen samtidig er meget lav i Ravn Sø (<30 ug P/l).

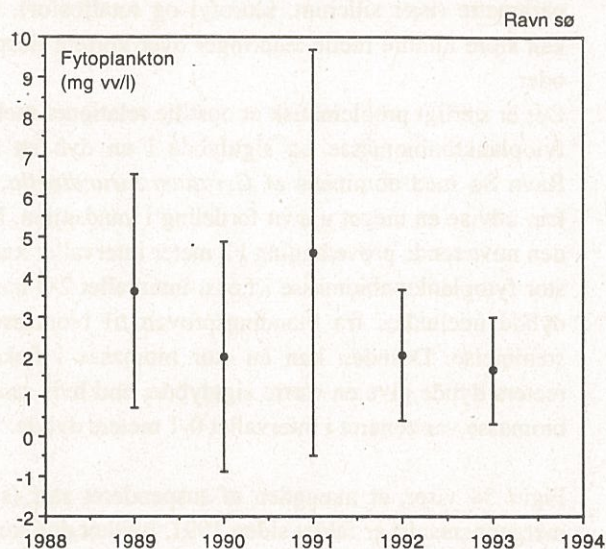
Fytoplankton indeholder på vægtbasis et C:N:P forhold på 16:7:1, og beregninger for Ravn Sø viser, at 54% af totalfosforpuljen er indbygget i fytoplankton i sommerperioden. Der må derfor konkluderes, at selv en lille reduktion af fosforbelastningen (intern og/eller ekstern) vil begrænse fytoplanktonvæksten yderligere i sommerperioden.

Fosforniveauet ved årets begyndelse har ikke ændret sig nævneværdigt i perioden 1989-1993. Det nuværende fosforniveau på ca. 50 ug P/l i januar-februar resulterer i en relativt stor forårsopblomstring af kiselalger. Lagdelingen af vandmasserne i sommerperioden forhindrer imidlertid tilbageførsel til den fotiske zone af den fosforpulje, som frigives fra sedimentet ved mineralisering af sedimenterede kiselalger.

Totalfosforniveauet i sommerperioden er faldet signifikant fra ca. 31 ug P/l i perioden 1989-1991 til 23 ug P/l i 1993 (signifikans: $t(41) = 3,02^*$). Der kan endnu ikke påvises et signifikant fald i fosforkoncentrationen umiddelbart under springlaget (på 15 meters dybde) i perioden 1989-1993, og det registrerede fald i fosforniveauet i epilimnion i sommerhalvåret må først og fremmest tilskrives en reduceret ekstern fosfortilførsel i forsommeren 1993 og i mindre grad den lavere interne fosforbelastning i sommerhalvåret 1993 (figur 32).

Figur 32 viser umiddelbart, at fytoplanktonbiomassen (sommergennemsnit) er faldet markant fra 1991 til 1993.

Selvom den gennemsnitlige biomasse var 4,59 mg/l i 1991 og kun 1,66 mg/l i 1993 er en sådan tolkning imidlertid ikke statistisk holdbar (t-test af middelværdier). Forklaringen skal søges i den meget store spredning omkring middelværdierne i samtlige overvågningsår, som til dels er naturligt betinget, fordi der indenfor en

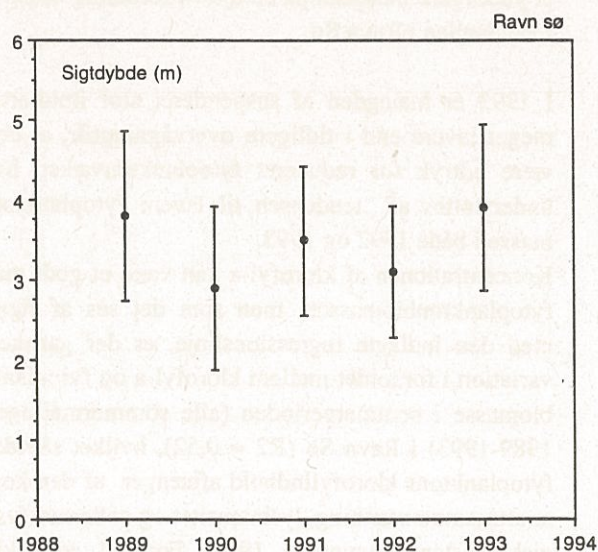


Figur 32.

Fytoplanktonbiomassen (sommergennemsnit) med angivelse af spredning omkring middelværdien i Ravn sø fra 1989 til 1993.

sommerperiode både er klarvandsperioder og fytoplanktonmaksima. Det faktum, at der ikke er sket nogen signifikant ændring af fytoplanktonbiomassen siden 1989 afspejles også i sigtddyben, som heller ikke har ændret sig signifikant i denne periode, figur 33.

Der er metodeproblemer ved indsamling af vandprøver til kvantificering af fytoplankton og visse vandkemiske



Figur 33.

Sigtddyben (sommergennemsnit med angivelse af spredning omkring middelværdi) i Ravn sø fra 1989 til 1993.

parametre (især silicium, klorofyl og totalfosfor), som kan sløre mindre reelle ændringer over kortere tidsperioder.

Det er særligt problematisk at opstille relationer mellem fytoplanktonbiomasse og sigtddybe i en dyb sø som Ravn Sø med dominans af *Ceratium hirundinella*, der kan udvise en meget ujævn fordeling i vandsøjlen. Med den nuværende prøvetagning i 2 meter intervaller kan en stor fytoplanktonbiomasse i f.eks. intervallet 2-3 meters dybde udelukkes fra blandingsprøven til biomassebestemmelse. Desuden kan en stor biomasse i f.eks. 4 meters dybde give en større sigtddybe, end hvis samme biomasse var zoneret i intervallet 0-1 meters dybde.

Figur 34 viser, at mængden af suspenderet stof (sommern gennemsnit) er faldet siden 1991, hvilket dog kun er signifikant for perioden 1992-1993 ($t_{19} = 2,96^*$).

På grund af den høje gennemsnitsdybde og stabile lagdeling i Ravn Sø, forekommer der kun sjældent resuspension af sediment udenfor bredzonen, og det suspenderede stof må derfor hovedsagelig bestå af levende og henfaldende fytoplankton (detritus) samt suspenderet materiale fra tilløbene.

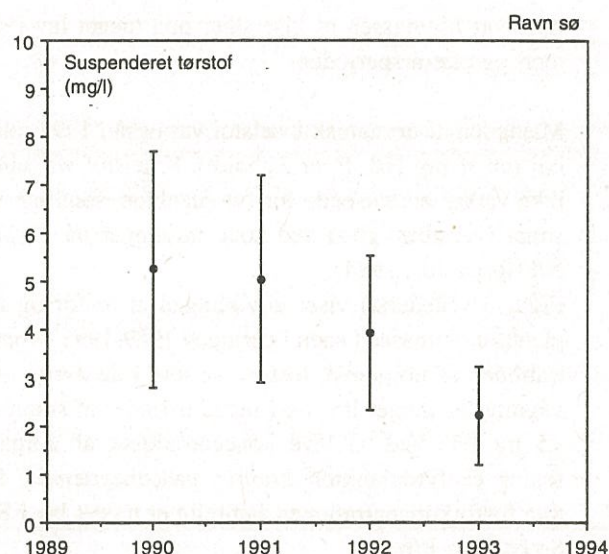
Beregninger viser, at fytoplanktonbiomassen (tørvægt) udgør mindre end 1/5 af den totale mængde suspenderet stof i Ravn Sø, og man vil derfor umiddelbart forvente en bedre sammenhæng mellem sigtddybe og suspenderet stof end mellem sigtddybe og levende fytoplanktonbiomasse.

Dette er da også tilfældet, men en lav regressionskoefficient mellem suspenderet stof og sigtddybe (se bilag) er et yderligere indicium på en ujævn fordeling af partikler i vandsøjlen i Ravn Sø.

I 1993 er mængden af suspenderet stof imidlertid så meget lavere end i tidligere overvågningsår, at det må være udtryk for reduceret fytoplanktonvækst, hvilket understøttes af tendensen til lavere fytoplanktonbiomasse i både 1992 og 1993.

Koncentrationen af klorofyl-a kan være et godt mål for fytoplanktonbiomassen, men som det ses af figur 35 med den indlagte regressionslinje, er der ganske stor variation i forholdet mellem klorofyl-a og fytoplanktonbiomasse i sommerperioden (alle sommermålinger fra 1989-1993) i Ravn Sø ($R^2 = 0,52$), hvilket skyldes, at fytoplanktons klorofylindhold afhænger af den konkrete artssammensætning, lysintensitet og cellernes fysiologiske tilstand (Reynolds, 1984). Forhold, som ikke er konstante, men varierer gennem året.

Regressionsliniens ligning ($y = 282x - 0,32$) viser et forhold mellem klorofyl og fytoplanktonbiomasse (våd-vægt) på 1:248 svarende til 4,03 ug chl-a/mg fytoplanktonbiomasse. Reynolds (1984) angiver et klorofylindhold

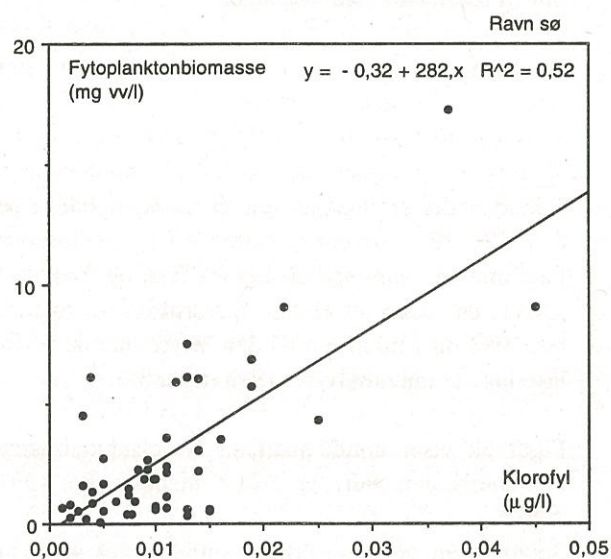


Figur 34.

Suspenderet stof (sommern gennemsnit) med angivelse af spredning omkring middelværdien i Ravn sø fra 1990 til 1993.

på 5,4 ug chl-a/mg fytoplanktonbiomasse for *Ceratium hirundinella*, hvilket er på niveau med de beregnede værdier for fytoplanktonsamfundet i Ravn Sø, som jo netop er domineret af *Ceratium hirundinella* i sommerperioden.

Regressionsberegninger på forholdet mellem klorofyl-a og fytoplanktonbiomasse gennem hele året (alle målinger fra 1989-1993) viser en næsten tilsvarende variation ($R^2 = 0,50$) og et beregnet klorofylindhold på 4,31 ug



Figur 35.

Relation mellem klorofyl og fytoplankton i Ravn sø baseret på sommerdata (1/5 - 1/10) fra 1989 til 1993.

chl-a/mg fytoplanktonbiomasse. Kiselalger som *Aulacoseira italica*, der dominerer udenfor sommerperioden har et klorofylindhold på 5,3 ug chl-a/mg algebiomasse (Reynolds 1984), hvilket er tæt på den beregnede værdi.

Samlet vurdering af fytoplankton i Ravn Sø 1993

Forårskiselalgemaksimum var på niveau med tidligere år, mens den sommergennemsnitlig fytoplanktonbiomasse om sommeren på 1,66 mg/l (vådvægt) var noget lavere end i 1992 og 1990 og mindre end halvdelen af niveauet i 1989 og 1991. Der er således tendens til en lavere fytoplanktonbiomasse, men de beregnede gennemsnit dækker over stor variation imellem de enkelte år, der på nuværende tidspunkt udelukker en endelig konklusion.

Som i tidligere år domineredes planktonsamfundet i det meste af sommerperioden under lagdeling af furealgen *Ceratium hirundinella*. På grund af meget lave fosforkoncentrationer i epilimnion og i hypolimnion umiddelbart under springlaget har *Ceratium hirundinella* ikke kunne danne et større sommermaksimum, og andre fytoplanktongrupper har været begrænset af fosfor og/eller er blevet nedgræsset af zooplankton.

