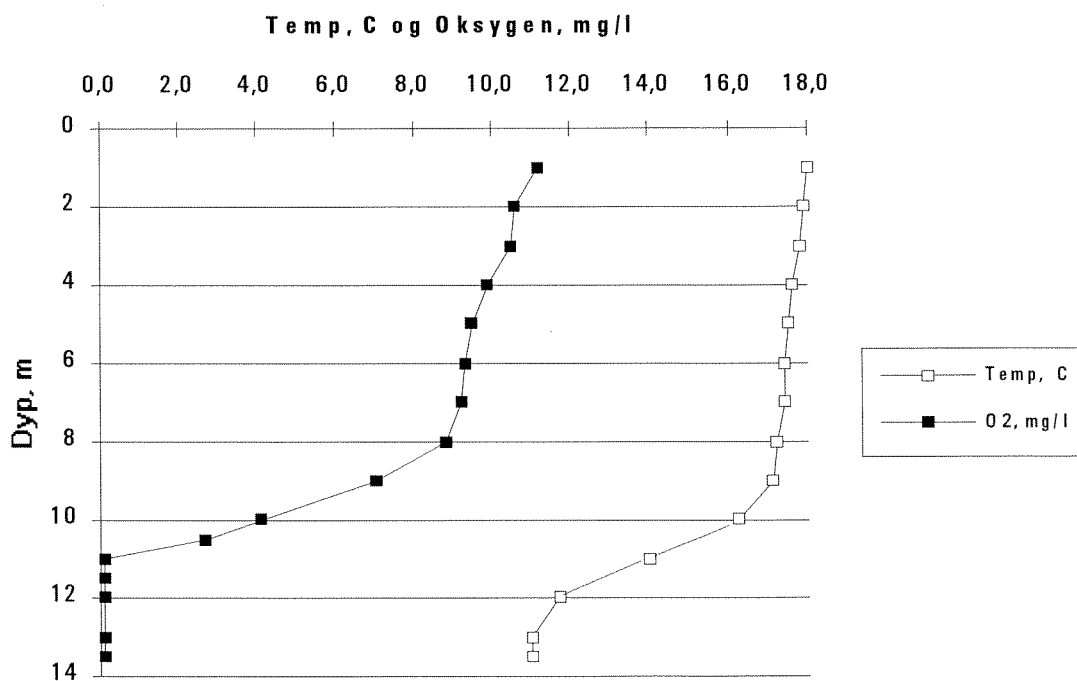





O-92064 E-92426

Restaurering av Borrevannet

Tiltaksorientert overvåking av Borrevannet
og tilførselsbekker 1992



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
0-92064	
E-92426	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2858	FRI

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 69, Korsvoll	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0808 Oslo 8	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47 2) 18 51 00	Telefon (47 41) 43 033	Telefon (47 65) 76 752	Telefon (47 5) 32 56 40	Telefon (47 83) 85 280
Telefax (47 2) 18 52 00	Telefax (47 41) 44 513	Telefax (47 65) 76 653	Telefax (47 5) 32 88 33	Telefax (47 83) 80 509

Rapportens tittel: RESTAURERING AV BORREVANNET Tiltaksorientert overvåking av Borrevannet og tilførselsbekker 1992.	Dato: Trykket: 9. mars 1993 NIVA 1993
	Faggruppe: Vannressursforvaltning Landbruksforurensninger Eutrofi, ferskvann
Forfatter(e): Jon Lasse Bratli Pål Brettum	Geografisk område: Borre kommune, Vestfold
	Antall sider: Opplag: 49 60

Oppdragsgiver: Borre kommune, Statens tilsynsinstitusjoner i landbruket (STIL), NIVA	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
---	----------------------------------


Ekstrakt: Borrevannet, en eutrof innsjø i Borre kommune, Vestfold, har gjennom flere tiår hatt en for stor tilførsel av næringssalter. Dette har gitt seg utslag et stort algeinnhold, tildels med vannblomst av blågrønnalger. I 1992 er det ikke registrert slik vannblomst, men allikevel så høye algekonsentrasjoner at innsjøen klassifiseres som "ikke egnet" som råvannskilde for drikkevann etter SFTs vannkvalitetskriterier. Til og med for friluftsbading kommer Borrevannet i dårligste kategori, altså "ikke egnet". Borrevannet regnes som "sterk forurenset" mhp. fosfor og "markert forurenset" mhp. algeinnhold med bakgrunn i tallene fra 1992. En rekke av de undersøkte tilførselsbekkene klassifiseres som "sterkt" og "meget sterkt" forurenset både med hensyn på næringssalter og bakterier. Innsjømodeller beregner tilførselene til ca. 1200 kg fosfor pr år. En halvering av dette vil være nødvendig for å få "akseptable" forhold der algesituasjonen vil bringes under kontroll. Dette er viktige resultater til bruk i tiltaksplanen som er under utarbeidelse.

4 emneord, norske

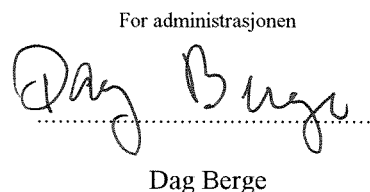
1. Tiltaksorientert overvåking
2. Eutrofiering
3. Forurensningstilførsler
4. Vannkvalitetsklassifisering

4 emneord, engelske

1. Abatement-oriented monitoring
2. Eutrophication
3. Pollution inputs
4. Waterquality classification

Prosjektleder

Jon Lasse Bratli

ISBN-82-577-2261-8

For administrasjonen

Dag Berge

Norsk institutt for vannforskning

O-92064

E-92426

RESTAURERING AV BORREVANNET

-

TILTAKSORIENTERT
OVERVÅKING AV BORREVANNET
OG TILFØRSELSBEKKER
1992

Brekke,
Saksbehandler

For administrasjonen

9. mars 1992
Jon Lasse Bratli

Dag Berge

Forord

Prosjektet "Restaureringsplan for Borrevannet" kom i stand som et samarbeid mellom NIVA og Borre kommune/Arbeidsutvalget for Borrevannet. Sistnevnte tok initiativ til at det ble søkt finansiering hos STIL (Statens tilsynsinstitusjoner i landbruket) utover den finansieringen NIVA selv og Borre kommune kunne bidra med.

Arbeidsutvalget for Borrevannet har fungert som en referansegruppe for prosjektet og har bestått av:

*Kåre Nordal, miljøvernleder i Borre kommune
Steinar Eggum, rådgiver i landbrukskontoret, Tønsberg distrikt
Ragnhild Trosby, leder natur og miljøutvalget (observatør)
Donald Campbell, teknisk sjef i Borre kommune
Carl Matisen, byveterinær i Borre kommune
Odd Wøyen, leder i Borrevannets grunneierlag
Anne Skov, Fylkesmannens miljøvernavdeling*

Pumpemester Alfred Nilsen har forestått mesteparten av prøvetakingen.

Planteplanktonet er bearbeidet av Pål Brettum som også har skrevet om dette i rapporten. Dag Hessen har bearbeidet dyreplanktonet.

Vannprøvene er analysert ved Næringsmiddeltilsynet i Tønsberg og Næringsmiddeltilsynet i Nordre Vestfold.

Oslo, februar 1993

Jon Lasse Bratli

Innhold

Forord	2
1. Konkluderende sammendrag	4
2. Innledning	6
2.1 Problembeskrivelse og målsetting	6
2.2 Prøvetakingsprogram	7
2.2.1 Målestasjoner	7
2.2.2 Måletidspunkt og frekvens	9
2.2.3 Prøvetakingsmetode	9
2.2.4 Parametre	9
3. Forurensningstilførsler	11
3.1 Beregning av forurensningstilførsler og behov for avlastning	11
4. Forurensningstilstand	14
4.1 Forurensningstilstanden i tilløpsbekkene	15
4.1.1 Eutrofi	15
4.1.2 Mikrobiologisk belastning	19
4.2 Eutrofieringstilstand og utvikling i innsjøen	20
4.2.1 Oksygeninnholdet i bunnvannet	21
4.2.2 Næringsalter og klorofyll	22
4.2.4 Algeinnhold og -sammensetning	26
4.2.5 Dyreplanktoninnhold og -sammensetning	29
5. Brukerinteresser og egnethet for bruk	31
5.1 Dagens bruk	31
5.2 Klassifisering av innsjøens egnethet til forskjellig bruk	31
5.2.1 Råvannskilde for drikkevann	32
5.2.2 Jordvanning	33
Litteratur	34
Vedlegg 1. Fytoplanktoninnhold og -sammensetning	35
Vedlegg 2. Analysemetoder	40
Vedlegg 3. Primærtabeller	41

1. Konkluderende sammendrag

Borrevannet er en Ra-innsjø i Vestfold som har mottatt for store tilførsler av næringssalter gjennom mange tiår.

Borrevannet har vært godt undersøkt tidligere, på 1960-70 tallet, men heller sparsomt siden. Effektene av de store tilførselene har vært at vannet generelt sett har hatt for høye konsentrasjoner av alger, med oppblomstringer av blågrønnalger og endog giftproduksjon noen år. Dette er spesielt problematisk i forhold til at innsjøen er reserve drikkevannskilde, og har gjort innsjøen til tider uegnet som råvannskilde.

Pga. stor nedbrytning av organisk materiale (bl.a. alger) har oksygenet til tider gått helt ut av bunnvannet som da umuliggjør vanlig liv i disse områdene av innsjøen. Dette har forekommet helt fra 60-årene og opp til idag, og har også skapt problemer for drikkevannsforsyningen pga. utfellinger i bassengene. En annen betydelig negativ side ved dette forhold er at sedimentene på denne måten slipper fosfor som er sedimentert tidligere slik at "gamle synder" kommer opp igen. En slik selvgjødslingssituasjon er svært betenkelig.

I 1992 er det ialt undersøkt 14 bekkestasjoner samt at selve innsjøen er undersøkt. Resultatene er relatert til SFTs klassifikasjonssystem for vannkvalitet. Forurensningsgradene er inndelt fra lite forurenset (f.grad 1) til meget sterkt forurenset (f.grad 5). Egnethet i forhold til ulike brukerinteresser, bl. a. som råvannskilde, er også vurdert. Her går inndelingen fra godt egnet (klasse 1) til ikke egnet (klasse 4).

For fosfor, som er den parameteren som begrenser algeveksten, faller en av de 14 bekkestasjonene i f.grad 5, meget sterkt forurenset, 3 stasjoner i f.grad 4, sterkt forurenset og resten på lavere forurensningsgrader.

En ganske stor del av fosforet er lett tilgjengelig for alger, ca. 50%, noe som er et større tall enn det som forventes utifra at arealavrenning fra åkerjord, som jo er en stor del av tilførselene, har en relativt lav algetilgjengelighet. Dette tyder på at endel av bekkene er påvirket av punktutslipp, f.eks. avløp fra spredt bebyggelse.

Innsjøstasjonen vvs. vannkvaliteten i selve Borrevannet befinner seg i forurensningsgrad 4, sterkt forurenset med hensyn på fosfor.

Nitrogenverdiene er generelt svært høye, noe som bl.a. skyldes den tørre forsommeren og stor utvasking på ettersommeren av nitrogen som ikke åkerplantene fikk nyttiggjort seg tidligere på sesongen.

For bakterier er hele fem stasjoner å finne i høyeste kategori (f.grad 5, meget sterkt forurenset). Bare tre stasjoner er å finne under f.grad 4.

Dette er et overraskende dårlig resultat som indikerer punktutslipp og kloakkpåvirkning.

Resultatene fra plante- og dyre-planktontellingene viser et eutroft miljø med mye alger i forhold til dyreplankton og mange små dyreplanktonformer som ikke har noen særlig mulighet å holde algene i sjakk. Årsaken til dette er delvis et stort beitepress på dyreplanktonet av en altfor stor biomasse planktonspisende karpefisk, mort, laue etc.

Når det gjelder eutrofiutviklingen har en ikke svært mange holdepunkter pga. få resultater. Det er imidlertid klart at vannkvaliteten ikke er særlig forbedret fra midten på 70-tallet og til idag.

Til tross for at en i 1992 ikke opplevde problemer med blågrønnalgeoppblomstringer blir Borrevannet klassifisert som "ikke egnet" (høyeste klasse, 4) som råvannskilde for drikkevann.

Vannet er mindre godt egnet (klasse 3) til jordvanning, og friluftsbading er Borrevannet "ikke egnet" til.

Ved hjelp innsjømodeller er totale fosfortilførsler beregnet til ca 1200 kg pr år. For å oppnå en "akseptabel" vannkvalitet er det nødvendig med en halvering av tilførslene. Da vil det ved normale klimatiske forhold neppe være oksygenvinn i bunnvannet med tilhørende selvgjødslingsproblemer. Faren for oppblomstringer av blågrønnlager som kan være giftproduserende er da også redusert til et minimum. Dette er viktige nøkkeltall som benyttes i tiltaksplanen som er under utarbeidelse.