I sensommeren blev *Ceratium hirundinella* erstattet som dominerende art af den kolonidannende gulalge *Dinobryon divergens*, som ikke umiddelbart kan nedgræsses af zooplankton. Tidligere års dominans af blågrønalger i sensommeren og efteråret udeblev helt. *Dinobryon divergens* har vækstoptimum ved meget lave fosforkoncentrationer (Reynolds, 1984), og må på trods af sin relativt brede økologiske forekomst betegnes som en indikator for mindre næringsrigt vand sammenlignet med blågrønalgerne.

Enhver reduktion af fosforbelastningen (intern og/eller ekstern belastning) i forhold til 1993- niveauet vil medføre en lavere fytoplanktonbiomasse, idet fosforniveauet er så lavt, at selv små koncentrationsændringer i nedadgående retning vil virke stærkt vækstbegrænsende på fytoplankton.

Zooplankton i Ravn sø

Metodik.

Zooplanktonundersøgelser i Ravn Sø blev foretaget efter DMU's vejledning. 1989-undersøgelsen afveg herfra (se beskrivelse i bilagsdelen); og 1989 data kan derfor ikke umiddelbart sammenlignes med de efterfølgende år.

Zooplanktonet blev indsamlet på 3 stationer, der ligger indenfor 70-90% grænserne på hypsografen. På de enkelte stationer blev der udtaget prøver fra dybderne 0,5 + 3 + 6 + 9 + 12 m og 15 + 20 + 25 m. Prøver fra de to blandingsprøver blev puljet og oparbejdet som DMU's vejledning foreskriver.

Zooplanktons bevægelse i vandmasserne.

Zooplankton bevæger sig i vandet dels for at søge føde og dels for at søge skjulesteder. Det betyder, at zooplanktonet ikke er jævnt fordelt i vandmasserne. I dybere søer, hvor der periodisk opstår springlag med deraf følgende iltfrie forhold ved bunden, vil zooplanktonet ikke opholde sig, hvor iltkoncentrationerne er lave. Derfor er alle angivne zooplanktonbiomasser, som er relateret til algerne, korregeret for denne skæve fordeling, idet det antages, at zooplanktonet kun findes ned til vanddybder, hvor iltkoncentrationen er $>1 \text{ mg O}_2/\text{l}$.

Årstidsvariation.

Af figur 36 fremgår det, at zooplanktonbiomassen hovedsageligt bestod af cladoceer og copepoder, mens rotatorierne kun udgjorde en yderst ringe andel af den

samlede zooplanktonbiomasse.

Forårsmaximum i 1993 faldt for begge de betydende grupper i juni måned, copepoderne toppede dog lidt før cladocerne og begge maxima afvikledes i løbet af juli og august måned. Cladoceer biomassen faldt fra ca. 6 g C/m^2 til $0,2 \text{ g C/m}^2$ i slutningen af august. Cladocerne fandtes stort set ikke i planktonet i sensommeren, men havde fra oktober til december en mindre tilvækst. Copepoderne derimod havde både tilvækst i begyndelsen af september og i oktober, hvor biomassen toppede med $3,3 \text{ g C/m}^2$.

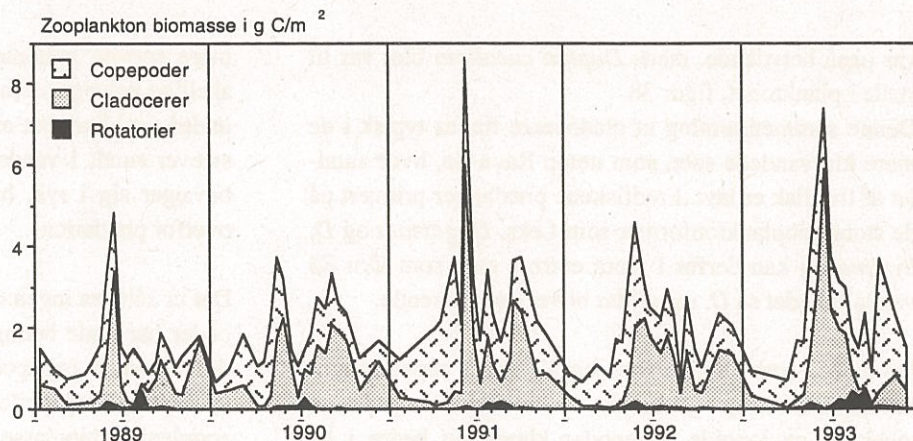
Det er almindeligt, at planktonet i vintermånederne domineres af copepoder, mens cladocerne først indtræder, når vandtemperaturen stiger, blandt andet fordi ægklægningen er temperaturafhængig. I Ravn Sø i 1993 var vandtemperaturen fra maj over 10°C og samtidig begyndte cladocerne at forøge deres tilvækst med flere hundrede %.

Årstidsvariation af de enkelte grupper/arter.

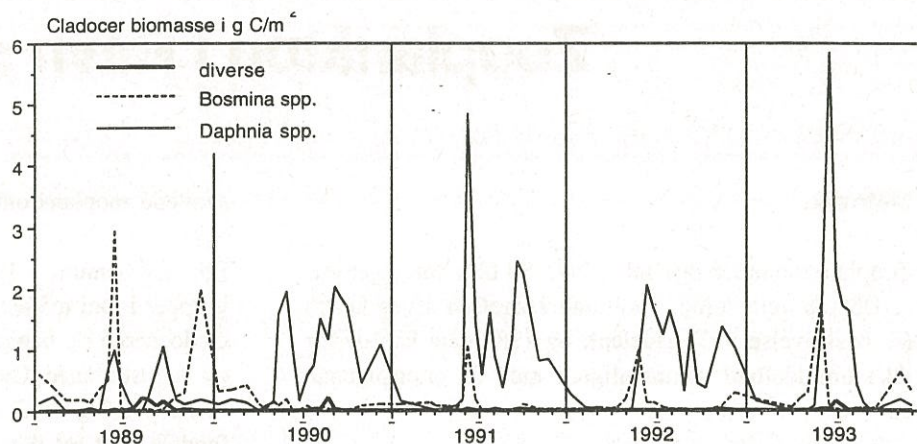
Cladocerne i Ravn Sø domineres hovedsagelig af dafnier ved *Daphnia galeata*, *Daphnia hyalina* og *Daphnia cucullata* samt af snabeldafnierne ved *Bosmina coregoni* og *Bosmina longirostris*, figur 37. De to bosmina-arter var stort set ligeligt repræsenteret i 1993 og forekom primært i slutningen af maj og begyndelsen af juni (maximum: $1,7 \text{ gC/m}^2$). Dafnierne derimod udgjordes primært af *Daphnia galeata*, som med sin biomasse på $4,2 \text{ gC/m}^2$ i junimaximummet bidrog med 72% af den samlede cladocerbioromasse. *Daphnia hyalina*'s andel

Figur 36.

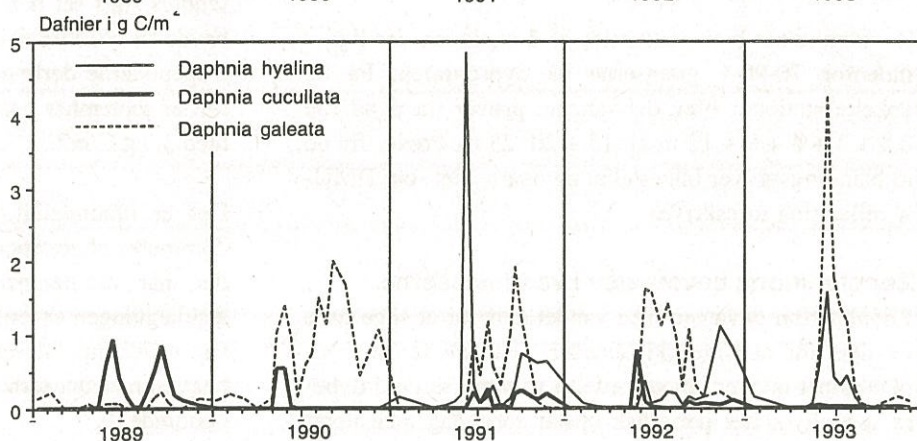
Zooplanktons årstidsvariation i Ravn sø fra 1989 til 1993 fordelt på grupper.



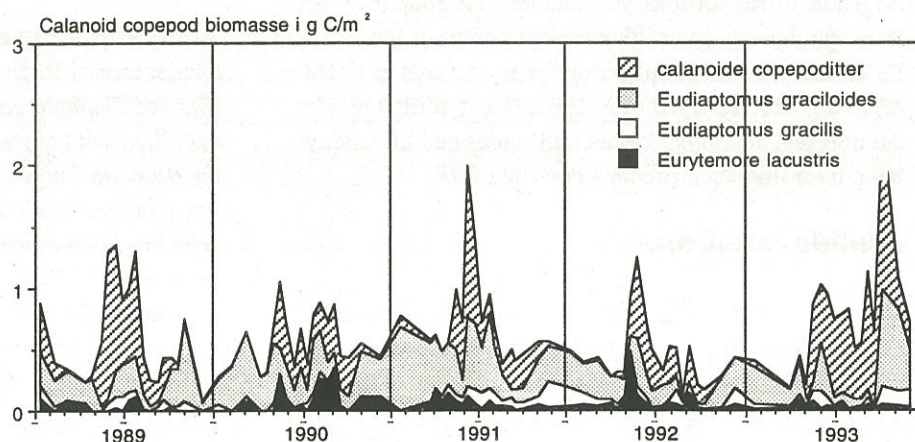
Figur 37.
Cladoceernes bio-
masse i Ravn sø fra
1989 til 1993.



Figur 38.
Dafniernes biomasse
i Ravn sø fra 1989 til
1993.



Figur 39.
De calanoide copepo-
ders biomasse i Ravn
sø fra 1989 til 1993.



var også betydende, mens *Daphnia cucullata* blot var til stede i planktonet, figur 38.

Denne sammensætning af cladoceere findes typisk i de mere klarvandede søer, som netop Ravn Sø, hvor antallet af fredfisk er lavt. Fredfiskene prædatorer primært på de store zooplanktonformer som f.eks. *D. galeata* og *D. hyalina* og kan derfor i mere eutrofe søer som Ørn Sø vende billedet så *D. cucullata* bliver dominerende.

De renere søer kendetegnes også ved, at copepodsamfundet hovedsageligt består af calanoide copepoder, mens de cyclopoide copepoder klarer sig bedre i de

mere eutrofe systemer. Årsagen hertil er dyrenes forskellige bevægelsesmønstre og dermed deres evne til at undgå, at blive ædt af fiskene. De calanoide copepoder svæver rundt i vandet, mens de cyclopoide copepoder bevæger sig i ryk, hvilket gør dem mindre følsomme overfor prædation.

Det er således ingen overraskelse, at de calanoide copepoder har gode betingelser i Ravn Sø. I 1993 udgjorde de calanoide copepoder gennemsnitlig 40%, mens de cyclopoide copepoder udgjorde 23% af den samlede zooplanktonbiomasse.

I figur 39 er de calanoide copepoders biomasse illustreret. Det er tydeligt, at de voksne individer var dominerende i vintermånederne, og modsat var de calanoide copepoditter hyppigst forekommende i sommerperioden. Af de voksne calanoide copepoder var *Eudiaptomus graciloides* den mest betydende art gennem hele 1993. Maximum var dels i april, juni og oktober-november med biomasse på henholdsvis 0,4, 0,5 og 0,9 g C/m². Copepoditternes biomasse var indtil begyndelsen af maj minimal. Fra maj til juli var niveauet omkring 0,6 g C/m², og efter et mindre henfald i august toppede biomassen i september (ca. 1,0 g C/m²) og i oktober (1,4 g C/m²) og derefter var den atter aftagende.

De cyclopoide copepoders hovedforekomst var i april til juni og igen i oktober. Copepoditterne udgjorde her dels 91% af biomassen i maximummet i maj og dels 86% i oktober.

De arter der biomassemæssigt havde størst betydning, var *Cyclops abyssorum*, *Mesocyclops leuckarti* og *Thermocyclops oithnoides* og dominerede i nævnte rækkefølge.

Udviklingstendens i sammensætning og biomasse af zooplankton i Ravn Sø.

Efterfølgende sammenlignes årene 1990 til 93 direkte, mens 1989 udelukkes i kraft af en afvigende prøvetagningsrutine.

Generelt synes der ikke at være sket ændringer i biomasse niveauet fra 1990 til 93. Årene 1990 og 92 adskiller sig dog fra 91 og 93 ved et mindre forårsmaximum af dafnier, men det er sandsynligt, at den meget hurtige populationstilvækst som fandtes i både 1991 og 93 også har været til stede i 1990 og 92.

En prøvetagningsfrekvens på ca. 14 dage kan betyde, at sådanne maxima mistes. Forekomsten af dafnier i efteråret har fra 1990 til 92 stort set været ens. 1993 var væsentlig anderledes, idet dafnierne stort set forsvandt fra planktonet i august, og det på trods af, at der var tilgængelig føde til stede (kommenteres senere).

Det har gennemgående været *Daphnia galeata*, der var betydende blandt cladocerne i Ravn Sø, men i 1991 dannede *Daphnia hyalina* i stedet forårsmaxima. De åbenbart specielt gode forhold for arten må forventes at være år til år variationer i fertilitet og klægningssucces. Ligeledes må de små ændringer i biomasseniveauer for de calanoide copepoder søges i år til år variationer. Den store forekomst af *Eudiaptomus graciloides* i november 1993 kan muligvis begrundes ved, at der ikke som tidligere år var fødekonkurrence fra dafniernes side.

Forekomsten af cyclopoide copepoder har generelt været ens fra år til år siden 1990. En bemærkelsesværdig detalje er, at copepoderne fandtes i planktonet i sommeren 1993, hvor de tidligere forsvandt i juni. Forklaringen herpå kan være et mindre prædationstryk fra fiskene i 1993 i forhold til de tidligere år. Der er andre tendenser der peger i samme retning og dette omtales i afsnittet om regulerende faktorer på zooplanktonet.

Det må konkluderes, at zooplanktonsammensætningen og biomasse ikke har ændret sig væsentlig i undersøgelsesperioden, og at de kommenterede ændringer må tilskrives år til år variationer i zooplanktonsamfundet.

Regulerende faktorer for zooplanktonets forekomst

Samspil mellem alger og zooplankton.

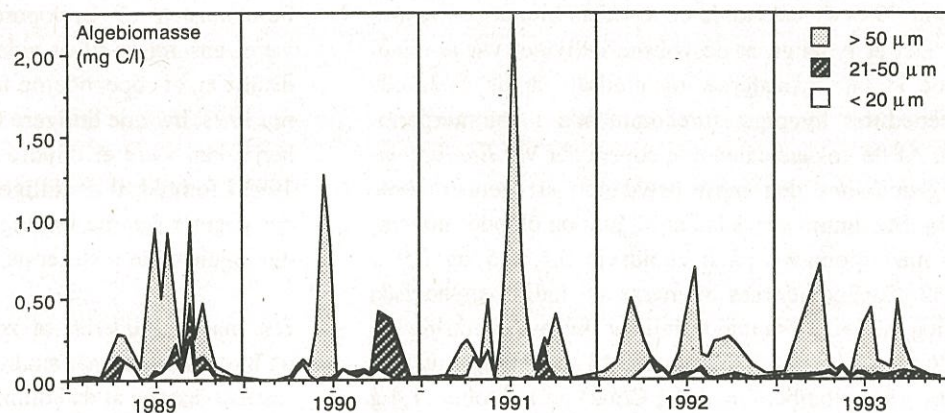
Generelt optager de filtrerende zooplanktonarter mest effektivt fødepartikler <50 µm, men partikler <20 µm må anses for det optimale. En forøget mængde af spiselige alger vil resultere i en forøget biomasse af zooplankton, men for at kunne vurdere, hvor meget zooplanktonet kan æde af den tilstedeværende algemængde, er det nødvendigt at beregne zooplanktonets teoretiske fødeoptagelse. Den beregnede fødeoptagelse for de enkelte grupper er skønnet ud fra deres energibehov pr. dag under optimale forhold og antages at være 200% for rotatorier, 100% for cladocerer og 50% for copepoder. Ved meget lave fødekoncentrationer, svarende til en algebiomasse mindre end 0,2 mg C/l, nedsætter dyrene fødeoptagelsen og da vil en korrektion af fødeoptagelsen være nødvendigt (jf. Hansen et. al.).

Zooplanktons sammensætning og biomasse er dels betinget af tilgængeligheden af egnede fødeemner (alger og bakterier) og dels af mængden af prædatorer, som lever af zooplankton (fisk og carnivort zooplankton). Algebiomassen i Ravn Sø er illustreret på figur 40 og som det tydeligt fremgår, har algebiomassen hovedsageligt været domineret af store algeformer >50 µm. Tilstedeværelsen af spiselige alger <50 µm har i årene 1989 til 1991 været begrænset til forår og sensommer/efterår og med et niveau på ca. 0,2 mg C/l. Selvom det signifikante fald i fosforkoncentrationen fra 1991 til 1993 (fytoplankton afsnittet) ikke direkte resulterede i et fald i algebiomassen, sås der alligevel en tilbagegang af den store græsningsresistente art *Ceratium hirundinella*.

I hvor stor udstrækning algerne <50 µm var begrænset af fosfor eller græsning lades være usagt, men det er et faktum, at der har været føde nok til, at der ikke er sket et fald i zooplanktonbiomassen. På grund af den ringe algebiomasse er det sandsynligt, at zooplanktonet har

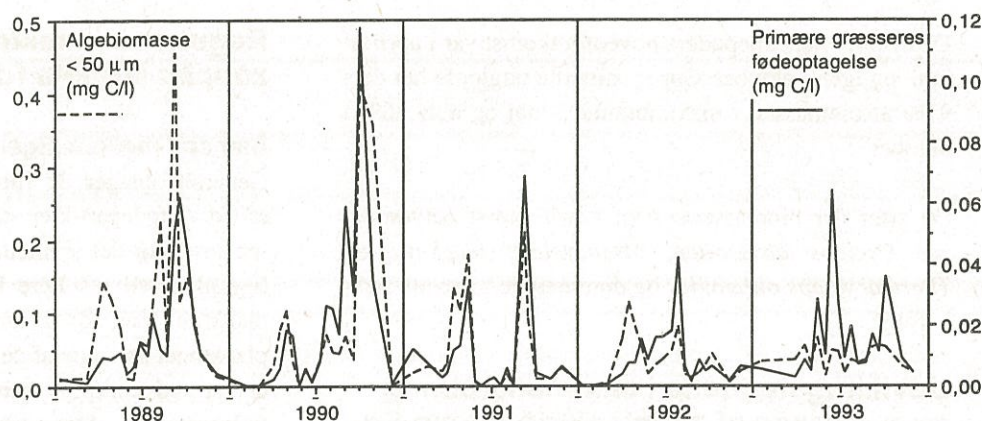
Figur 40.

Fytoplanktons størrelsesfordeling i Ravn sø fra 1989 til 1993 angivet som mg C/l



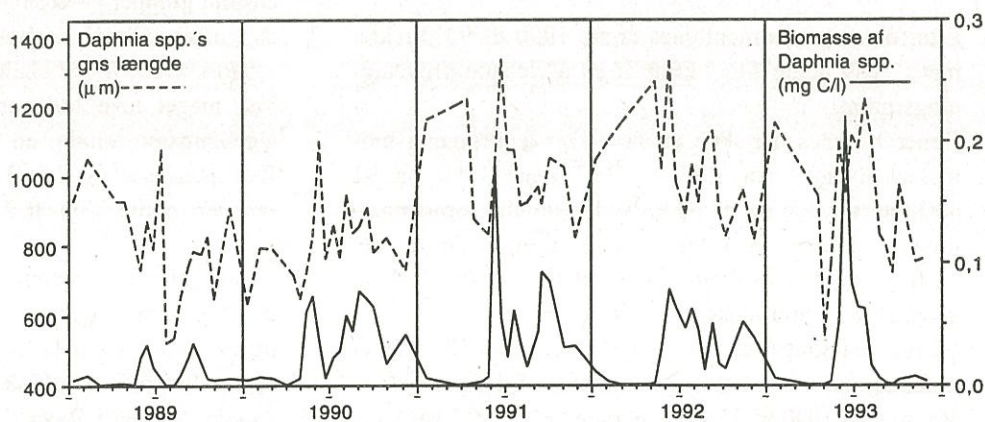
Figur 41.

Algebiomassen < 50 µm sammenholdt med de primære græsseres fødeoptagelse i Ravn sø fra 1989 til 1993.



Figur 42.

Dafniernes gennemsnitslængde og biomasse i Ravn sø fra 1989 til 1993.



ernæret sig af andre fødeemner end alger. Algerne udgjorde i 1993 kun ca. 15% af mængden af suspenderet stof og indholdet af detritus (henfaldne alger) m.v. i vandet har været stort (fytoplankton afsnittet).

På figur 41 er algebiomassen < 50 µm sammenstillet med de primære græsseres (cladoceer og calanoide copepoder) fødeoptagelse og den generelle tendens i Ravn Sø var, at zooplanktonet fuldt ud har været i stand til at begrænse algerne (< 50 µm).

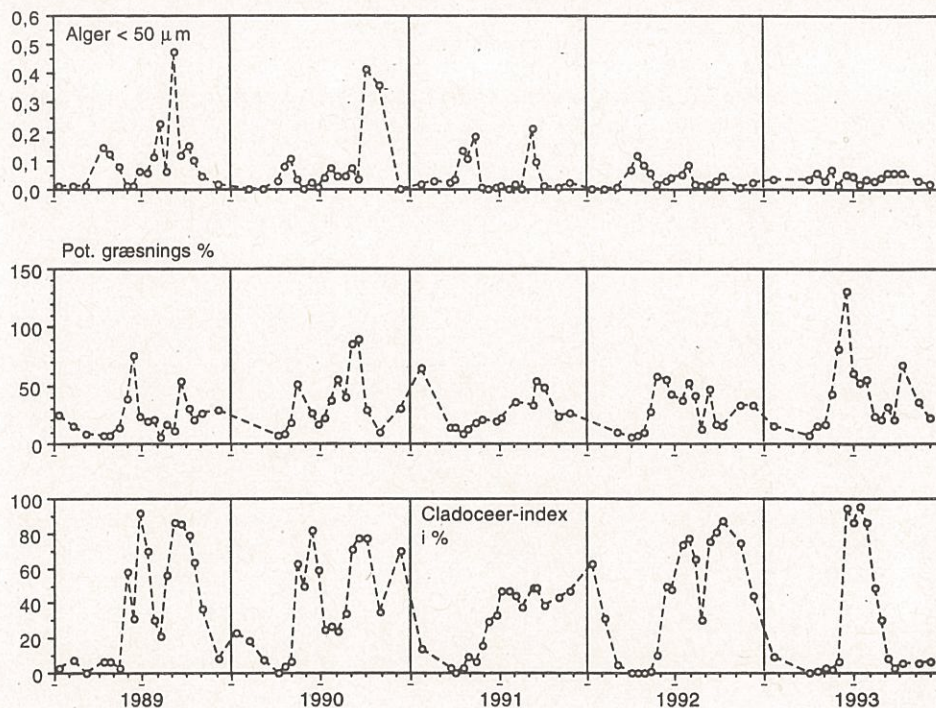
Kun i 1990 og 93 resulterede den forøgede fødeoptagelse i foråret i en efterfølgende nedgræsning af algerne i en klarvandsperiode. De mellemliggende år havde nedgræsningen af algerne ingen effekt på sigtdybden, da

forekomsten af *Ceratium hirundinella* var betydelig og som tidligere nævnt uden tvivl har påvirket sigtdybden.

Prædation.

Det er ikke kun tilgængeligheden af alger der er bestemmende for zooplanktonets sammensætning og biomasse. Reguleringen "fra oven" fra de planktivore fisk spiller en rolle. Prædation på zooplanktonet sker fortrinsvis på de store individer og et prædationstryk fra fiskene vil således kunne registreres som et fald i gennemsnitslængden.

Zooplanktonbiomassen vil desuden reduceres, cladoceer-indexet, som er forholdet mellem antallet af *Daphnia*



Figur 43.

Potentiel græsningsprocent for de primære græssere (cladoceer og calanoide copepoder) i forhold til alger < 50 µm.