2. Innledning

2.1 Problembeskrivelse og målsetting

Borrevann er en eutrof, dvs. næringsrik, innsjø i Vestfold beliggende noen kilometer vest for Horten by. Innsjøen har gjennom mange tiår hatt en for stor tilførsel av plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen, hovedsakelig fra landbruksaktiviteten i området, men også fra kommunal kloakk og avløp fra spredt bebyggelse.

Allerede i Skulbergs avhandling fra 1957 er det dokumentert relativt næringsrike forhold i Borrevannet. Senere undersøkelser fra sekstiårene (Økland) og syttiårene Brettum (1976) stadfester dette bildet. Overgjødningen gjorde seg først og fremst utslag i en stor produksjon av planktonalger og tildels rik makrovegetasjon. I slike eutrofierte vannforekomster øker ikke bare biomassen av alger, men sammensetningen av alger forandrer seg gjerne også over tid og går ofte i retning av større innhold av blågrønnalger.

I seksti og syttiårene var innholdet av disse algene relativt beskjedent, men utover i åttiårene ser disse algene ut til å ha blitt stadig mer vanlige, med gjentatte oppblomstringer sent på ettersommeren/høsten. Denne typen av blågrønnalger kjennetegnes ved at de er lite spiselige for de små krepsdyra som vanligvis holder algebiomassen i sjakk. De kan enten leve i store "klaser" med gelé mellom cellene, eller opptre som lange "spaghettiformede" tråder som vikler seg inn i munnapparatet til småkrepsen.

Når algene ikke er spisbare og dermed ikke føres videre i næringskjeden, får vi en opphopning av denne typen alger som gjør vannet grønt og grumsete og svært lite innbydende for bading, båtliv, fiske og annen form for rekreasjon. Det viktigste er allikevel at denne tilstanden gjør vannet svært dårlig egnet som råvannskilde til drikkevann.

Som om ikke dette var nok så viser det seg at blågrønnalgene til tider produserer giftstoffer som gjør vannet direkte helsefarlig å drikke og å bade i. Dette giftstoffet, microcystin fra blågrønnalgen *Microcystis aeruginosa*, virker på leveren og er et av de giftigste stoffene som vi kjenner til.

Når algene dør og synker til bunns sent på høsten, forbruker de mye av det oksygenet som fisk og annet liv skal leve på gjennom en lang vinter med islegging. Den store nedbrytningen på slutten av innsjøens stagnasjonsperioder, om senvinteren og sensommeren, fører jevnlig til at bunnvannets oksygeninnhold brukes helt opp. Det utvikles giftig H₂S-gass som umuliggjør vanlig liv for fisk og bunndyr i disse områdene av innsjøen. Løsning av jern- og manganforbindelser i råvannet, som tidligere ble pumpet inn i pumpestasjonen, indikerer at oksygensvinn i dyplagene har vært et periodevist fenomen helt fra begynnelsen av syttiårene. Resultatene fra 1992-undersøkelsen viser at denne situasjonen fortsatt er gjeldende.

I perioder med oksygensvinn vil ikke bare jern og manganforbindelser lekke ut, men langt verre, fosfor vil re-mobiliseres fra sedimentene. Innsjøen har altså begynt å gjødsle seg selv med "gamle synder" fra mange år tilbake. Hvis slike innsjøer får lange perioder med oksygensvinn kan en komme i en situasjon der den interne gjødningen (selvgjødningen) betyr svært mye og til og med mer enn tilførselene fra nedbørfeltet. Dette kan være

kombinert med fosforutlekkning fra strandsedimentet som skyldes høy algeproduksjon og høy pH.

En del svært belastede innsjøer i Vestfold og Rogalandsområdet, i Danmark og Nederland har kommet i en slik situasjon. Erfaringer fra både norske og utenlandske sjøer viser at i slike sjøer vil gjennomføringen av tradisjonelle tiltak i nedbørfeltet gi en forsinket effekt i innsjøen på kanskje flere tiår (Bratli 1992). Restaurering av slike sjøer er vanligvis svært problematisk. Borrevannet har imidlertid ikke kommet i en så alvorlig situasjon som sjøene i de ovenfornevnte områder. Dette vil lette restaureringsarbeidet og det vil lettere kunne oppnås en situasjon der periodene med oksygenvinn i bunnvannet kan unngås.

Hovedmålsettingen med den tiltaksorienterte overvåkingen er å gi grunnlag for å beregne avlastningsbehov i forhold til det pågående tiltaksplanarbeidet for Borrevannet (Bratli og medarb. in prep.).

Siden innsjøen har vært svært sparsomt undersøkt siden 1975, har det vært helt nødvendig å vurdere dagens tilførsler av forurensninger samt få en oversikt over forurensningstilstanden i både tilløpsbekker og i selve innsjøen som grunnlag for å foreslå tiltak.

Tiltaksplanarbeidet har egne målsettinger som er gjengitt i ovenfornevnte rapport.

2.2 Prøvetakingsprogram

Det ble opprinnelig valgt ut 12 bekkestasjoner og en innsjøstasjon. Åtte bekkestasjoner var ment å gi en grov oversikt over hvor tilførslene kommer fra og her er det tatt prøver bare noen få ganger i året (3-4).

Fire bekkestasjoner og innsjøstasjonen har hatt en intensiv prøvetaking gjennom 1992.

Disse stasjonene skal måle effekten av de gjennomførte tiltakene, samt at de vil bli fulgt opp gjennom hele fasen med tiltaksgjennomføring (1993-96). Det er også lagt bredt på at disse stasjonene skal måle hovedtilførslene til Borrevannet. En revisjon av disse stasjonene må påregnes når tiltaksplanen er klar (Bratli og medarb. in prep.).

2.2.1 Målestasjoner

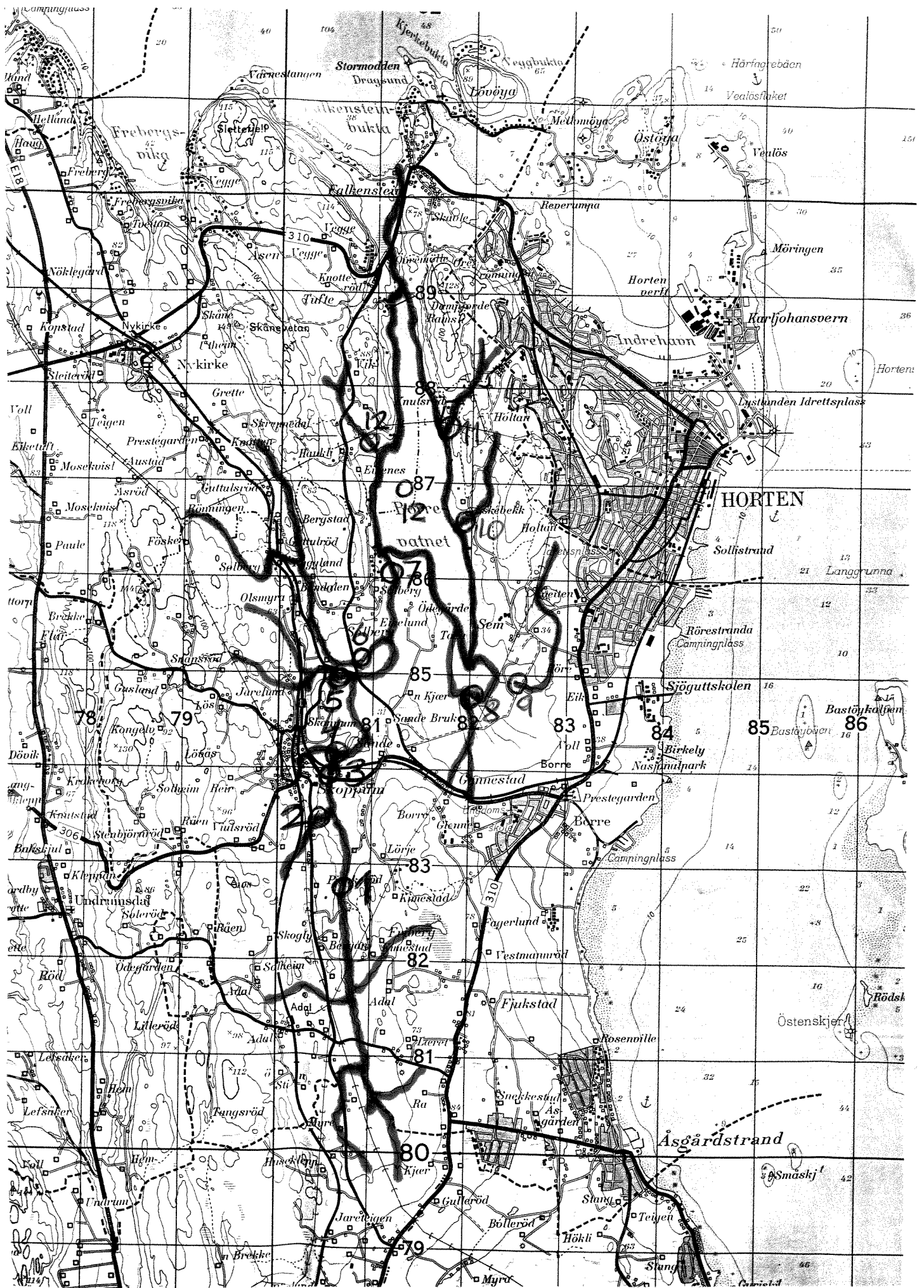
Figur 2.1 viser plasseringen av prøvetakingsstasjonene.

Effektmålestasjonene med intensiv prøvetaking er merket med stjerne (*).

Den første stasjonen (stasj. 1) er lagt til Adalsbekken ved dammen som ble sprengt.

Neste stasjon (stasj. 2) er bekken som kommer fra Viulsrød/Tokerød, er prøvetatt før samløpet med Sandeelva, dvs. bak vekta til pukkverket.

I Sandeelva er neste stasjon rett nord for Riksvei 306, men etter overløpet fra pumpestasjonen (stasj. 3*).



Figur 2.1 Prøvetakingsstasjoner i tilførselsbekker til Borrevannet og i selve innsjøen

Det er videre lagt en stasjon ved Søndre mølle etter at elva har drenert sumpen ved mølla (stasj. 4), men før tilførselen fra Skoppumbekken (ligger i rør ut i dammen). Skoppumbekken er lagt inn som en ny prøvestasjon (4b).

Bekken fra Snapsrød/Olsmyra er prøvetatt før samløpet med Sandeelva like vest for Riksvei 699 der veien tar av til Nykirke (stasj.5)

Ryglandsbekken (stasj.6*) er prøvetatt ved Riksvei 699.

Sandeelva prøvetas også før utløpet i Borrevannet (stasj.7*).

Jordene sør for Vassbånn (nedenfor Vassbånnveien) drenerer ut i 4 kummer og pumpes over vollen ut i Vassbånn. I den sørlige kummen like ved den åpne grøfta i nord/sør retning er det tatt prøve (stasj. 8*). Bekken like øst for denne kummen som går i rør siste delen ut til der vollen danner en spiss i sør-øst, er lagt inn siden som stasjon 8b.

Sembekken som er lagt i rør siste strekning før utløp i Vassbånn, prøvetas før bekken går inn i røret (stasj.9).

Eskebekken er prøvetatt like nedenfor veien (stasj.10).

Knutsrødbekken er prøvetatt nede ved pumpestasjonen like før den renner ut i Borrevannet (stasj.11).

Vikbekken er prøvetatt før utløp i Borrevannet (stasj.12).

Det er tatt innsjøprøver over Borrevannets dypeste punkt. (stasj.13*).

2.2.2 Måletidspunkt og frekvens.

For de vanlige bekkestasjonene er det tatt 4 prøver , i april, juli, oktober og november. Pga. tørken var det imidlertid ikke mulig å få tatt ut prøve i enkelte bekker i juli. For de fire effektmålestasjonene i bekkene og blandprøven fra innsjøen er det tatt ut prøver to ganger hver måned fra mai til oktober. I august ble det tatt prøver på 6 forskjellige dyp; 1m, 3m, 6m, 9m, 12m og ca.14m (dvs. 1/2 til 1m over bunnen).

2.2.3 Prøvetakingsmetode.

Bekkeprøvene er tatt med en stanghenter omtrent midt i bekken/elva.