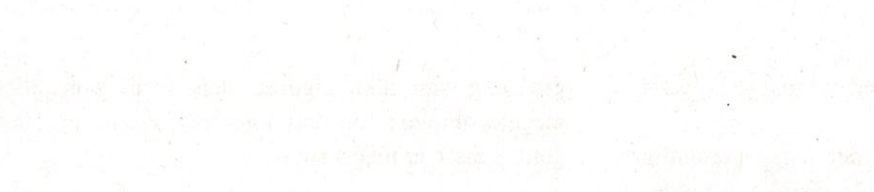
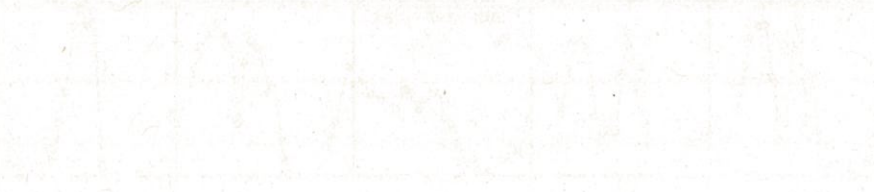
spp. og det samlede antal cladoceer, vil aftage ligesom også græsningsprocenten gør det.

Når disse data sammenstilles ses der ingen væsentlig prædationseffekt i Ravn Sø (figur 42). Ganske vist reduceredes *Daphnia* spp.'s gennemsnitslængde betydeligt i sommermånederne. I 1990 og 1991 skyldes faldene formodentlig først og fremmest at dafnierne var stærkt fødebegrænset, idet biomassen mens gennemsnitslængden stadig forøgedes. Der er samtidig ingen tvivl om, at fiskene har indvirket på zooplanktonet, da der også ses et fald i gennemsnitslængden. I sommeren 1992 faldt biomassen og gennemsnitslængden samtidig og fiskene har derfor været den primære årsag til zooplankton tilbagegangen. Ydermere afspejles prædationen ved et fald i cladoceer-indexet i juli til august (figur 43). Fiskeundersøgelse i Ravn Sø i 1992 (Århus Amt, 1993) viste at antallet af fisk < 10 cm var ca. 84% af den totale fangst. Det er disse småfisk, der har haft den beskrevne effekt på zooplanktonet.

1993 har øjensynlig ikke givet fiskene lignende gode betingelser, idet der ikke kunne spores den samme prædations effekt som i 1992. Tværtimod var biomassen af calanoide copepoder større i 1992 og *Daphnia* spp.'s gennemsnitslængde stabil over sommeren.

Sammenfattende var zooplanktonet i Ravn Sø primært styret "fra neden" af den ringe tilstedeværelse af spise-lige alger. Om algernes tilstedeværelse eller mangel på samme primært skyldtes fosforbegrænsning eller ned-

græsning kan ikke afgøres, dels fordi samspillet er meget komplekst og dels fordi niveauerne og ændringerne i disse er meget små.



Vegetation i Ravn sø

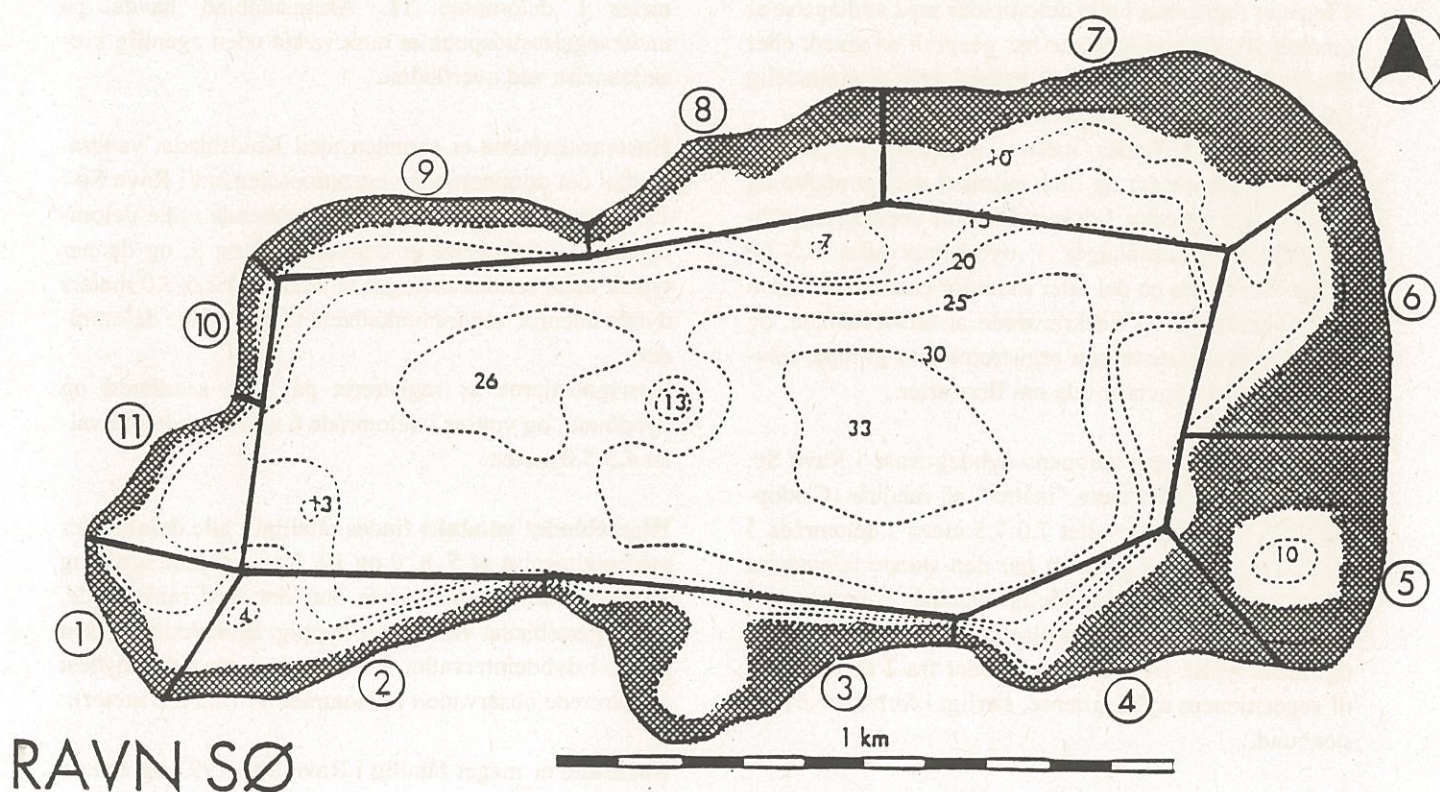
Der er i perioden 24/8-3/9 1993 gennemført en orienterende undersøgelse af undervandsvegetationen i Ravn Sø. Den orienterende undersøgelse omfatter udelukkende undervands- og flydebladsvegetationen, og indeholder en beskrivelse af artssammensætningen samt vegetationens dybdeudbredelse, dækningsgrad og højde.

Ravn Sø er inddelt i 11 delområder (figur 44) fastlagt under hensyntagen til søens morfometri, bundforhold og eksponeringsgrad. I hvert delområde er vegetationen registreret i dybdeintervaller på 0,5 meter. Til vurdering af dækningsgrad og dybdegrænser er anvendt vandkikkert, planterive og bundskraber. Undersøgelsen er udført i overensstemmelse med DMU's vejledning i vegetationsundersøgelser i søer (Miljøministeriet, 1993).

Artssammensætning og hyppighed

Der er i 1993 registreret ialt 14 arter/slægter, hvoraf de 10 kan betegnes som egentlige undervandsplanter. De sidste 4 arter; tagrør, søkogleaks, almindelig sumpstrå og vand-pileurt er sumpplanter uden egentlige vand-plantekarakteristika (tabel 12).

Kredsbladet vandranunkel er almindeligt forekommende og den dominerende art i plantesamfundet i alle 11 delområder, og danner typisk større sammenhængende bevoksninger på 1,5-2,5 meters dybde, især i den østlige ende af søen. På lavt vand er bevoksningerne spredte. I delområde 10 og 6 blev der registreret fåtallig forekomst af kredsbladet vandranunkel i dybdeintervallet 4,5-5,0 meter og enkelte individer på dybder op til 7,5 meter.



Figur 44.

Oversigt over de enkelte delområder, som Ravn sø blev opdelt i under vegetationsundersøgelsen i 1993.

De observatie omvat dus een deel of twee van het door het veldwerk onderzoeksbureau

Tabel 12.

**Oversigt over vandplan-
ternes sammensætning og
de enkelte arters status i
Ravn sø i 1993.**

Art	Dansk navn	Status (søen som helhed)
<i>Batrachium circinatum</i>	Kredsbladet vandranunkel	almindelig
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Børstebladet vandaks	fåtallig
<i>Chara</i> sp.	Art af kransnål	fåtallig
<i>Cladophora</i> sp.	Art af vandhår	spredt
<i>Littorella uniflora</i>	Strandbo	meget fåtallig
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Aks-tusindblad	meget fåtallig
<i>Callitriche hermaphrodita</i>	Høstvandstjerne	almindelig
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Hjertebladet vandaks	meget fåtallig
<i>Enteromorpha</i> sp.	Art af rørhinde	meget fåtallig
<i>Elodea canadensis</i>	Vandpest	meget fåtallig
<i>Potamogeton crispus</i>	Kruset vandaks	meget fåtallig
<i>Phragmites australis</i>	Tagrør	
<i>Scirpus lacustris</i>	Sø-kogleaks	
<i>Eleocharis palustris</i>	Almindelig sumpstrå	
<i>Polygonum amphibium</i>	Vand-pileurt	

Børstebladet vandaks har sin hovedudbredelse i delområderne 6, 9 og 10 og en mere spredt eller fåtallig forekomst i resten af søen. Artens udbredelse er centreret omkring dybdeintervallet 1,5-2,0 meter umiddelbart uden for tagrørsbæltet.

Chara er registreret i alle delområder med undtagelse af område 10. Kransnålalgerne har generelt en spredt eller fåtallig forekomst i søen som helhed, men er almindelig i delområderne 1, 6 og specielt 11.

Kransnålalgerne findes næsten udelukkende på lavt vand (0,5-1,0 meter) og ofte sammen med strandbo og børstebladet vandaks. I delområde 5 er der dog registreret enkelte kransnålalger i dybdeintervallet 6,5-7,0 meter. Der findes en del arter indenfor characeerne, men de er vanskelige og tidskrævende at artsbestemme, og derfor er characeerne kun registreret som gruppe, selv om der sandsynligvis er tale om flere arter.

Vandhår udgør vegetationens dybdegrænse i Ravn Sø, idet der blev fundet tætte "måtter" af vandhår (*Cladophora* sp.) i dybdeintervallet 7,0-7,5 meter i delområde 5 og 6, hvor vandhår generelt har den største udbredelse og må betegnes som almindelig. Vandhår er registreret i alle delområder med undtagelse af delområderne 1 og 4, og findes typisk på lidt større dybder fra 2 meter og ud til vegetationens dybdegrænse, særligt i forbindelse med stenbund.

Strandbo er kun registreret i delområderne 7 og 9, hvor den gror fåtalligt på lavt vand (<1 meter) og i delområde 11, som udgør hovedudbredelsesområdet for Strandbo i Ravn Sø. Sammen med Kransnålalger og Børstebladet vandaks er Strandbo her registreret som almindeligt

forekommende på lavt vand.

Akstusindblad er repræsenteret med enkelte individer i delområderne 4, 6 og 9, og med en spredt forekomst omkring afløbet i delområde 1 og i dybdeintervallet 2-4 meter i delområde 11. Akstusindblad havde på undersøgelsestidspunktet rank vækst uden egentlig kronedannelse ved overfladen.

Høstvandstjerne er sammen med Kredsbladet vandranunkel det dominerende vegetationselement i Ravn Sø i 1993. Arten er almindeligt forekommende i alle delområder med undtagelse af delområde 8 og 9, og danner typisk tætte sammenhængende måtter på 2,5-3,0 meters dybde udenfor vandranunkelbæltet i de sydlige delområder.

Høstvandstjerne er registreret på både sandbund og dyndbund, og vokser i delområde 6 ud til dybdeintervallet 4,5-5,0 meter.

Hjertebladet vandaks findes fåtalligt i alle delområder med undtagelse af 5, 8, 9 og 10. Kun i delområde 6 og 11 er der sammenhængende områder med rankegrøde, hvor Hjertebladet vandaks er hyppig. Hovedudbredelsen ligger i dybdeintervallet 2,0-2,5 meter med den dybest registrerede observation i delområde 11 (2,5-3,0 meter).

Rørhinde er meget fåtallig i Ravn Sø i 1993 og er kun registreret i delområde 6 og 10, hvor den findes fåtalligt på lavt vand (0-1,0 meter).

Vandpest er meget fåtallig i Ravn Sø i 1993, men er dog registreret i 6 delområder (1, 3, 4, 6 og 10). Fore-

komsten er dog i alle delområder fåtallig.

Kruset vandaks er kun registreret i delområde 1, hvor der findes en mindre bestand i dybdeintervallet 0,5-1,0 meter.

Dybdegrænse

For vegetationen som helhed er dybdegrænsen bestemt til 7,25 meter (normaliseret vanddybde), idet der er registreret enkelte Kransnålalger og Vandhår i dybdeintervallet 7,0-7,5 i søens østlige ende (figur 45).

Blomsterplanter har en dybdegrænse på 6,25 meter, idet der i delområde 6 ved hjælp af bundskraber fandtes grønne eksemplarer af kredsbladet vandranunkel i dybdeintervallet 6,0-6,5 meter. Mere sammenhængende vegetation findes dog kun på dybder <5,5 meter. Kredsbladet vandranunkel udgør sammen med høstvands-tjerne den yderste dybdegrænse for mere sammenhængende vegetation af blomsterplanter, mens langskudsplanter som Akstusindblad og Hjertebladet vandaks findes på dybder op til 3-4 meter.

Dækningsgrad og plantefyldt volumen

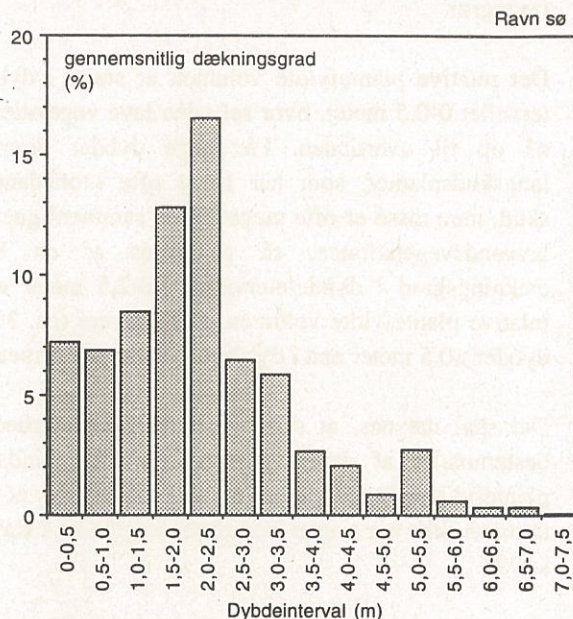
Vegetationens dækningsgrad er beregnet på baggrund af middeldækningsgraderne i de enkelte dybdeintervaller 0-0,5; 0,5-1,0....7,0-7,5 meter. Det plantedækkede areal kan opgøres til 34.137 m² svarende til en middeldækningsgrad i delområderne på 6,5% og for hele søen på 1,9% (figur 45).

Det plantedækkede areal kan på baggrund af vegetationens højde omsættes til plantefyldt volumen. Omregningen er behæftet med nogen usikkerhed, idet vegetationshøjden varierer meget, men det plantedækkede volumen kan med forbehold for denne usikkerhed opgøres til ca. 13.000 m³ svarende til kun 0,05% af det totale søvolumen.

Dækningsgrad og relativt plantefyldt volumen i de enkelte dybdeintervaller er vist i figur 45 og 46.

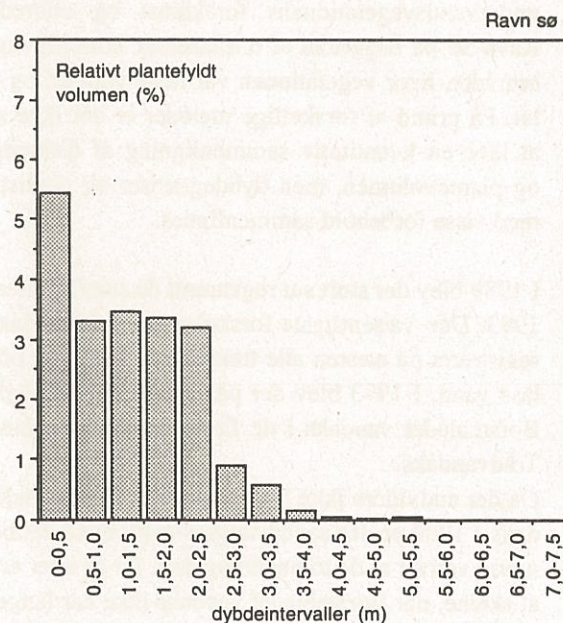
Den største dækningsgrad er registreret i dybdeintervallet 2,0-2,5 meter, hvor knap 17% af bunden er dækket af vegetation. I dette dybdeinterval må der således være de bedste betingelser for undervandsvegetation i Ravn Sø med en sigtddybde på ca. 4 meter i sommerperioden. Vegetationen består her af blomsterplanter med lange skud, som modtager tilstrækkelig meget lys uden at stå eksponeret i bølgeslagzonen.

Dybdegrænsen for undervandsvegetation (blomsterplanter) er i danske søer sammenfaldende med sommersigtddybden (Arresø-gruppen, 1989), og der er således



Figur 45.

Oversigt over den gennemsnitlige dækningsgrad i de enkelte dybdeintervaller i Ravn sø i 1993.



Figur 46.

Oversigt over det relative plantefyldte volumen i de enkelte dybdeintervaller i Ravn sø i 1993.

potentiale for udbredt vegetation ud til ca. 4 meter i Ravn Sø. Den forholdsvis lave dækningsgrad på dybder >2,5 meter kan skyldes for ringe lystilgang til bunden, dårlige substratforhold eller en kombination af disse to parametre, mens lav dækningsgrad på dybder <1,5 meter sandsynligvis kan henføres til vindeksponering (dårligt rodfæste) samt konkurrence om substrat og lys

fra tagrør.

Det relative plantefyldte volumen er størst i dybdeintervallet 0-0,5 meter, hvor selv den lave vegetation kan nå op til overfladen. På større dybder dominerer langskudsplanter, som har lange ofte kronedannende skud, men disse er ofte meget tynde sammenlignet med lavvandsvegetationen, så på trods af en højere dækningsgrad i dybdeintervallet 2,0-2,5 meter er det relative plantefyldte volumen endnu lavere (ca. 3%) på dybder >0,5 meter end i dybdeintervallet 0-0,5 meter.

Det skal nævnes, at der er betydelig usikkerhed ved bestemmelse af dækningsgrader og ikke mindst det plantefyldt volumen, men det må konkluderes, at vegetationen ikke har nogen kvantitativ betydning i Ravn Sø i 1993.

Status over undervandsvegetationen i Ravn Sø 1993

Sammenligning med tidligere undersøgelse

I 1989 blev der gennemført en undersøgelse af undervandsvegetationens forekomst og udbredelse i Ravn Sø på baggrund af 6 transekter, som blev udlagt i områder, hvor vegetationen var mest varieret og udviklet. På grund af forskellige metoder er det ikke muligt, at lave en kvantitativ sammenligning af dækningsgrad og plantevolumen, men dybdegrænser og artslistes kan med visse forbehold sammenlignes.

I 1989 blev der stort set registreret de samme arter som i 1993. Den væsentligste forskel er, at Trådvandaks blev registreret på næsten alle transekter i 1989, og oftest på lavt vand. I 1993 blev der på samme dybder registreret Børstebladet vandaks i de fleste delområder, men ikke Trådvandaks.

Da der endvidere ikke blev registreret Børstebladet vandaks i 1989 er der sandsynligvis tale om en fejlbestemmelse ved én af de to undersøgelser. De to arter er svære at skelne, når Børstebladet vandaks ikke har lange skud, men identifikationen af Børstebladet vandaks er meget sikker i 1993, og Trådvandaks findes næsten udelukkende i små rene søer med sandbund i det vestlige Danmark (Moeslund et al., 1990). Det er derfor mest sandsynligt, at Børstebladet vandaks fejlagtigt blev bestemt som Trådvandaks i 1989.

En almindelig art i Ravn Sø i 1993, Høstvandtjerne, blev ikke registreret i 1989, og arten må derfor enten være indvandret til søen eller have bredt sig ud i hele søen fra en mindre isoleret bestand.

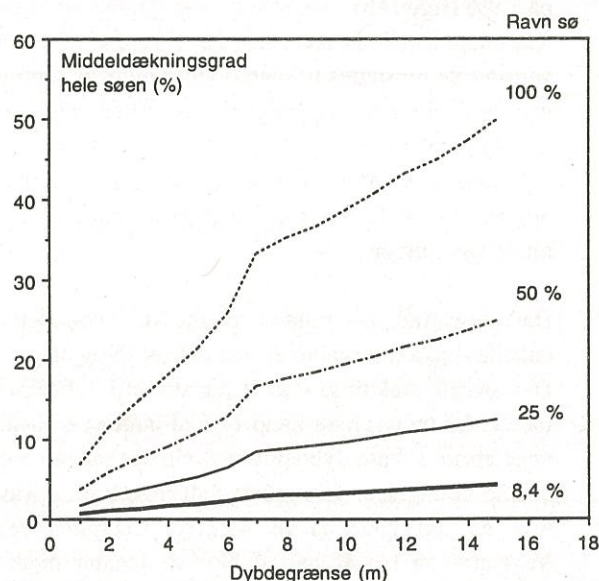
Høstvandtjerne har i mange år været sjælden i Dan-

mark, hvor den idag er klassificeret som sårbar (Løjtnant & Worsøe, 1993), men i de senere år er den dukket op på nye voksesteder, og den er antageligt i fremgang. I den mesotrofe Sunds Sø i Ringkjøbing amt, er der sket en lignende indvandring af Høstvandtjerne. I 1988 blev høstvandtjerne ikke registreret, men ved en lignende undersøgelse i 1993 var store dele af søen dækket af tætte sammenhængende bevoksninger af Høstvandtjerne på dyndbund (2-3 meters dybde), som var uden vegetation i 1988 (Ringkjøbing amtskommune, 1994). Den hurtige spredning i både Sunds Sø og Ravn Sø skyldes sandsynligvis artens store frøproduktion i kombination med et stort vegetativt spredningspotentiale.

Som i 1993 blev Kredsbladet vandranunkel fundet næsten overalt i søen og typisk sammen med Akstusindblad eller Hjertebladet vandaks.

Vandpest og kruset vandaks var imidlertid mere hyppige i 1989 end i 1993, og deres plads synes at være overtaget af Høstvandtjerne, især på dybder >1,5 meter. Strandbo fandtes som i 1993 meget fåtalligt langs søens sydvestlige bred.

I 1989 blev der fundet trådalger på dybder >4 meter, mens dybdegrænsen for blomsterplanter (Akstusindblad) blev fastsat til 3,8 meter, hvilket er ca. 1,5 meter mindre end den sammenlignelige dybdegrænse i 1993.



Figur 47.

Oversigt over vegetationens potentielle dækningsgrad i søen som funktion af dybdegrænsen og vegetationstætheden (dækningsgrad = 8,4 %, 25 %, 50 % og 100 %) i de enkelte dybdeintervaller.

Potentiel udbredelse af vegetation i Ravn Sø

Figur 47 viser en illustration af sammenhængen mellem vegetationens dybdegrænse og vegetationens potentielle dækningsgrad i hele søen ved forskellige middeldækningsgrader i de enkelte dybdeintervaller. Dækningsgraderne 100%, 50% og 25% er teoretiske værdier beregnet på baggrund af arealhypsografen for Ravn Sø. 8,4%-kurven er et gennemsnit af den målte dækningsgrad i dybdeintervallet 0-4 meter, idet det vides, at størstedelen af vegetationens dybdegrænse er på niveau med sommersigtdybden, som er ca. 4 meter i Ravn Sø i 1993.