Blandprøvene fra innsjøen er tatt med en 6m lang fleksibel slange. Prøvene på forskjellige dyp er tatt med vannhenter som har innebygget termometer. Prøvene som skal til plante- og dyreplanktonbestemmelse er fiksert med 1ml Fytofix (Lugols løsning). Prøvene til oksygenmålingene er tatt med en oksygensensor.

Analysemetoder er gjengitt i vedleggstabell V3.

2.2.4 Parametre.

I bekkeprøvene er det analysert på Tot-P, Orto-P, Tot-N, Nitrat, Ammonium og Termostabile koliforme bakterier.

I innsjøen: Tot-P, Tot-N, Nitrat, pH, Ledningsevne, Turbiditet, Farge og Klorofyll *a*, samt at det er målt siktedyp. For blandprøvene er det dessuten undersøkt plante- og

dyreplanktonets volum og sammensetning, mens oksygen kun er målt der det er tatt prøver på forskjellige dyp.

Samtlige parametre er analysert ved Næringsmiddeltilsynet i Nordre Vestfold (Horten) og Næringsmiddeltilsynet i Tønsberg, utenom analysene av dyre- og planteplankton som er gjort ved NIVA.

3. Forurensningstilførsler.

Det er i prinsippet tre måter å komme fram til en total fosforbelastning til Borrevannet på.

1. Teoretiske koeffisienter for produksjon og avrenning
2. Erfaringsmodeller, innsjømodeller
3. Målinger i tilførselsbekker

Bruk av teoretiske koeffisienter for arealavrenning og produksjonskoeffisienter for avløp fra kommunal kloakk og spredt bebyggelse er en metode som foruten å gi en totaltilførsel til Borrevannet også gir en oppsplitting på de forskjellige kildene. Det er tidligere satt opp et slik regnskap for Borrevann (Miljøvern avdelingen i Vestfold, 1985):

	Fosfor kg/år	%
Naturlige tilførsler	78	6
Jordbruk	962	68
Befolkning	377	26
Industri	0	0
TOTALT	1417	100

Et tilsvarende regnskap for 1992 vil bli satt opp i forbindelse utarbeidelsen av handlingsplanen for Borrevann (Bratli og medarb. in prep.).

En annen metode for estimering av total fosforbelastning er å bruke erfaringsmålinger (innsjømodeller) som kan tilbakeberegne årstilførsler av fosfor ut ifra gjennomsnittskonsentrasjoner målt i innsjøen over produksjonssesongen. Dette omtales i kapittel 3.1.

Gjennom målinger i tilførselsbekker kan en også få et estimat på de totale tilførslene, men dette innebærer at en må måle svært ofte i bekkene, at en har tilgang på vannføringsmålinger, og at en måler i de fleste tilførselsbekkene av betydning. Måleprogrammet for Borrevannet var ikke ment å brukes til å få et totalregnskap for tilførslene. Til det var det ikke omfattende nok, og dessuten manglet vannføringsmålinger. Ofte gir slike målinger input til metode 1 gjennom justeringer (kalibreringer) av koeffisientene, og hvis målingene er omfattende nok brukes de ofte sammen med metode 1 for å få et totalt regnskap.

3.1 Beregning av forurensningstilførsler og behov for avlastning

Det er utviklet en rekke erfaringsmodeller for å beregne avlastningsbehov utifra nåværende og akseptabel belastning av fosfor til innsjøer.

De fleste modellene er avledninger av Vollenweiders opprinnelige modeller. I denne beregningen er det brukt en modifisert modell for norske grunne innsjøer (middeldyp 1,5-15 m) utviklet av Berge (1987).

En kan beregne akseptabelt nivå av totalfosfor i innsjøen ved hjelp av denne formelen:

$$[P]_{\lambda} = -8,68 * \ln z + 30,13 \quad (\text{Berge 1987})$$

der

$[P]\lambda$ = akseptabel fosforkonsentrasjon målt som Tot-P i blandprøve fra epilimnion gjennom produksjonsperioden

z = middeldypet til innsjøen

For Borrevannet med et middeldyp på 6,5 m gir dette en høyeste akseptabel fosforkonsentrasjon på 13,9 $\mu\text{g P/l}$ (Berge 1988, 1989).

For året 1975 ble middelkonsentrasjonen målt til 19 $\mu\text{g P/l}$ i snitt (Brettum og medarb. 1976). For 1992 var middelkonsentrasjonen 33 $\mu\text{g/l}$. Dette viser at innsjøen er klart overbelastet av fosfortilførslene. Bakgrunnen for beregning av denne middelkonsentrasjonen var prøvetakinger fra sesongstart fra 20 mai til 1. oktober (Berge 1987).

Berge har også presentert en modell for beregning av fosfortilførsler på bakgrunn av middelkonsentrasjon av P i innsjøen:

$$P_{\text{inn}} = 2.293 * [P]\lambda * T_w^{0.16} * Q$$

der

P_{inn} = årlig fosfortilførsel i kg

$[P]\lambda$ = middelkonsentrasjon av P i innsjøen ($\mu\text{g P/l}$)

T_w = teoretisk oppholdstid (år)

her: 0,81 år

Q = Årlig avløp

her: 16,1 mill. m^3

Innsjøens middelkonsentrasjon av fosfor i 1975 på 19 $\mu\text{g/l}$ gir en fosforbelastning på 678 kg P/år, og 33 $\mu\text{g/l}$ i 1992 gir en belastning på 1.178 kg P/år.

Akseptabel belastning finner en ved å sette inn akseptabel konsentrasjon (13,9 $\mu\text{gP/l}$) i formelen over og dette gir en akseptabel årlig tilførsel på 496 kg P/år.

Overbelastningen mhp. fosfor var altså 182 kg/år i 1975 og 682 kg/år i 1992.

Dette gir et prosentuell avlastingsnivå for 1975 på 27% og for 1992 på 58%.

Den "normale" tilførselen til Borrevannet burde idag ikke være betydelig større enn den var i 1975 slik det kan se ut til med bakgrunn i disse tallene. Dette forteller at tilførslene fra år til år kan variere endel, bl.a. på grunn av meteorologiske variasjoner.

Hele fosforbelastningen kommer neppe fra nedbørfeltet. Gjennom mange tiår med overbelastning har innsjøen som nevnt begynt å gjødsle seg selv. Det er imidlertid ikke gjort forsøk på å kvantifisere denne interne gjødslingen. Det antas at denne tilførselen ikke er ubetydelig, særlig i år med lang vinter og islegging langt utover våren. Heldigvis har en ikke opplevd slike vintre de senere år.

Totalbelastningen som er beregnet ut ifra innsjøens innhold av totalfosfor i 1975 stemmer dårlig overens med beregnede tilførsler fra nedbørfeltet. Teoretiske beregninger for tilførsler i 1975, korrigert for årlige klimavariasjoner, tilsier at tilførselen til Borrevannet lå på ca 1200 kgP/år (Brettum og medarb. 1976). Dette stemmer relativt bra med tilførsler beregnet

med innsjømodeller i 1992. Fylkesmannen i Vestfold (1985) har beregnet tilførslene til 1400 kgP/år.

All den tid det er gjennomført endel tiltak siden 1975, og det derfor er grunn til å forvente høyere tot-P konsentrasjoner i 1975 enn 1992, virker et snitt på 19 µg/l unormalt lavt. Dette er konklusjonen selv om en tar hensyn til at nedbørmessige og derfor avrenningsmessige forhold kan variere fra år til år.

Målemetoden for totalfosfor som var standard i 1975, med oppslutning ved hjelp av uv-bestråling og vannstoffhyperoksyd, ga en dårligere oppslutning av mineralisk bundet fosfor. Dette fosforet finner en rikelig av i Borrevannets nedbørfelt med mye arealavrenning og jordtap. Det er derfor grunn til å tro at målingene fra 1975 har gitt et for lite totalfosforestimat i forhold til dagens målinger og det datagrunnlaget innsjømodellene hviler på.

Med bakgrunn i 1992-verdiene vil nødvendig avlastingsbehov være vel 50% av dagens beregnede fosfortilførsler på ca 1200 kg. Dette innebærer at ca 600 kg fosfor må reduseres ved hjelp av tiltak i nedbørfeltet. Dette vil etter all sannsynlighet føre til at perioder med O₂ svinn og selvgjødsling vil forsvinne ved "normale" klimatiske forhold, samt at faren for oppblomstring av giftproduserende blågrønnalger vil være redusert til et minimum. Aktuelle innsjøinterne tiltak, som ikke reduserer P direkte, vil også være med på å redusere den interne gjødslingen, og vil kunne redusere behovet for tiltak i nedbørfeltet noe.

4. Forurensningstilstand

Forurensningstilstanden i Borrevann og tilløpsbekkene er som forklart i problembeskrivelsen (kap. 2.1) særlig knyttet til eutrofiering. Problemer med partikulært materiale i forbindelse med arealavrenning, organisk belastning og mikrobiologisk belastning er imidlertid også til stede. Dette gjelder særlig i forhold til tilløpsbekkene.

De fleste målingene i det etterfølgende vil bli relatert til et klassifiseringssystem som angir hvilken forurensningsgrad målingene korresponderer med. Forurensningsgraden er i hovedsak bestemt utifra dagens belastning av forurensningsstoffer som for det meste skyldes menneskelige aktiviteter, men som også er avhengig av et naturlig bakgrunnsnivå. For Borrevann, som har hele sitt nedbørfelt under marin grense, vil de naturlige tilførslene fra løsmassene, uavhengig av menneskelig påvirkning, ikke være uten betydning.

Forurensningsgradene er delt inn slik (SFT/NIVA, in prep.):

Forurensningsgrad 1: Lite forurenset

Forurensningsgrad 2: Moderat forurenset

Forurensningsgrad 3: Markert forurenset

Forurensningsgrad 4: Sterkt forurenset

Forurensningsgrad 5: Meget sterkt forurenset

Dette systemet er noe omarbeidet fra SFTs håndbok i vannkvalitetskriterier for ferskvann (1989).

Det er for hver parameter satt opp verdier for den naturlige bakgrunnstilførselen. Disse verdiene er satt opp skjønnsmessig i forhold til de fleste parametre. For fosfor finnes et metodegrunnlag som gjør at en kan sette opp en naturlig tilførsel med noe større sikkerhet.

Tabell 4.1 viser de naturlige tilførsler hvis dagens jordbruksarealer hadde vært høybonitets skog. Arealfordelingen er hentet fra NIVA-undersøkelsen fra 1975 (Brettum og medarb. 1976), og arealkoeffisienter fra Holtan og Åstebøl (1990).

Tabell 4.1 Naturlige tilførsler av fosfor

	Areal km ²	Koeffisient kg/km ²	Tilførsler kg/år
Direkte på innsjøoverflaten	2	20	40
Høybonitets skog (dagens dyrka mark)	11,7	14	164
Skog	8,2	8	65
Annet areal (utmark, myr etc.)	10,2	5	51
SUM	31,9		320

Ved bruk av Berges modellverktøy (1987), og likningen:

$$[P]_{\lambda} = P_{inn} / 2.293 * T_w^{0.16} * Q$$

der

$[P]_{\lambda}$ = middelkonsentrasjon av P i innsjøen ($\mu\text{g P/l}$)

P_{inn} = årlig fosfortilførsel i kg

T_w = teoretisk oppholdstid (år)

her: 0,81 år

Q = Årlig avløp

her: 16,1 mill. m^3

gir disse 320 kg fosfor en gjennomsnittlig fosforkonsentrasjon i innsjøen på 9 $\mu\text{g/l}$.

Ved bruk av en annen av Berges empirisk grunnlagte sammenhenger:

$$[P]_i = 2.293 * T_w^{0.16}$$

der

$[P]_i$ = gjennomsnittlig innløpskonsentrasjon i tilløpsbekkene

får en snittkonsentrasjon på 20 $\mu\text{g/l}$ i bekkene som naturlig bakgrunn.