Den potentielle dækningsgrad ved en dybdegrænse fra 4-15 meter er beregnet ved at tage 8,4% af delarealerne i de enkelte dybdeintervaller. Det ses, at der med den nuværende dækningsgrad på 8,4% ikke vil kunne være vegetation på mere end højst 5% af hele søens areal, selvom dybdegrænsen blev udvidet til en urealistisk værdi på 15m.

En forbedring af dybdegrænsen til f.eks. 7 meter i kraft af en bedre sommersigtdybde ville kun øge søens vegetationsdækkede areal fra ca. 2% til 2,5%. En markant forbedring af middeldækningsgraden vil kræve, at dækningsgraden i de enkelte dybdeintervaller øges fra 8,4% til 50% eller 100%, og det er således i høj grad de fysiske forhold som substrat og vindpåvirkning, der afgør størrelsen af det vegetationsdækkede areal i hele søen.

Landbrug og skovbrug i 1993

Landbruget i Ravn sø 1993 var præget af en fortsat udvikling i retning af mere specialisering og øget produktivitet. De fleste landmænd havde investeret i ny masker og udstyr, hvilket havde resulteret i en hurtig afslutning af høsten. Skovbruget var også i fuld gang, og mange skovmænd havde påbegyndt deres vinterarbejde. I alt var der blevet høstet omkring 12.000 tons korn og 1.500 tons skovtræ. De økonomiske forhold var gode, og landmændene var optimistiske om fremtiden. Der var dog stadig nogle problemer, som de skulle tage sig af, herunder tørke og sygdomme i skoven. Men i alt var det et godt år for landbruget og skovbruget i Ravn sø.

Udviklingen i Ravn sø

Udvikling i spildevandsforholdene

Belastningen af Ravn sø er igennem tiden sket fra de mindre bysamfund, der ligger i oplandet, den spredte bebyggelse, fra de dyrkede jorde og fra ulovlige landbrugsudledninger.

Der er ikke nogen større byer i oplandet. Sammenlignet med andre søer har spildevandstilførslen til Ravn sø derfor været beskednen. Ikke desto mindre har der været en så stor tilførsel af fosfor til søen, at den idag befinder sig i en tilstand temmeligt langt fra den naturlige.

I tabel 13 er udledningen af fosfor fra de enkelte bysamfund angivet.

Der er angivet de mængder, der kom/ville komme fra byerne, dels hvis der ikke skete nogen form for rensning og dels hvis der skete en mekanisk rensning i alle byerne. Dernæst er angivet de faktiske udledninger fra byernes rensningsanlæg i de år, hvor der skete den ene eller anden form for reduktion i tilledningen af fosfor til Ravn sø.

Fra 1974 til 1979 er de præsenterede data beregnede værdier beregnet på baggrund af antal personer og typen af rensning i de enkelte byer. Fra 1985 er der tale om egentligt målte værdier.

I tabel 14 er de forskellige tiltag, der er sket i søens opland, hvad angår punktkilderne, skitseret i en mere oversigtelig form.

Før 1970 blev der ledt urensset spildevand til Hylte bæk

fra Ballen, til Høver bæk fra Høver og til Knud å fra Hårby.

Knud å fik også tilført mekanisk rensset spildevand fra Søballe, ligesom Jaungyde bæk blev tilført mekanisk rensset spildevand fra Jaungyde rensningsanlæg og urensset spildevand fra Nr. Vissing via Nr. Vissing bæk.

I 1974 blev der bygget et mekanisk/biologisk rensningsanlæg i Ballen. I 1975 blev dette anlæg, som det første i Danmark i øvrigt, udbygget med kemisk rensning og samme år blev spildevandet fra Nr. Vissing tilkoblet.

I 1976 blev spildevandet fra Høver afskåret ud af oplandet til Galten rensningsanlæg

På figur 48 er udviklingen i fosfortilførslen via spildevand til Ravn sø præsenteret. På figuren er angivet den udledte fosformængde pr. år gennem perioden. Endvidere er henholdsvis den fosformængde, der er fjernet ved kemisk rensning, afskæring fra oplandet eller fjernet ved biologisk/kemisk rensning vist.

Det er en kraftig reduktion i tilledningen af fosfor til Ravn sø via spildevand fra kloakerede områder, som er sket i løbet af 1970'erne.

I starten af tiåret var udledningen i størrelsesordenen 1200 kg om året. Omkring 1980 var denne udledning til Ravn sø reduceret med omkring 800 kg til ca. 400 kg fosfor om året.

Indførelse af kemisk fosforfjernelse på Ballen rensningsanlæg og afskæringen af spildevandet fra Nr. Vissing hertil medførte en væsentlig reduktion i fosfortil-

Rensningsanlæg	P.E.	Anlægstype (før 1973)	Urenset (kg P/år)	Mek. rensning (kg P/år)	Før 1974 (kg P/år)	1974 (kg P/år)	1975 (kg P/år)	1976 (kg P/år)	1979 (kg P/år)	1985 (kg P/år)	1991 (kg P/år)	1992 (kg P/år)	1993 (kg P/år)
Ballen + Venge	100	ingen rensning	150	120	150	105	15	12	12	59	34	25	40
Nr. Vissing	300	ingen rensning	450	360	450	450	45	36	36	0	0	0	0
Hårby	61	ingen rensning	91,5	73,2	73,2	73,2	73,2	73,2	0	0	0	0	0
Hårby skole	21	ingen rensning	31,5	25,2	25,2	25,2	25,2	25,2	25,2	25,2	0	0	0
Jaungyde	120	mek. rensning	180	144	144	144	144	144	144	55	22	38	61
Søballe	110	mek. rensning	165	132	132	132	132	132	132	128	128	116	0
Høver	150	ingen rensning	225	180	225	180	180	0	0	0	0	0	0
Ialt	862		1293	1034,4	1199,4	1109,4	614,4	422,4	349,2	267,2	184	179	101

Tabel 13.

Udledningen af fosfor fra rensningsanlæggene i oplandet til Ravn sø. I en situation uden rensning, med mekanisk rensning og i de år fra 1974 til 1993, hvor der er sket reduktioner i den samlede fosfortilførsel til Ravn sø.

førslen.

I de sidste ti år, hvor spildevandet fra Hårby er afskåret ud af Ravn sø's opland og hvor spildevandet fra Søballe nu bliver kemisk rensset i Ballen rensningsanlæg, er de sidste større spildevandskilder fjernet.

Tilbage er nu kun fosforudledningen fra Jaungyde, som i 1993 beløb sig til 61 kg. Det er ikke i sig selv en voldsom fosformængde men i betragtning af, at spildevandet i den resterende del af Ravn sø's opland nu bliver effektivt rensset, burde der ske en tilsvarende rensning fra Jaungyde.

Til Ravn sø ledes der nu kun spildevand fra to rensningsanlæg. Ballen rensningsanlæg hvortil 520 P.E. er tilkoblet udledte i 1993 40 kg fosfor. Det svarede til en rensgrad på 92 % af den fosfor, som blev tilført rensningsanlægget.

I Jaungyde, hvor der er tilkoblet ca. 100 P.E., blev der udledt 61 kg fosfor i 1993. Her var der en fosforfjernelse på bare 6 %.

Som det mest åbenbare tiltag til en yderligere reduktion i fosfortilførslen til Ravn sø, burde udledningen af fosfor fra Jaungyde rensningsanlæg derfor reduceres væsentligt.

Som det bliver gennemgået i nærværende rapport, er de samlede fosfortilførsler og fosforkoncentrationen i søen efterhånden så små, at forudsætningerne for en ændring i søens tilstand er til stede. Derfor vil enhver yderligere reduktion i tilledningen af fosfor være yderst gavnlige for søens tilstand.

Udviklingen i Ravn sø

På baggrund af den historiske udvikling angående spildevandsforholdene, de kemiske målinger i Ravn sø gennem tiderne og de sedimentundersøgelser, der er foretaget i Ravn sø, vil der i det følgende blive gennemgået forskellige eksempler på, hvordan tilstanden i Ravn sø ville være i dag og fremover under forskellige belastningsforhold.

I tabel 15 er opstillet nogle forskellige eksempler på, hvordan tilstanden i Ravn sø ville være ved forskellig grad af ekstern belastning.

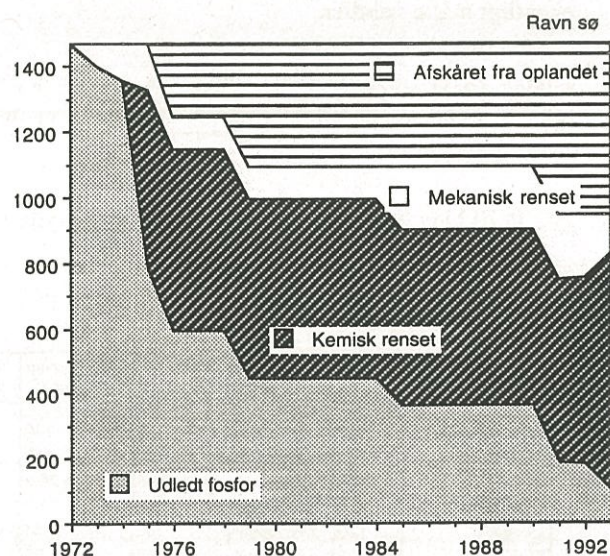
Søkoncentrationerne for eksemplerne med urensset og mekanisk rensset spildevand er foretaget vha. Vollenweider, 1976.

De to eksempler med lille belastning er beregnet ved simpel aflæsning på figur 29 side 43. Det viser sig nemlig, at Vollenweider (1976), som udtrykker sammenhængen i lavvandede søer, ikke stemmer særligt godt i Ravn

Før 1970	Urenset eller mekanisk rensset spildevand tilledes fra	Ballen Hårby Nr. Vissing Jaungyde Søballe Høver
	Dambrug v. Venge bæk	
1974	Mekanisk-biologisk rensning på Ballen rensningsanlæg	
1975	Indførelse af kemisk rensning på Ballen rensningsanlæg	
1975	Spildevandet fra Nr. Vissing afskæres til Ballen rensningsanlæg	
1976	Spildevandet fra Høver afskæres til Galten rensningsanlæg	
1979	Spildevandet fra Hårby afskæres til Skanderborg Centralrensningsanlæg	
1985	Jaungyde rensningsanlæg tilføjes rodzoneanlæg	
1991	Spildevandet fra Hårby, syd afskæres til Skanderborg Centralrensningsanlæg	
1992	Spildevandet fra Søballe afskæres til Ballen rensningsanlæg	

Tabel 14.

Oversigt over de tiltag der er sket til reduktion af fosforudledningen fra rensningsanlæg i Ravn sø's opland.



Figur 48.

Oversigt over mængden af fosfor, som er afskåret fra oplandet, som er fjernet ved mekanisk rensning, som er fjernet ved kemisk rensning og som er udledt til Ravn sø fra 1972 til 1993.

sø.

Sammenhængen mellem fosforkoncentrationen i søen og sigtddybden er fundet ud fra Kristensen et al. (1990).

I tabellen er der som nævnt angivet en situation, hvor der ikke skete nogen form for rensning af spildevandet fra de kloakerede områder i oplandet og en situation med mekanisk rensning.

Dernæst er de målte transporter, vandføringsvægtede gennemsnitskoncentrationer, beregnede og målte fosforkoncentrationer i søen samt beregnede og målte sigtddybder i søen angivet i måleårene fra 1978 til 1993. Til slut er også gennemgået to eksempler med minimal belastning.

Et eksempel, hvor der er sket den bedst mulige fosfortilbageholdelse i oplandet. Det er i denne situation antaget, at al spildevand er blevet kemisk rensset, at tilførslen af fosfor fra den spredte bebyggelse er blevet halveret i forhold til 1993-niveauet og at der er sket en reduktion på 33 % af fosforbidraget fra de dyrkede jorde.

Og et eksempel uden menneskelig påvirkning i oplandet.

Ravn sø uden menneskelig påvirkning

Da Ravn sø endnu ikke var påvirket af menneskelig aktivitet, var den vandføringsvægtede indløbskoncentration omkring 30 µg P/l. Dette niveau er rimeligt vel-dokumenteret ud fra målinger i kilder i Det Midtjyske Søhøjland. En sådan indløbskoncentration ville resultere

i en fosfortilførsel til søen på omkring 3 - 400 kg om året.

Ude i søen ville fosforkoncentrationen være 8 - 10 µg P/l og sigtddybden i sommermånederne ville være mere end 9 m som et gennemsnit (tabel 15).

Søen var altså meget klarvandet og havde uden tvivl et rig og varieret dyre- og planteliv.

Normalt antages det, at undervandsvegetationen kan vokse ud til en dybde, der nogenlunde svarer til middel-sigtddybden i sommermånederne. Ved vegetationsundersøgelsen i 1993 blev der imidlertid fundet vegetation ud på større dybder end de 3 m, som var den gennemsnitlige sommersigtddybde i 1993. Det er derfor rimeligt at antage, at der voksede vegetation på endnu større dybder end de 9 m tilbage i tiden. Der har sandsynligvis været undervandsvegetation på dybder ud til 10 - 15 m.

Der foreligger ikke registreringer af vandkvalitet mv. fra Ravn sø i årene før 1970. Derfor kan forholdene ikke beskrives ud fra konkrete målinger men kun ud fra et kendskab til spildevandsforholdene samt analyser af sedimentet, som jo giver information om søens historiske forhold.

Sedimentundersøgelser i Ravn sø i 1991 viste et fosforindhold i 30 - 50 cm's dybde på to stationer, hvor der er en forholdsvis lille sedimentation på omkring 1 mg P/g TS. I overfladesedimentet var fosforindholdet omkring

	P tilførsel ton P/år	P tilførsel (g P/m ² /år)	P(i) beregnet	P(i) målt	P(sø) beregnet	P(sø) målt	Sigtddybde beregnet	målt-som.	målt - år
Urenset	4,60	2,53	0,418		0,167		1,5		
Mekanisk rensning	4,30	2,36	0,391		0,156		1,5		
1978	3,70	2,03		0,239		0,041	3,5	2,4	3,0
1983	2,88	1,58		0,242		0,053	3,0	2,9	3,1
1989	1,42	0,78		0,160		0,038	3,6	3,8	3,8
1990	1,92	1,05		0,120		0,038	3,6	3,0	3,3
1991	1,57	0,86		0,132		0,034	3,9	3,4	3,4
1992	1,28	0,70		0,115		0,033	3,9	3,1	3,4
1993	1,33	0,73		0,106		0,029	4,3	3,1	3,5
Mindst mulig påvirkning	1,06	0,58	0,088		0,025		4,7		
Ingen menneskelig påvirkn.	0,36	0,20	0,030		0,008		9,4		

Tabel 15.

Oversigt over fosfortilførslen til Ravn sø i ton P/år og i g P/m²/år, den beregnede vandføringsvægtede indløbskoncentration, den beregnede og målte søkoncentration og den beregnede og målte sigtddybde i en situation uden rensning af spildevandet, med mekanisk rensning af spildevandet, for de enkelte måleår, ved den bedst mulige rensning i oplandet og endeligt i en situation uden menneskelig påvirkning.

4 mg P/g TS.

Antager man, at sedimentationsforholdene er de samme og at fosforindholdet i forhold til tørstofindholdet i det sedimenterede stof relativt er det samme igennem tiden, var fosforkoncentrationen i søvandet altså omkring en tredjedel af det nuværende niveau, hvilket vil sige 10 - 15 $\mu\text{g P/l}$.

Bedømt ud fra fosforindholdet i det upåvirkede sediment er resultatet altså også, at fosforkoncentrationen i søvandet oprindeligt har været omkring 10 $\mu\text{g P/l}$.

Før 1970

Ud fra sedimentanalyserne kan man se, at påvirkningen af Ravn sø er startet forholdsvis tidligt.

På de to stationer, hvor der ikke er nogen væsentlig sedimentation, er der et forhøjet fosforindhold i 10 - 20 cm's dybde.

Antager man, at der på disse stationer har været en sedimentation på 3 mm om året, er dette lag følgelig omkring 50 år gammelt og påvirkningen af Ravn sø er dermed startet for mere end 50 år siden. Reelt er påvirkningen af søen startet i det øjeblik, hvor en opdyrkning i oplandet begyndte.

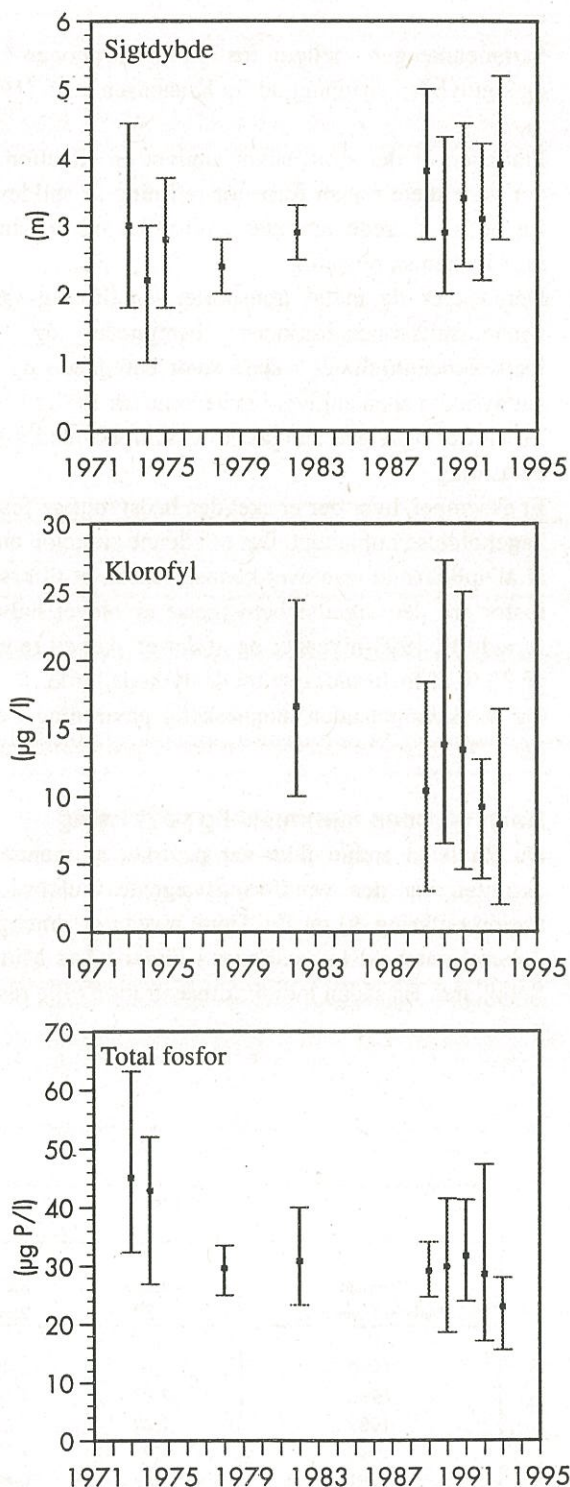
For 50 år siden var det kun de større bysamfund, der havde fælleskloakering. I de mindre byer, som ligger i oplandet til Ravn sø, var der endnu ikke kloakeret. Dette gav nogle forureningsmæssige og hygiejniske problemer i nærmiljøet omkring de små byer. For Ravn sø var denne situation imidlertid udmærket, idet spildevandet fra oplandet kun i mindre mængder nåede frem til søen. Kloakeringen i 1950'erne og 1960'erne i de små bysamfund medførte forbedrede miljøforhold i og omkring de små byer. Men samtidigt steg spildevandstilførslen til Ravn sø væsentlig og da der enten ingen rensning skete eller højest skete en mekanisk rensning af spildevandet, blev forholdene i Ravn sø væsentligt forringet.

I kraft af at det kun er små byer, der er i oplandet, har tilførelsen af næringsstoffer dog været væsentlig mindre, end den tilførsel, der har været, til andre lignende søer. Ravn sø tilhører derfor, selvom den er forurenet, stadig gruppen af forholdsvis rene søer i Danmark.

Forholdene i Ravn sø blev i løbet af 1950-60'erne gradvist dårligere.

I starten af halvfjerdserne var fosforindhold og sigtddybde derfor langt fra den naturlige tilstand i søen.

Det må antages, at niveauet i begyndelsen af 1970'erne beskriver den udvikling, som søen har været igennem i den foreliggende 10 årige periode - altså den periode, hvor de største spildevandstilførsninger er sket.



Figur 49.

Sommersgennemsnittet for sigtddybden (øverst), klorofylkoncentrationen (i midten) og total fosforkoncentrationen (nederst) - med angivelse af spredningen omkring middelværdien - i Ravn sø i måleårene fra 1973 til 1993.

I 1972-1974 havde søen et fosforniveau på 50-70 $\mu\text{g P/l}$ i sommermånederne og den gennemsnitlige sommersigt dybde var mellem 2 og 3 meter.

Kvælstofniveauet før 1970 må antages at have været lavere end i 70'erne.

Bedømt ud fra kvælstofniveauet i midten af 1970'erne, var niveauet før 1970 omkring 3 mg N/l. Da den tilførte kvælstof dengang som nu hovedsageligt stammede fra de dyrkede jorde, fortæller det lavere kvælstofniveau i søen, at der altså var en mindre tilførsel af kvælstof fra de dyrkede jorde på dette tidspunkt. En større denitrifikation kan også have bidraget, fordi algeproduktionen på det tidspunkt var større.

1970 - 1980

I løbet af 1970'erne blev der indført først biologisk og siden kemisk rensning på Ballen rensningsanlæg. Hertil blev spildevandet fra Ballen, Nr. Vissing og Veng ledt. Endvidere blev spildevandet fra Høver og den største del af Hårby ført ud af Ravn sø's opland til henholdsvis Galten rensningsanlæg og Skanderborg Centralrensningsanlæg.

Herved blev spildevandsbelastningen til Ravn sø væsentligt reduceret.

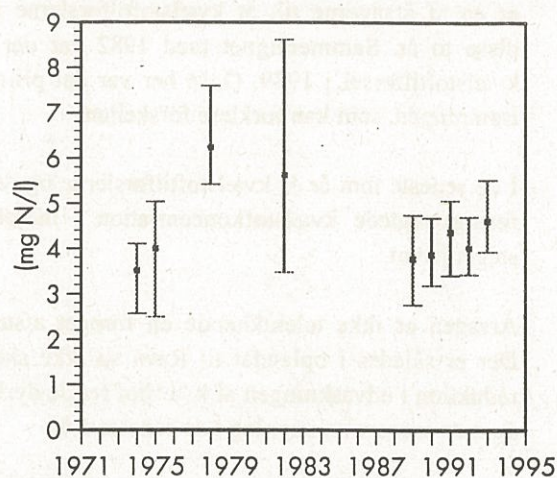
Forholdene i søen ændrede sig dog ikke. Dels fordi de store vandmasser i Ravn sø naturligvis gør, at ændringer i oplandet kun langsomt registreres i søen og dels fordi søen primært pga. spildevandstilførslerne var bragt ud af ligevægt og derfor havde en intern fosforbelastning.

Den gennemsnitlige sommersigt dybde var i 1978 2,4 m. Lysforholdene var dermed uændrede siden starten af årtiet. I 1978 var der et relativt lille indhold af fosfor, men da niveauet var steget fire år senere ved den næste undersøgelse i søen, selvom de eksterne tilførsler i de fire år var yderligere reduceret, må denne reduktion betragtes som en naturlig år til år variation.

Kvælstofniveauet i 1978 var fordoblet sammenlignet med niveauet i starten af 1970'erne. Også i 1982 var der et væsentligt højere kvælstofindhold og selvom de højere koncentrationer til dels skyldes, at de pågældende to år var forholdsvis våde, kan den større tilførsel af kvælstof ikke udelukkende forklares ud fra en øget afstrømning fra oplandet.

Kvælstof/fosfor-forholdet ændrede sig dermed væsentligt fra slutningen af 60'erne til slutningen af 70'erne.

Det er i dette årti, at søen's dyre- og planteliv ændrede sig.



Figur 50.

Sommergennemsnittet for total kvælstof i Ravn sø i måleårene fra 1973 til 1993 med angivelse af spredningen omkring middelværdien.

På grund af de store fosfortilførsler havde søen nu været udsat for en stor fosforbelastning i en længere periode. Dermed blev forholdene dårligere for dyr og planter. Undervandsvegetationens dybdegrænse blev reduceret og fiskebestanden har givetvis ændret sig som et respons på den forringelse, der skete i lysforholdene.