4.1 Forurensningstilstanden i tilløpsbekkene

4.1.1 Eutrofi

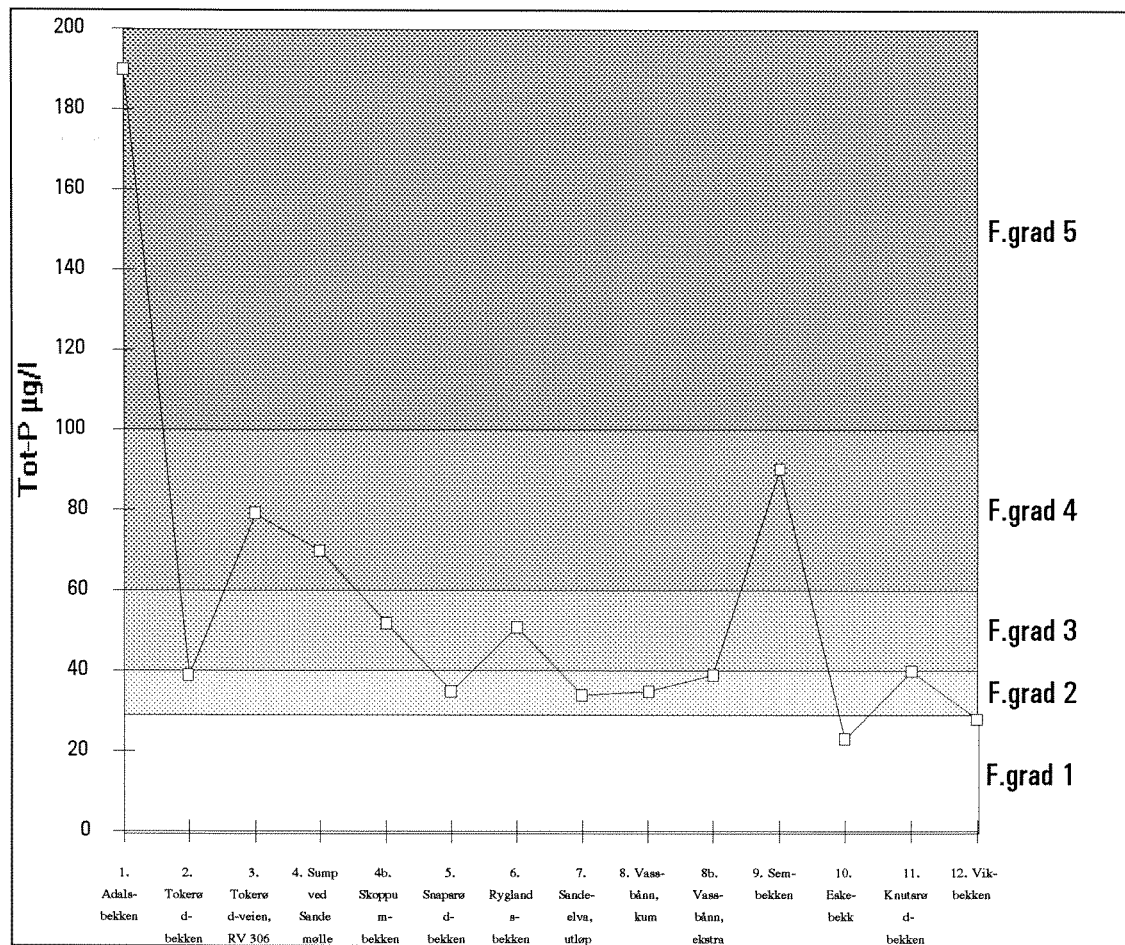
Det naturlige bakgrunnsnivået for totalfosfor i tilførselsbekkene er ovenfor beregnet til 20 $\mu\text{g/l}$ som et snitt for alle bekkene. Nivået vil kunne variere endel mellom bekkene idet det er kvartærgeologiske forskjeller i de forskjellige delfeltene. Dette er det ikke tatt hensyn til, men satt 20 $\mu\text{g/l}$ totalfosfor som basis for alle bekkestasjonene.

Av figur 4.2 ser vi at bare to stasjoner, Eskebekk og Vikbekken, klarer forurensningsgrad (F.grad) 1, mens de andre ligger i F.grad 2 eller høyere. Hele 3 stasjoner befinner seg i F.grad 4, sterkt forurensset. Adalsbekken har svært høye konsentrasjoner, med en median på 190 μg totalfosfor per liter, og fordobler nesten grenseverdien til høyeste forurensningsgrad.

Her sammenliknes imidlertid stasjoner som er prøvetatt 3-4 ganger med intensivstasjonene som har 12 prøvetakinger. For de førstnevnte stasjonene vil et par høye verdier slå ekstremt ut.

At hovedtilførselsbekken skal mer enn halvere sine verdier fra Adal til Tokerøveien synes derfor litt merkelig. Særlig med tanke på at tilbakeholdelsen av fosfor i bekker er minimal, og at det er få bekker som kommer inn på strekningen med muligheter for fortykning av konsentrasjonene. De høye verdiene i Adal kan skyldes en kortvarig påvirkning f.eks. i form av utrasninger pga. graving i de gamle sedimentene i den sprengte Lørgedammen.

Et punkt-utslipp er neppe forklaringen idet bakterienivået er moderat (neste kap.).



Figur 4.2 Fosforverdier for de forskjellige tilløpsbekkene, medianverdier, med inntegnet forurensningsgrad.

I følge tabell 4.1 utgjør ortofosfaten 54 % av totalfosforet.

Vi vet at ortofosfaten er direkte algetilgjengelig, og derfor den "farligste" delen av fosforet. Berge og Källqvist (1990) fant imidlertid at en god del mer enn det som måles som ortofosfat kan være algetilgjengelig. Dette betyr at selv om prosentandelen ortofosfat/totalfosfor i snitt for alle stasjoner er ca 50% vil den algetilgjengelige delen kunne være opp mot 60 %.

Algetilgjengeligheten, eller riktigere biotilgjengeligheten, er forskjellig ved ulike kilder og varierer også med innsjøtypen.

For grunne eutrofe innsjøer vil f.eks. biotilgjengeligheten for arealavrenning fra korndyrkingsarealer være relativt lav (20%). Tilsvarende for urensset avløpsvann vil være 60% og for sandfilterrenset avløpsvann 95%.

Sig fra gjødselkjellere har også en høy biotilgjengelighet (ca. 80%).

Tabell 4.1 Medianverdier av totalfosfor og ortofosfat-verdier for bekkestasjonene. Prosentandelen angir hvor mye av totalfosforet som er algetilgjengelig som ortofosfat.

Bekkestasjoner	Totalfosfor µg/l	Ortofosfat µg/l	Orto-P i % av Tot-P
1. Adals-bekken	190	103	54
2. Tokerød-bekken	39	27	69
3. Tokerød-veien, RV 306	79	44	56
4. Sump ved Sande mølle	70	42	60
4b. Skoppum-bekken	52	46	88
5. Snapsrød-bekken	35	18	51
6. Ryglands-bekken	51	17	33
7. Sande-elva, utløp	34	12	35
8. Vass-bånn, kum	35	19	54
8b. Vass-bånn, ekstra	39	30	77
9. Sem-bekken	90	38	42
10. Eske-bekk	23	9	39
11. Knutsrød-bekken	40	10	25
12. Vik-bekken	28	10	36
Snitt	58	30	51

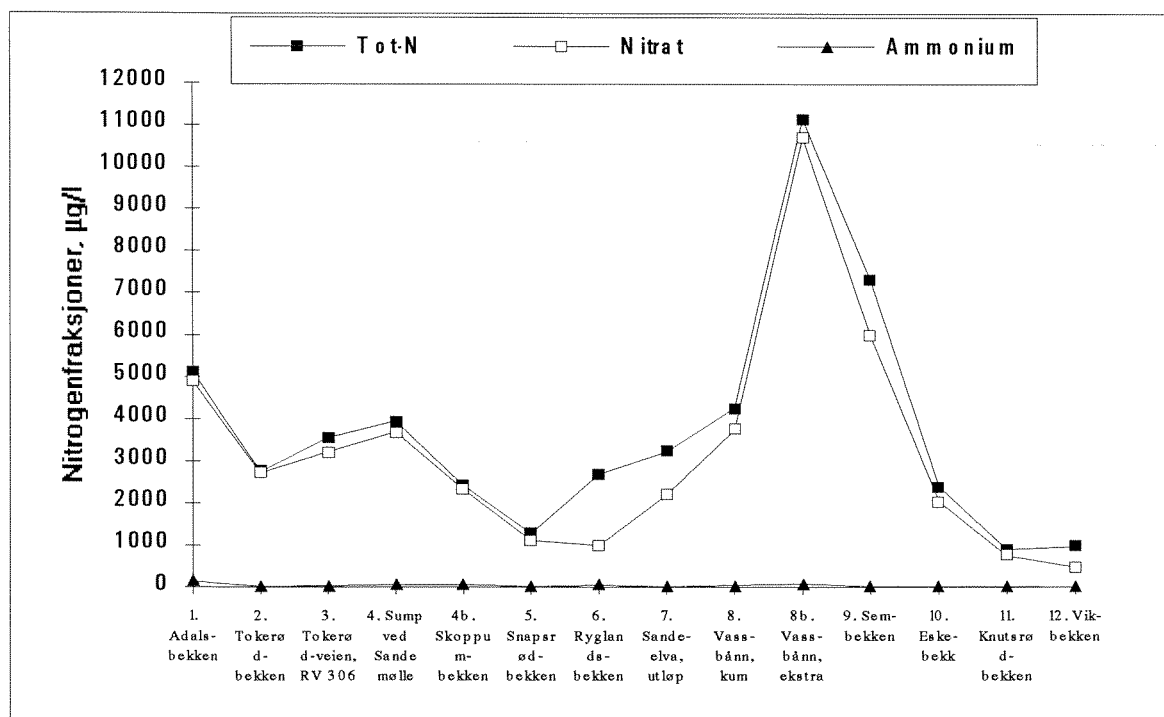
På bakgrunn av dette kan en derfor antyde at desto større andel av ortofosfat en finner i bekkene, desto sikrere er det at bekkestasjonen er påvirket av en eller flere punktkilder, kloakk eller utette gjødselkjellere.

En må imidlertid utvise forsiktighet ved en slik vurdering. Datamaterialet for endel av stasjonene er tynt, bare 3-4 prøvetakinger, og prøvetakingstidspunktets evt. sammenfall med gjødsling og nedbør vil kunne spille inn og gjøre bildet mindre entydig.

Allikevel ser det ut som om f.eks. Skoppumbekken, med 88% av fosforet som ortofosfat, er påvirket av ett eller flere punktkildeutslipp, enten sig fra gjødselkjeller(e) eller kloakkpåvirkning.

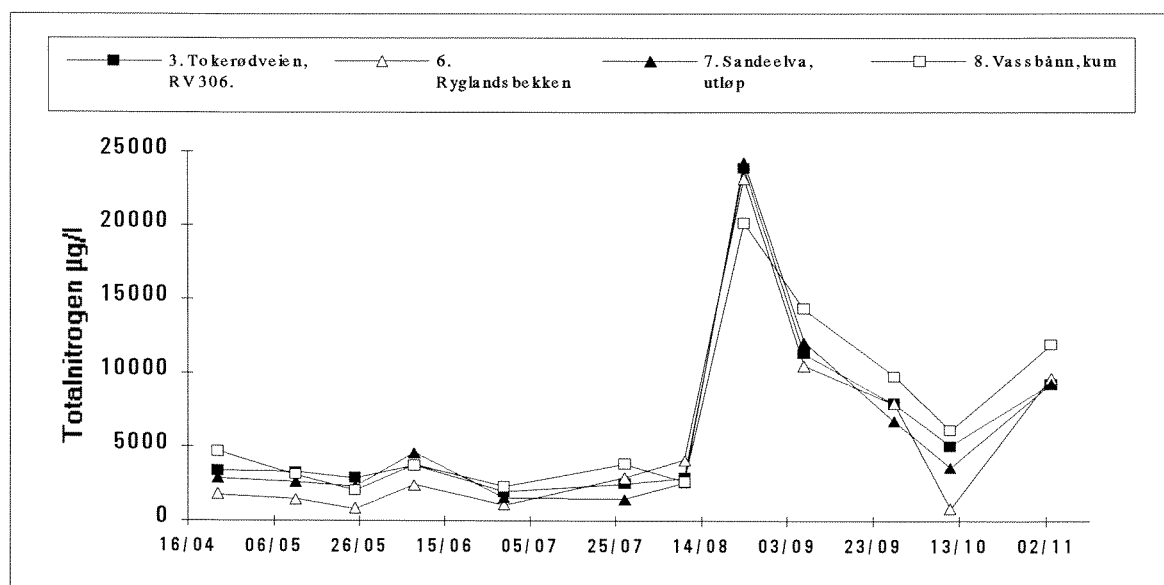
Nitrogenverdiene er for 1992 svært høye. Medianverdiene er vist i figur 4.3. Verdiene varierer også svært mye mellom prøvetakingsstasjonene. Det er ikke forsøkt å legge på raster med forurensningsgrader i figur 4.3. Årsaken er at med en naturlig bakgrunn på 250 µg/l vil alle stasjonene utenom Knutsrødbekken og Vikbekken havne i forurensningsgrad 5, meget sterkt forurenset, og tildels høyt oppe i denne kategorien. Grenseverdien mellom grad 4 og 5 går ved 1000µg/l totalnitrogen, og enkelte stasjoner mangedobler denne grenseverdien.

Figur 4.3 viser foruten konsentrasjonene av totalnitrogen også mediankonsentrasjonene av nitrat og ammonium. En ser at nitrattet utgjør hoveddelen av totalnitrogenet og at ammoniumverdiene er lave ved alle stasjonene. Høye ammoniumkonsentrasjoner er vanlig ved påvirkning av store direktetilførsler av f.eks. silosaft eller andre punktutslipp. Dette er ikke påvist.



Figur 4.3 Medianverdier av forskjellige nitrogenfraksjoner for bekkestasjonene til Borrevann 1992.

En av årsakene til de svært høye nitrogenverdiene er at mye av nitrogenet i gjødselet ikke ble tatt opp av plantene på åkeren i begynnelsen av vekstsesongen pga. tørke og dårlige vekstvilkår. Mye av dette nitrogenet, som er relativt mobilt, ble så spylt ut i Borrevannet når først regnet kom på ettersommeren. Figur 4.4 viser dette med all tydelighet.



Figur 4.4 Totalnitrogenkonsentrasjoner for fire prøvetakingsstasjoner gjennom sesongen 1992.

For de fire effektmålestasjonene ser vi at konsentrasjonene kommer opp i verdier på over 20.000 µg/l i slutten av august. Når grensen for den høyeste forurensningsklasse går ved 1000 µg/l ser en hvor ekstreme disse verdiene er.

4.1.2 Mikrobiologisk belastning

Den mikrobiologiske påvirkningen måles i antall tarmbakterier pr. 100 ml. prøve. Det finnes to tester på tarmbakterier som er i vanlig bruk. En mer generell prøve for en rekke tarmbakterier eller koliforme bakterier, og en mer spesifikk prøve for påvisning av tarmbakterien *Escherichia coli* (*E. coli*) eller termostabile koliforme bakterier. Denne sistnevnte testen gir en indikator for påvirkning av fersk avføring, og er benyttet i denne undersøkelsen.

Vanligvis vil en kunne avgjøre i hvilken grad bekken er påvirket av kloakk fra tett eller spredt bebyggelse ved denne prøven. Sammen med målinger av fosfor vil en få en god oversikt over i hvilken grad bekken er påvirket av kloakk eller arealavrenning.

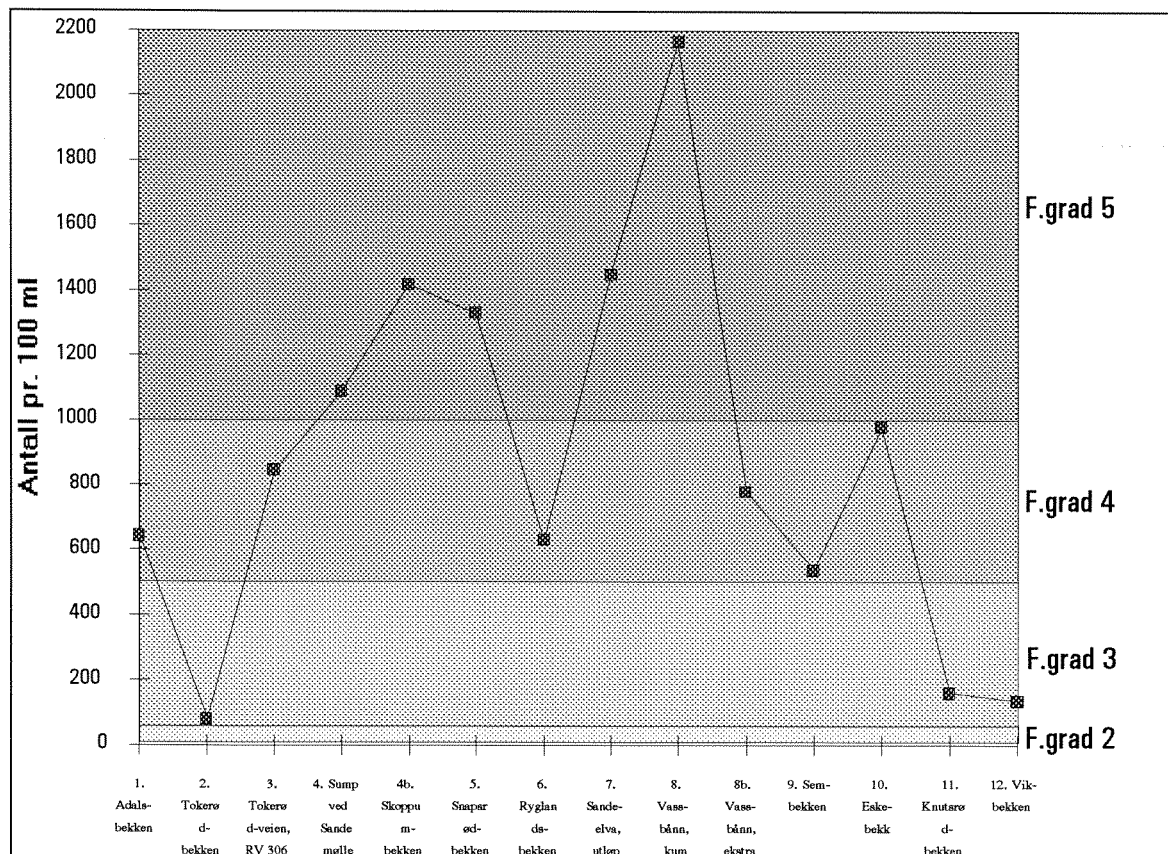
Sig fra gjødselkjellere eller avrenning av nylig spredd husdyrgjødsel kan imidlertid også slå ut på denne testen. I og med at det er relativt få bruk med dyr og at standarden på gjødselkjellere antas som relativt god, vil testen i de fleste tilfeller gi en påvisning av en kloakkpåvirkning.

Figur 4.5 viser hvordan de forskjellige bekkestasjonene gir et svært forskjellig utslag i forhold til denne parameteren. Den naturlige bakgrunn er her 0. Verdien skal være 90 persentilen av månedlige prøver gjennom året. Da det for enkelte stasjoner bare er tatt 3 eller 4 prøver, er det maksimumsverdien som her representerer prøvestasjonen. På de andre stasjonene med 12 prøvetakinger er det tatt ut den nest høyeste verdien.

For de to nederste forurensningsgradene tillates det hhv. 5 og 50 termostabile bakterier pr 100 ml. som maksgrenser. Ingen av prøvetakingsstasjonene klarer disse grensene. Tokerud-Knutsrud- og Vikbekken kommer best ut, men havner allikevel i forurensningsklasse 3, altså markert forurenset.

Også her havner noen stasjoner i den høyeste forurensningsgraden (5), altså meget sterkt forurenset. Det er verd og merke seg at hovedstasjonen ved utløpet av Sandeelva også faller i denne kategorien. Dette indikerer at det generelt sett er en forholdsvis stor belastning av kloakk fra tett og/eller spredt bebyggelse i nedslagsfeltet.

At stasjon 8 ved kummen i Vassbonn faller ut med så høye verdier er litt merkelig. Nå skal det nevnes at det bare er to spesielt høye verdier her og at 90-persentilen derfor tar med seg en litt lite representativ verdi, men det er allikevel uventet at en finner slike verdier i og med at kummen bare drenerer jorder der det etter grunneiers opplysning bare er spredd kunstgjødsel. Spredning av talle på et nærliggende jorde kan forklare noe.



Figur 4.5 Mikrobiologisk belastning i form av antall termostabile koliforme bakterier, 90-persentiler.

4.2 Eutrofieringstilstand og utvikling i innsjøen

Grunnlaget for å beskrive eutrofiutviklingen i Borrevannet er relativt sparsomt, idet innsjøen er oppsiktsvekkende lite undersøkt de siste 15-20 årene. Innsjøen er imidlertid grundig undersøkt i en tidlig fase. I 1955 gjennomførte Olav Skulberg sin hovedfagsoppgave i Borrevannet (Skulberg 1957), og Jan Økland gjennomførte prøvetaking i felt sesongene 1958 og -59 i forbindelse med sin hovedfagsoppgave (Økland 1963).

I 1975 fikk NIVA i oppgave å gjennomføre en ny stor undersøkelse i Borrevannet (Brettum 1976).

Borrevannet var med i den landsomfattende trofiundersøkelsen av 355 sjøer i 1988 (Faafeng og medarb. 1990). Her ble det tatt 4 innsjøprøver i løpet av sesongen. Resultatene har derfor en noe begrenset utsagnskraft, men kan være med som veiledende resultater.

Siden denne tid er det bare tatt sporadiske prøver før altså undersøkelsen i 1992 som rapporteres her.

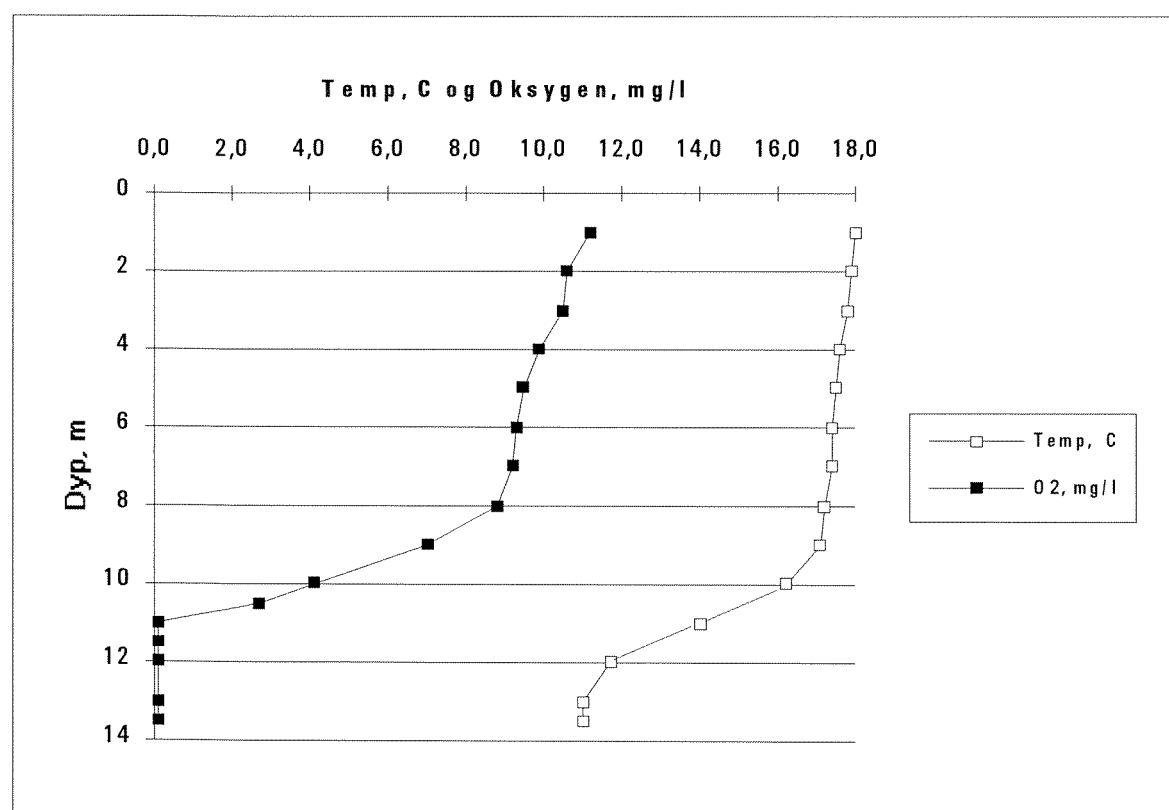
Parametre som kan beskrive en eutrofiutvikling er innholdet av totalfosfor og fosforfraksjoner, nitrogeninnholdet, klorofyll, algeinnhold og algesammensetning, oksygeninnholdet i bunnvannet og til en viss grad siktedypet.

Det var ikke vanlig å analysere på næringssalter og klorofyll i 50-årene, så sammenlikningen må i all hovedsak bygge på observasjoner av oksygeninnholdet i bunnvannet. Siktedypet er en litt subjektiv parameter, og viser dessuten både algeinnhold og annet suspendert stoff både av mineralisk og organisk herkomst.

4.2.1 Oksygeninnholdet i bunnvannet.

Oksygeninnholdet i bunnvannet på slutten av stagnasjonsperiodene vil til en stor grad avhenge av det generelle eutrofinivå, dvs. hvor mye organisk stoff som produseres og som må nedbrytes. Lengden på stagnasjonsperiodene, som bestemmes av klimaet og meteorologiske forhold, vil imidlertid også være utslagsgivende for en innsjø som Borrevann. Særlig viser det seg at en kald vinter med tilsvarende lang islegging vil føre til at det før isgang registreres oksygeninnhold i bunnvannet. Det er ikke foretatt målinger under isen i 1992. På ettersommeren ble det 12. august imidlertid registrert at oksygenet var forsvunnet under 11 m.