Om kring 1980.

I starten af årtiet blev der gjort en ekstra indsats for at bringe de ulovlige landbrugsudledninger til ophør. Herved blev forholdene i de mindre vandløb forbedrede, men også næringsstofftilførslen til Ravn sø blev mindre.

I 1985 blev det mekaniske rensningsanlæg i Jaungyde udbygget med et rodzoneanlæg, men anlægget har endnu ikke givet en tilfredsstillende rensning.

Som følge af den reducerede næringsstofftilførsel blev forholdene i Ravn sø gradvist bedre i løbet af 1980'erne. I 1989 og 1990 var der således en gennemsnitlig sommersigt dybde på henholdsvis 3,8 og 3,0 m og et fosforindhold på 30 $\mu\text{g P/l}$.

Forholdene var i dette årti påvirket af de store fosfortilførsler i 1960'erne og 1970'erne og der begyndte således at være en væsentlig fosforfrigivelse fra sedimentet i sensommeren og efteråret.

Kvælstofftilførslen til søen er imodsætning til fosfortilførslen steget i de senere år.

Tilførslen er i højere grad end fosfortilførslen reguleret af den vandmængde, som strømmer til søen.

Måleårene 1978 og 1982 var temmeligt våde år og det

er en af årsagerne til, at kvælstoftilførslerne var høje disse to år. Sammenlignet med 1982 var der en lille kvælstoftilførsel i 1989. Også her var det primært afstrømningen, som kan forklare forskellen.

I de seneste fem år er kvælstoftilførslerne og den vandføringsvægtede kvælstofkoncentration i indløbsvandet steget jævnt.

Årsagen er ikke udelukkende en forøget afstrømning. Der er således i oplandet til Ravn sø ikke sket nogen reduktion i udvaskningen af kvælstof fra de dyrkede jorde men snarere en stigning i de seneste 5 år.

Den manglende reduktion i den arealkorrigerede afstrømning er ikke enestående for oplandet til Ravn sø. Der er således ikke registreret nogen reduktion i arealafstrømningen efter Vandmiljøplanen. Tværtimod har der været en tendens til stigning i kvælstofafstrømningen i de seneste 6 år (Svendsen et al., 1993).

1990 og fremover

Det er som om, at 1993 adskiller sig fra de foregående år. Sigtedybden er ganske vist ikke blevet markant forbedret i forhold til de foregående år, men det gennemsnitlige indhold af klorofyl og algebiomasse har som tidligere beskrevet en tendens til reduktion. En medvirkende årsag til denne antagelse er, at fytoplanktonsammensætningen nu ser ud til at være under forandring til mere mesotrofe arter.

Bedømt ud fra vegetationundersøgelserne i 1989 og igen i 1993 er der sket en markant ændring i undervandsvegetationens udbredelse. Både hvad angår dybdegrænse såvel som dækningsgrad. Er den forøgede plantevækst udtryk for en forbedret tilstand, er søen på rette vej nærmere en uforurennet tilstand.

Et større vegetationsdække er af stor vigtighed for livet i søen. Det er påvist, at der er en signifikant reduktion i indholdet af suspenderet stof i søen. Da det kun er en mindre del af det suspenderede stof, som udgøres af alger, må resuspensionen fra sedimentet være blevet mindre. Selvom man umiddelbart ikke skulle tro, at resuspension har en væsentlig indflydelse i en dyb sø som Ravn sø.

Her kan den øgede vegetationsdækning have en betydning. Der var således i 1993 en meget udbredt vegetation fra 1,0 - 2,5 m's dybde i modsætning til situationen i 1989.

På disse dybder sker der sandsynligvis normalt en betydelig resuspension, som pga. plantedækket altså nu er blevet reduceret.

I 1993 var der en fosfortilførsel på ca. 1,3 ton. Det synes realistisk, at der kan ske en reduktion af fosfortilførslen på omkring 300 kg, hvis der sker en yderligere rensning på Jaungyde rensningsanlæg, fosforbidraget fra den spredte bebyggelse bliver halveret og landbrugsbidraget bliver reduceret med 33 %.

En sådan situation vil medføre en fosforkoncentration i søen på ca. 25 µg P/l og en gennemsnitlig sigtddybde i sommermånederne på omkring 4 - 5 m.

Under sådanne omstændigheder vil der være skabt gode forudsætninger for, at den udvikling, som i 1993 kan anes, vil fortsætte og søen komme ind i en stabil og efter danske forhold meget ren tilstand.

Det er beskrevet, at iltforholdene ikke har ændret sig væsentligt i søen i de senere år på trods af en reduceret belastning fra oplandet og en mindre omsætning ved bunden.

Det må dog anses for sandsynligt, at den periode, hvor der er iltfrit i bundvandet, vil blive mindre, når søen igen er i ligevægt. Der vil altid være en periode med iltfrie forhold ved bunden, men i stedet for en periode på 5 måneder som i 1993 vil der måske kun være tale om en 3-måneders periode fremover. Herved vil bundfaunaen have væsentligt større muligheder for at leve på dybere vand, end den har i dag.

Som nævnt er der en tendens til et øget vegetationsdække i Ravn sø. På grund af søens store dybder og volumen og de stejle bredder er det kun være på en begrænset del af søbunden, at der er mulighed for undervandsvegetation.

Det er i rapporten beregnet, at der ved en dækningsgrad på 50 % i de vegetationsdækkede områder og under forhold, hvor vegetationen vil vokse ud til 10 m's dybde, vil være tale om en dækningsgrad på ca. 20 % i forhold til hele søens areal.

Det er altså en relativt mindre del af Ravn sø, som også i en meget lidt påvirket tilstand vil være dækket af planter.

Ikke desto mindre vil en sådan dækningsgrad have meget stor betydning for Ravn sø og skabe forudsætninger for et overordentligt rigt og varieret liv i søen.

Referencer

- Andersen, J.M. (1974) : Nitrogen and phosphorus budgets and the role of sediments in six shallow Danish lakes. - Arch Hydrobiol. 74, 528-50.
- Andersen, J.M. (1975) : Influence of pH on the release of phosphorus from lake sediments. Arch. Hydrobiol. 76, 411-19.
- Andersen, J.M. (1977a) : Rates of denitrification of undisturbed sediment from six lakes as a function of nitrate concentration, oxygen and temperature. - Arch. Hydrobiol. 80, 147-59.
- Andersen, J.M. (1977b) : Importance of the denitrification process for the rate of degradation of organic matter in lake sediments. Proc. Internat. symp. Amsterdam, 1976: Interactions between sediments and fresh water. The Hague 1977, 357-62.
- Einsle, U. (1993) : Süßgewasserfauna von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Færgemann, H & Petersen, A (1992) : Dynamisk stofbalancemodell for kvælstofkredsløbet i søer. DTH. Laboratoriet for Økologi og Miljølære.
- Flössner, D. (1972) : Krebstiere, Crustacea, Kiemen - und Blattfüßer, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura. Die Tierwelt Deutschlands. 60 Teil.
- Gudenåundersøgelsen (1973-75) : Rapporter udgivet af Gudenåudvalget. Udarbejdet af VKI (1975a, b, c).
- Gudenåundersøgelsen, (1975) : Kartering af rørsump- og flydebladsvegetation i udvalgte søer i Gudenåsystemet. Gudenåundersøgelsen 1974-75. Rapport nr. 26.
- Hansen, A.-M., E. Jeppesen, S. Bosselmann og P. Andersen (1990) : Zooplanktonundersøgelser i søer - metoder: Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser og Miljøstyrelsen, 1990.
- Jacobsen, O.S. (1977) : Sorption of phosphate by Danish lake sediments. - Vatten 33, 290-98.
- Jensen, H.S. & Andersen F.Ø. (1990) : Fosforbelastning i lavvandede, eutrofe søer. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, C4. 96 pp.
- Jeppesen, E., E. Mortensen, M. Søndergaard. A.M. Hansen og J.P. Jensen (1991) : Dyreplanktonet som miljøindikator. Vand og Miljø 8: 394-398.
- Kiefer, F og G. Freyer (1978) : Das zooplankton der Binnengewässer. Die Binnengewässer Band XXVI, 2. Teil.
- Kristensen et al. (1990a) : Ferske vandområder - vandløb, kilder og søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser, 1990. 130 pp. - Faglig rapport fra Kristensen et al. nr 5.
- Kristensen et al. (1990b) : Prøvetagning og analysemetoder i søer - teknisk anvisning: Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser, 1990: 27 sider.
- Kristensen, P., J.P. Jensen og E. Jeppesen (1990c) : Slutrapport for NPo-forskningsprojekt C9: Eutrofieringsmodeller for søer. NPo-projekt 4.5. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen: 120 sider.
- Kristensen et al. (1991): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1990. Danmarks Miljøundersøgelser, 1991. 104 sider + bilag. Faglig rapport nr. 38.
- Maragritora, F.G. (1985) : Fauna D'Italia, Cladocera. Ediziono Calderini Bologna.
- McCauley, E. (1984) : The Estimation of the Abundance and Biomass of zooplankton in samples. Fra : A Manual on methods for the Assessment of Secondary Productivity in Freshwater ; IBP Handbook 17, 2nd edition. (Ed. J.A. Dowing & F.H. Riegler). Blackwell Scientific Publications pp. 228-265.
- Moeslund et al., (1993) : Vegetationsundersøgelser i søer. Metoder til anvendelse i søer i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser. 45 s - Teknisk anvisning fra DMU nr. 6.
- Mortensen, E., H.J. Jensen, J.P. Müller & M. Timmermann (1990): Fiskeundersøgelser i søer. Undersøgelserprogram fiskeredskaber og metoder. Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser, 1990. 57 s. Teknisk anvisning fra DMU, nr. 3.

- Olrik, K. (1990) : Planteplanktonsamfund i danske søer.
- Olrik, K. (1991) : Vejledning i phytoplanktonbedømmelse, del I, Metoder. Rapport til Miljøstyrelsen.
- Pontin, R. M. (1978) : A key to British Freshwater Planctonic Rotifera. Freshwater Biological Association.
- Rebsdorf, Aa., M. Søndergaard og N. Thyssen (1988) : Overvågningsprogram. Vand- og sedimentanalyser i ferskvand. Særlige kemiske analyse- og beregningsmetoder. - Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium 1988: 59 sider. Teknisk rapport nr. 21. Publ. nr. 98.
- Reynolds, C.S. (1984) : The ecology of freshwater phytoplankton.
- Rosen, Göran (1981) : Tusen sjöar, Växtplanktons miljökrav.
- Ruttner-Kolisko, A. (1974) : Planctonic Rotifers biology and taxonomy. Die binnengewässer vol. XXVI/1 supplement.
- Scourfield, J.S.O. & J.P. Harding (1966) : A key to British Freshwater Cladocera. Freshwater Biological Association. No. 18.
- Svendsen et al. (1993) : Ferske vandområder - Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1992. Danmarks Miljøundersøgelser. 142 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 88.
- Voigt, M. & W. Köste (1978) : Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Gebrüder Borntraeger. Berlin, Stuttgart.
- Vollenweider, R.A. (1976) : Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 33 :53 - 83.
- Windolf, J. et al., (1993) : Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1992. Danmarks Miljøundersøgelser. 130 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 90:
- Århus Amt (1979) : Ravn sø og tilløb til Ravn sø, 1978. Teknisk rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.
- Århus Amt (1985) : Knud sø, Ravn sø og Knud Å, 1981-83. Teknisk rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.
- Århus Amt (1989) : Fisk i Ravn sø, 1988. Teknisk rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.
- Århus Amt (1990) : Ravn sø 1989. Teknisk rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.
- Århus Amt (1990) : Recipientkvalitetsplan 1990. Bind I - Vandløb, søer og kystvande. Miljøkontoret, Århus Amt.
- Århus Amt (1991) : Ravn sø 1990. Teknisk rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.
- Århus Amt (1992) : Ravn sø 1991. Teknisk rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.
- Århus Amt (1993) : Fisk i Ravn sø, 1992. Teknisk rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.
- Århus Amt (1993) : Ravn sø 1992. Data rapport, Miljøkontoret, Århus Amt.
- Århus Amt (1993) : Recipientkvalitetsplan 1993. Ændringer og tilføjelser til Recipientkvalitetsplan 1989. Natur- & Miljøkontoret, Århus Amt.