Figur 4.6 viser hvordan oksygenforholdene stadig blir mer anstrengt desto lenger nedover i dypet en kommer på slutten av sirkulasjonsperioden om sommeren. Av figuren ser vi hvordan oksygeninnholdet samvarierer med temperaturen. Temperaturen viser stabiliteten i vannmassen på dette tidspunktet av året, med et sirkulerende vannlag øverst, ned til ca. 9 m et sprangsjikt fra 9 til vel 11 m og et stagnerende bunnvann under dette.



Figur 4.6 Oksygeninnholdet (mg/l) og temperaturforholdene i ulike dyp 12/8-92 for Borrevannet.

Perioder med oksygenvinn på slutten av stagnasjonsperiodene senvinter og sensommer er ikke noe nytt fenomen for Borrevannet. Allerede i Skulbergs avhandling er det rapportert om oksygenvinn 12. februar 1955. Denne situasjonen må ha vedvart til minst etter isløsning 29. april. Dette skjedde sensommer samme år fra minst 2. august til fullsirkulasjon i begynnelsen av oktober.

I 1958 målte Økland oksygen helt ned til bunnen gjennom hele ettersommeren, dog under 5% metning i slutten av august. I en måneds tid på ettervinteren 1959 var oksygenet helt borte fra bunnvannet, mens ettersommeren samme år beholdt bunnvannet såvidt litt oksygen inntil høstfullsirkulasjonen.

I 1975 beholdt Borrevannet i hvert fall noe oksygen i bunnvannet gjennom hele året.

I årene før 1975, da Borrevannet ble avløst av Farris som hovedvannkilde for Horten og Borre, ble det stadig registrert løste mangan- og jernforbindelser i vannet som ble pumpet inn i pumpestasjonen (Nilsen pers.med.). Dette er en klar indikasjon på tilnærmet eller total oksygenfrihet i bunnvannet.

Av disse resultatene kan det synes at Borrevannet i flere tiår har vekslet mellom oksygenvinn i bunnvannet i perioder noen år og tilstedeværelse av oksygen andre år. Disse variasjonene er stort sett klimatisk betinget. Særlig ettervintre med lang islegging gjør at nedbrytningsprosessen av organisk stoff som er produsert i for stort monn året før, er så omfattende og skjer gjennom en så lang periode at bunnvannets oksygen tappes helt ut. Det er vanskelig å se noen trend mhp. disse forholdene, pga. få observasjoner. En måtte hatt flere års observasjoner, og foretatt en justering for lengden på vinterens stagnasjonsperiode for å kunne gi en sikker trend som kunne korreleres til belastningsnivå.

4.2.2 Næringssalter og klorofyll

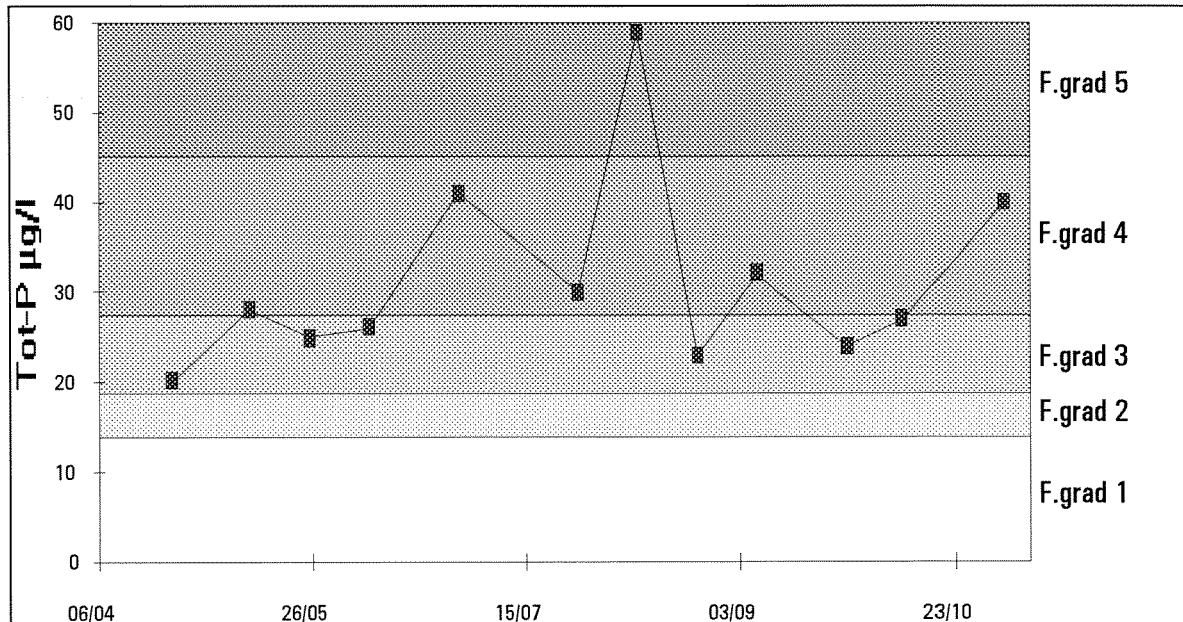
Som nevnt var ikke målinger av næringssalter og klorofyll vanlig på 50- og 60-tallet, og slike målinger ble derfor ikke foretatt før undersøkelsen i 1975.

4.2.2.1 Fosfor

Gjennomsnittet for totalfosfor gjennom sesongen (mai-september) på 0,5 m dyp var 19,4 µg/l. Dette innebærer kun 5 målinger, og synes noe lavt (se kap.3.1). Gjennomsnittet for 1992 med 8 målinger fra (20.mai-1.okt.) var 33 µg/l P for 1992. Disse tallene tyder altså på en øket belastning på resipienten. Flere forhold taler imidlertid imot en slik konklusjon.

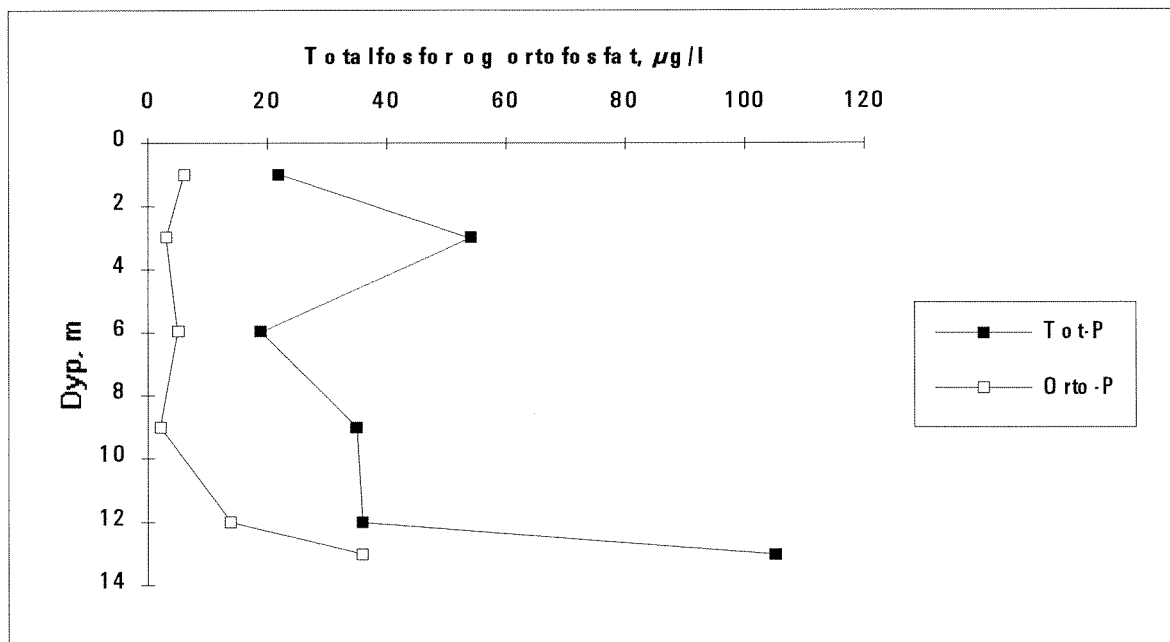
I 1988 ble det i den landsomfattende eutrofiundersøkelsen (Faafeng og medarb. 1990) målt 25,9 i snitt av 4 prøvetakinger. Denne verdien brukes kun som veiledende.

For 1992 med 9 µg/l P som naturlig bakgrunnsverdi vil snittverdien for 1992 på 33 µg/l falle innenfor forurensningsgrad 4, sterkt forurensset. Figur 4.7 viser hvordan verdiene varierer fra målinger ned mot F.grad 2 til målinger langt opp i F.grad 5 i løpet av sesongen.



Figur 4.7 Variasjon i totalfosfor gjennom året 1992 for Borrevannet. Blandprøve 0-6 m. Forurensningsgradene (1-5) er inntegnet.

Den 12. august ble det som tidligere nevnt tatt prøver på flere dyp. Figur 4.4 viser hvordan fosfor konsentrasjonene varierer nedover i dypet. Av figur 4.8 fremgår at bunnvannet under ca 11 m var stagnerende.



Figur 4.8 Totalfosfor og ortofosfatkonsentrasjoner i Borrevann 12/8-92 i forskjellige dyp. (Den høye verdien for totalfosfor i 3 m dyp skyldes antakeligvis en partikkel, dyreplankton eller annet, og er ikke representativ pga. at vannmassen fra overflaten og ned til ca. 9 m er i sirkulasjon og derfor blandes.)

I problembeskrivelsen (kap. 2.1) er det omtalt hvordan Borrevannet til perioder av året gjødsler seg selv via sitt eget sediment. Figur 4.8. indikerer at dette er tilfelle på ettersommeren når oksygenet går helt ut av bunnvannet.

Totalfosforverdiene som i overflaten ligger på 20-30 $\mu\text{g/l}$ går helt opp i over 100 $\mu\text{g/l}$ i bunnvannet. Dette skyldes nok både utlekking fra sedimentene, og det at organisk materiale her nedbrytes og fosfor dermed frigjøres til vannmassene. Ortofosfatkonsentrasjonene som vanligvis er meget lave i overflatevannet på sommeren, pga. hurtig opptak fra algene, stiger også en del i bunnvannet, opp til ca 40 $\mu\text{g/l}$.

At fosforkonsentrasjonene i bunnvannet allikevel ikke er høyere kan tas som et tegn på at frigjøringen av fosfor fra sedimentene ikke er en svært dominerende prosess.

Det antas allikevel at disse konsentrasjonene stiger endel inntil fullsirkulasjon som kan ha intruffet 1 mnd. senere.

4.2.2.2 Nitrogen

I ferskvannsføremønstre i Norge er det generelt sett fosforet som virker begrensende for algevekst. Bare helt unntaksvis, i svært eutrofierte vannforekomster, kan nitrogenet virke begrensende sett over en produksjonssesong.

Bare hvis totalnitrogen/totalfosfor forholdet kommer ned mot eller under 12-13 vil dette skje (Dillon & Rigler 1974, OECD 1982). Selv om vektforholdet mellom nitrogen og fosfor i en gjennomsnitts algecelle er 7:1 (Reynolds, 1984), vil forholdet som begrenser aktiv vekst være noe høyere på grunn ulik biotilgjengelighet mellom fosfor og nitrogen i vannmassene. Borrevannet er svært langt fra å være nitrogenbegrenset, nitrogenet finnes altså i et stort overskudd. Dette er gjennomsnittlige og grove betraktninger. I løpet av en sesong har det vist seg at det i kortere perioder og i begrensede deler av innsjøen kan være forhold som avviker sterkt fra gjennomsnittet.

I 1988 (Fafeng og medarb. 1989) var snittverdien for nitrogen 1320.

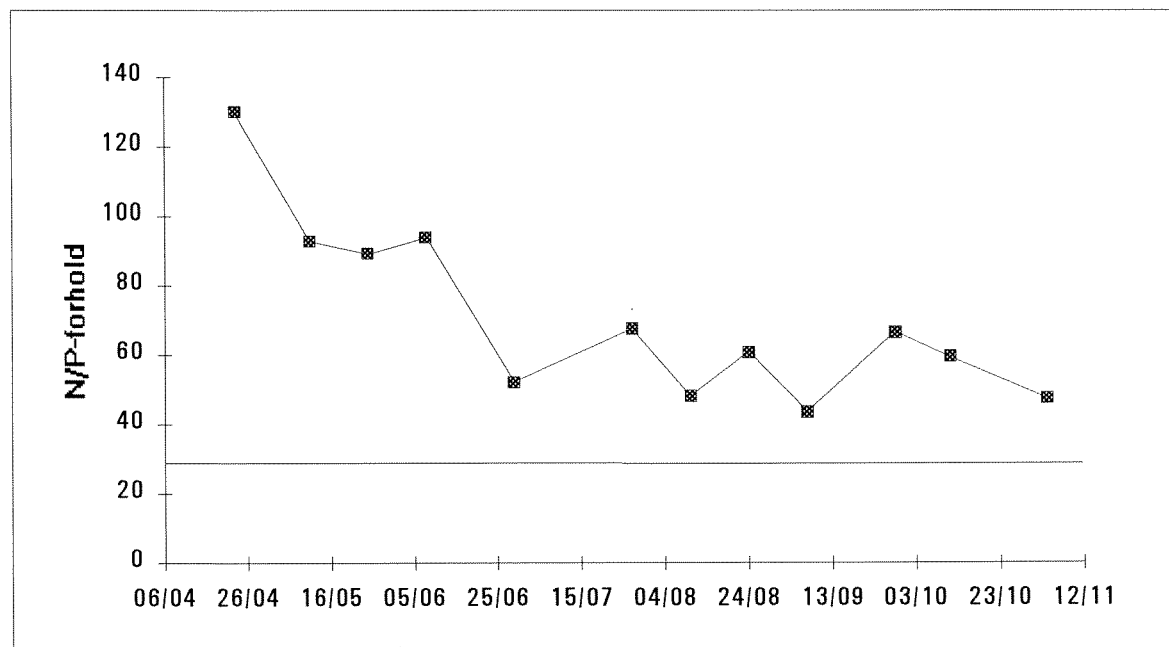
Forholdene i 1992 har ikke vært spesielt "normale" og er derfor neppe representative for den vanlige situasjonen i Borrevannet. Pga. svært lite nedbør på begynnelsen av vekstsesongen er lite av nitrogenet kommet plantene på åkeren til nytte. Det var i gjennomsnitt ca. halv avling i forhold til det normale i 1992 (Eggum pers. med.). Nitrogenet er svært mye mer mobilt enn fosforet, og mye av nitrogen er derfor tilført Borrevannet når først nedbøren kom på sensommeren. Dette er omtalt i kap. 4.1.1.

Middelverdien for totalnitrogen er med bakgrunn i dette svært høy, hele 2340 $\mu\text{g/l}$. Når snittverdien for totalfosfor (for hele prøvetakingsperioden) var 28 $\mu\text{g/l}$, får vi et N/P-forhold på 84, noe som er relativt høyt. I 1988 var forholdet 51.

Det er gjort endel erfaringer med at et lavt N/P forhold favoriserer framvekst av blågrønnalger (Seip 1988). Blågrønnalgene har en rekke konkurransemessige fortrinn i forhold til andre alger. Et av fortrinnene er at de kan fikse molekylært nitrogen (N_2) fra lufta, hvis det til tider på sesongen blir et underskudd på nitrogenforbindelser i vannet.

Skulberg (1991) viser at framveksten av blågrønnalger samvarierer med N/P- forholdet, og et forhold på 29 ser ut til å være kritisk. I 1989 og -90, da det var massoppblomstring av

blågrønnalger, var N/P-forholdet under dette kritiske nivået på 29 i hele perioden på ettersommeren.



Figur 4.9 Forholdet totalnitrogen/totalfosfor i løpet av produksjonssesongen 1992 for Borrevannet. Kritisk nivå på 29 er inntegnet.

For Borrevannet i 1992 har N/P-forholdet ikke vært målt til under 44. Figur 4.9 viser at det for 1992 fortsatt var et stykke igjen ned til det kritiske nivået som er inntegnet på figuren.

Blågrønnalgene har altså neppe kunnet gjort seg nytte av fortrinnet som ligger i nitrogenfiksering i 1992. Dette kan ha vært en medvirkende faktor til at de ikke har slått til dette året.

4.2.2.3 Klorofyll

Mengden av klorofyll a gir et godt estimat av innholdet av planktonalger, selv om innholdet kan variere endel mellom algegrupper og i forhold til algenes kondisjon. Andre metoder for biomasse-estimering av alger, f.eks. ved mikroskopering, innebærer imidlertid også visse usikkerheter, og klorofyllmetoden anses derfor som relativt god.

For 1992 var klorofyllverdiene (blandprøve 0-6 m, mai-sept) 15,5 µg/l. Dette tilsvarer i snitt forurensningsgrad 3, markert forurensset. Verdiene varierer endel med høye verdier på ettersommeren som isolert tilsvarer forurensningsgrad 4, sterkt forurensset. Dette selv om vi ikke hadde noen blågrønnalgeoppblomstring som ellers ville gitt svært høye biomasser.

I 1988 var snittet 13.6 µg/l, noe som tilsvarer samme forurensningsgrad.

Den naturlige bakgrunnsverdien for klorofyll a er beregnet ut fra den gjennomsnittlige naturlige fosforkonsentrasjonen på 9 µg/l ved hjelp av Berges (1987) formel:

$$[Kl a] = 0,6[P]\lambda^{0,96}$$

Dette gir en naturlig Klorofyll a konsentrasjon på 5.0 µg/l.

4.2.4 Algeinnhold og -sammensetning

Kvantitative planteplanktonprøver ble samlet inn fra Borrevann gjennom vekstsesongen 1992. I alt 11 prøver. Prøvene var blandprøver fra 0-6 m dyp. Prøvene ble analysert og analyseresultatene er gitt i tabell V 1 og figur 4.10. Det ble registrert omkring 100 taxon.

Som det fremgår av figuren var det tidlig på våren en viss dominans av kiselalgene (Bacillariophyceae). På forsommeren var det ingen gruppe som viste noen spesiell dominans. Den store prosentvise andelen av kiselalger tidlig på våren skyldes i hovedsak store bestander av Asterionella formosa og Cyclotella glomerata. Utover sommeren og tidlig høst ble planteplanktonet helt dominert av gruppen Dinophyceae (fureflagellater), med store bestander av arten Ceratium hirundinella, som i august utgjorde mer enn 80% av det samlede planteplanktonvolum. Denne arten forsvant så å si helt fra planktonet i løpet av september, og utover i oktober var det gruppen Cryptophyceae som utgjorde det meste av planteplanktonet, med arter som Rhodomonas lacustris (+ v. nannoplanetica) og flere arter av slekten Cryptomonas. Totalvolumet var imidlertid lite på dette tidspunkt av vekstsesongen.

Største registrerte totalvolum i 1992 var på 5242 mm³/m³ og gjennomsnittsverdien på 1947 mm³/mm³.

Disse verdiene i seg selv viser at vannmassene i Borrevann er eutrofe (næringsrike). Dette støttes også av det faktum at et stort antall av de registrerte artene er typiske for næringsrike vannmasser. Kraftige oppblomstringer med dominans av en enkelt art, slik en observerte for fureflagellaten Ceratium hirundinella er også typisk for næringsrike vannmasser.

I motsetning til mange andre sterkt næringsrike vannmasser utgjorde blågrønnalgene (Cyanophyceae) bare en beskjeden andel av det samlede planteplankton i Borrevann.

I fig. 4.10 er vist variasjonene i totalvolum og sammensetning ut fra resultatene av planteplanktonanalyser gjort i 1975 i Borrevann. Den gang ble det analysert prøver fra 0.5, 2 og 5 m dyp. Figuren bygger på gjennomsnittsverdien for disse tre dypene. Disse bør kunne sammenlignes med blandprøvene 0-6 m dyp som ble analysert i 1992 (fig. 4.10).

I 1975 ble det samlet inn prøver fra 7 tidspunkter gjennom sesongen. To av disse ble tatt henholdsvis 6. mars og 6. desember. For sammenligningens skyld mot resultatene i 1992 lar vi disse ikke inngå i beregningene, da tidspunktene er godt utenfor vanlig vekstsesong for planteplankton i området, som er april - oktober.

	1975	1992
Maksimum totalvolum i vekstsesongen (mm ³ /m ³)	4314	5242
Gj.snittsvolum for vekstsesongen (mm ³ /m ³)	2809	1947

Som det fremgår av tabellen ovenfor gir sammenligningene noe høyere maksimum for totalvolum i 1992 sammenlignet med 1975, men gjennomsnittet for vekstsesongen var noe lavere. Her spiller det selvsagt inn at beregningene er basert på 5 observasjoner i 1975 og 10 observasjoner i 1992. Selv om en tar med alle 7 observasjoner i 1975, blir gjennomsnittet av observasjonene noe høyere (2308 mm³/m³), enn for året 1992.








Her må en imidlertid ta i betraktning at analysene for 1975 er "blandet" etterpå og færre antall observasjoner gjør sannsynligheten for å treffe maksimum- og minimumsbestandene av planteplankton mindre.

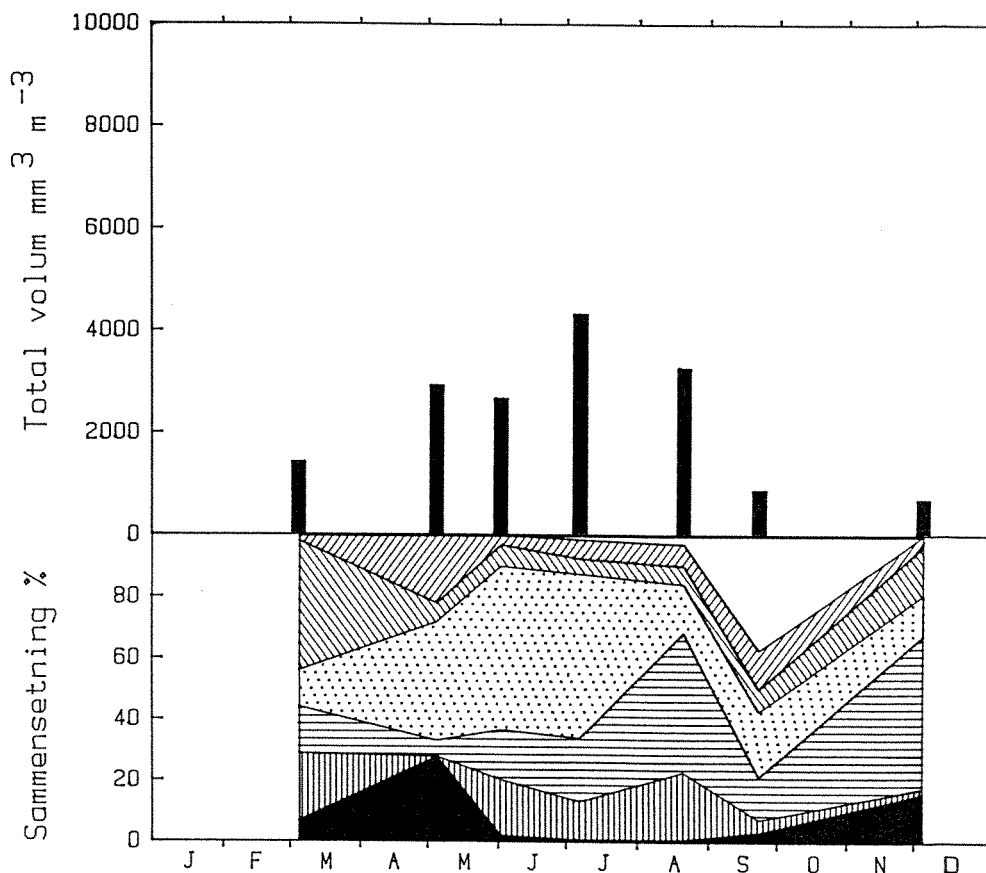
Grovt sett kan en si at med hensyn til total biomasse av planteplankton, synes denne å ha vært på omtrent samme nivå de to årene, og at de registrerte og beregnede maksimale totalvolum og gjennomsnittsvolum for begge årene viser at vannmassene i Borrevann har vært og fortsatt er eutrofe (næringsrike). Alle verdiene faller innenfor eller nær ved intervallene for denne vannkvaliteten ut fra erfaringsmodellene gitt hos Brettum (1989). Den største forskjellen ved sammenligningen av de to observasjonsårene, ser en når en sammenligner variasjonene i prosentvis andel av de viktigste gruppene av planteplankton og de dominerende artene.

I 1975 var gruppen kiselalger (Bacillariophyceae) en svært fremtredende gruppe særlig på forsommeren og midtsommers, med ulike arter innen slekten Cyclotella, (spesielt C. glomerata), Fragilaria crotonensis og Melosira italica. De to siste er typiske og gode indikatorarter for eutrofe vannmasser. Gruppen Cryptophyceae var også av viktighet sesongen sett under ett dette året, mens fureflagellater (Dinophyceae) var av mer underordnet betydning i 1975.

Borrevatn (bl.pr. 0-6 m dyp) År: 1975








TEGNFORKLARING

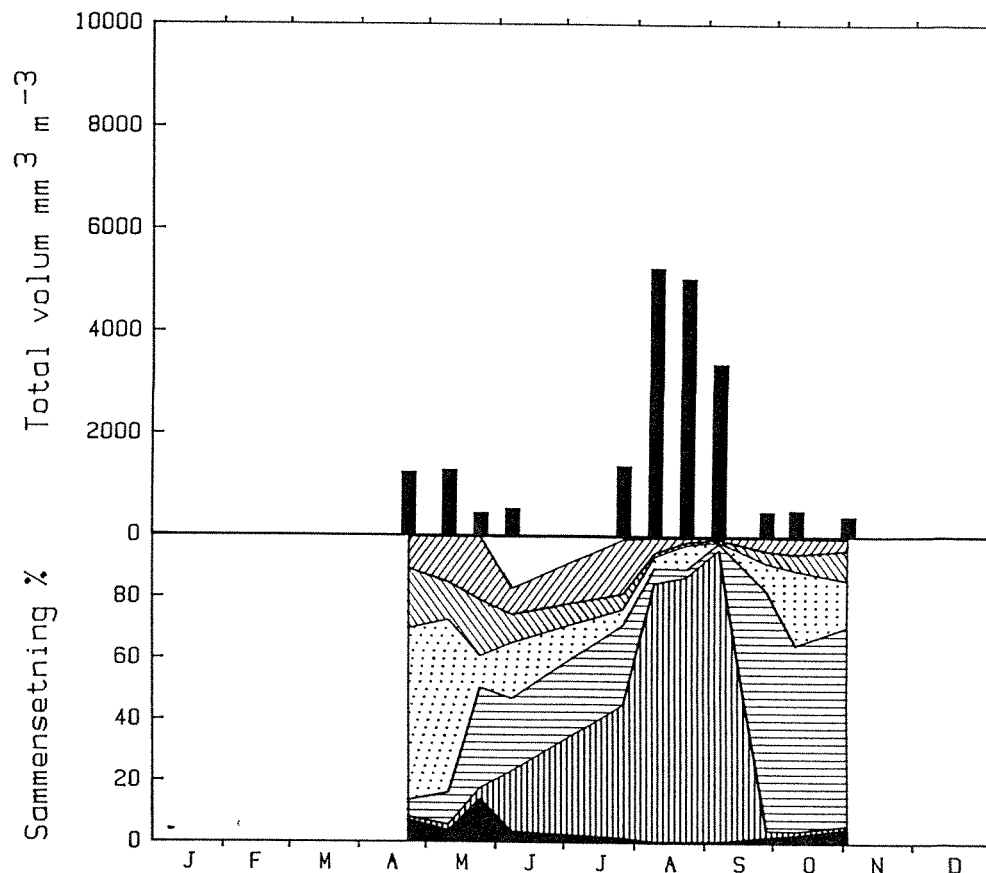
-  *CYANOPHYCEAE*
(Blågrønnalger)
-  *CHLOROPHYCEAE*
(Grønnalger)
-  *CHRYSOPHYCEAE*
(Gullalger)
-  *BACILLARIOPHYCEAE*
(Kiselalger)
-  *CRYPTOPHYCEAE*
-  *DINOPHYCEAE*
(Fureflagellater)
-  *MY-ALGER*



Borrevatn (bl.pr. 0-6 m dyp) År: 1992

TEGNFORKLARING

-  *CYANOPHYCEAE*
(Blågrønnalger)
-  *CHLOROPHYCEAE*
(Grønnalger)
-  *CHRYSOPHYCEAE*
(Gullalger)
-  *BACILLARIOPHYCEAE*
(Kiselalger)
-  *CRYPTOPHYCEAE*
-  *DINOPHYCEAE*
(Fureflagellater)
-  *MY-ALGER*



Figur 4.10 Totalvolum og sammensetning av planktonalger for Borrevannet i årene 1975 og 1992.

På høsten dukket det i 1975 opp noe blågrønnalger (Cyanophyceae) i planteplanktonet, spesielt Microcystis aeruginosa (tidligere M. flos-aquae) som også er en typisk art for næringsrike vannmasser.

I 1992 hadde kiselalgene, som nevnt tidligere, betydning i det samlede planteplankton bare om våren med artene Cyclotella glomerata og Asterionella formosa. Gruppen Cryptophyceae var også av viktighet i det samlede planteplankton dette året, særlig om høsten.

Største forskjellen de to årene er imidlertid den kraftige oppblomstringen av fureflagellaten Ceratium hirundinella på ettersommeren 1992. Oppblomstringen av denne arten i næringsrike innsjøer er ikke uvanlig, men mengdene varierer sterkt fra år til år i samme innsjø. I 1992 var det en meget tørr og varm vår og forsommer, mens resten av sommeren og høsten var mer kjølig og nedbørrik.

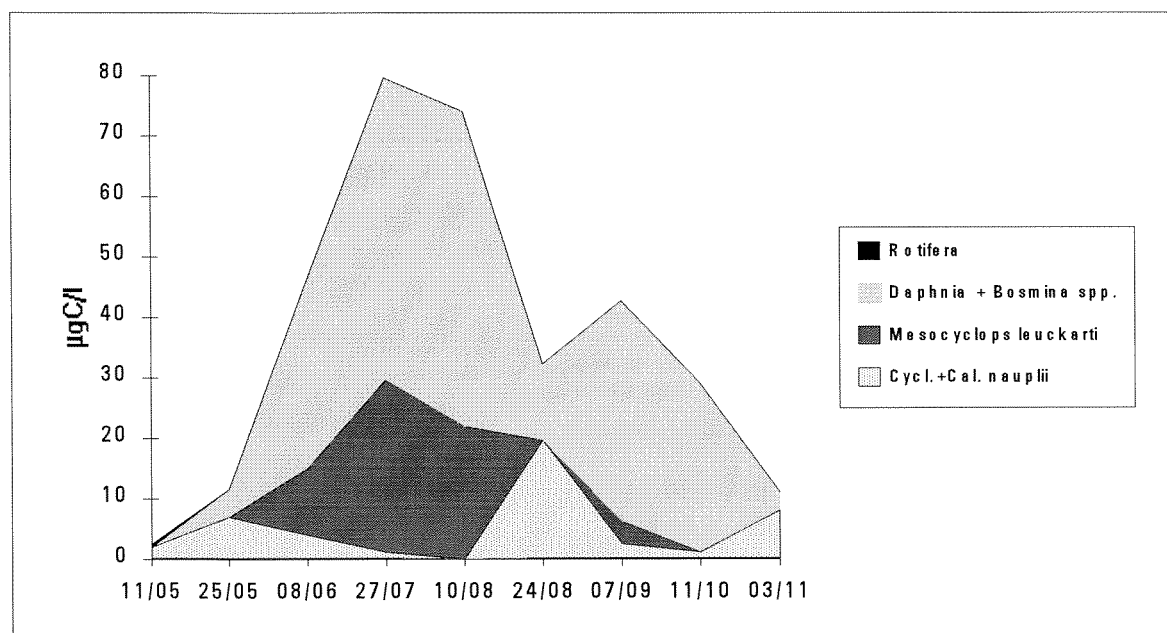
Også 1975 var meget tørr og varm store deler av sommeren, men mest på ettersommeren (maks 34°C i august), men det var en tildels nedbørrik høst. De to årene hadde derfor relativt sett mange likhetspunkter, selv om våren og forsommeren var betydelig tørrere og varmere i 1992 enn i 1975.

Det er vanskelig å knytte de registrerte forskjellene i planteplanktonsammensetningene de to årene direkte til de klimatiske forholdene, selv om det er rimelig å anta at de variasjoner en har registrert i mengde, verdier og tidspunkter for nedbør og temperatur de to årene i forhold til utgangskonsentrasjoner i begynnelsen av vekstsesongen har vært medvirkende årsaker til de variasjoner i planteplanktonsammensetningene som ble observert.

4.2.5 Dyreplanktoninnhold og -sammensetning

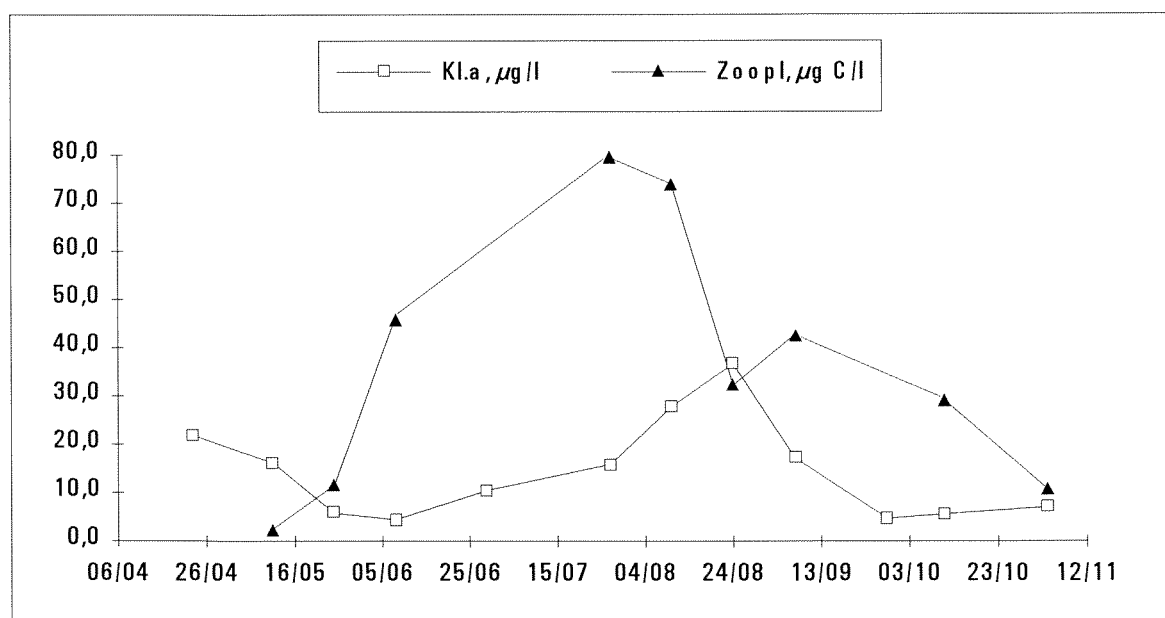
Sammenstningen av dyreplanktonet viser at det er et typisk eutroft samfunn. Figur 4.11 viser sammensetningen slått sammen til 4 hovedgrupper. Av gruppen Daphnia spp + Bosmina spp utgjør arten D. cucullata en meget stor andel. Dette er en art som tåler et beitepress fra zooplanktonspisende fisk ganske godt.

Det er et svært lite innslag av rotatorier (hjuldyr). Dette tyder på at beitepresset er stort men ikke meget stort. I svært eutrofe lokaliteter med et meget stort beitepress kan cladocerene (ex. Daphnia) gå helt ut, og bli erstattet med de mindre beitbare rotatoriene. Det er brukt 95 µm filter, noe som gjør at de minste rotatoriene slipper igjennom. Hvis det hadde vært et dominerende rotatoriesamfunn ville allikevel de fleste blitt fanget opp av dette filteret.



Figur 4.11 Sammensetning og totalvolum for dyreplanktonet i Borrevann 1992, 0-6 m blandprøve.

Biomassevolumet er som forventet med en topp midt på sommeren en nedgang mot ettersommeren og en liten høsttopp. Figur 4.12 viser hvordan forholdet mellom planktonalgene og dyreplanktonet varierer med motsatt amplitude. Dette er en normal variasjon som viser hvordan planktonalgene kan øke til sitt maksimale nivå på ettersommeren når beitepresset fra dyreplanktonet er relativt lavt.



Figur 4.12 Dyreplankton og planteplankton i Borrevann 1992, 0-6 m blandprøve.

5. Brukerinteresser og egnethet for bruk

5.1 Dagens bruk.

Den viktigste brukerinteressen i forhold til Borrevannet er den knyttet til innsjøen som reserve drikkevannskilde. Når en innsjø brukes til drikkevann, gjør det at endel andre aktiviteter og brukerinteresser til en viss grad må vike. Det er da også lagt restriksjoner på visse bruksformer som f.eks. bruk av båt på innsjøen. Her må innhentes grunneiers tillatelse. Bruk av motorbåt er forbudt.

Det er ikke forbudt å bade i Borrevann, men innsjøen brukes bare helt sporadisk til friluftsbading. Forskningsresultater viser at selve badingen ikke virker særlig forurensende.

I mai og juni brukes Borrevannet jevnlig til sportsfiske. Med grunneiers tillatelse kan robåt eller kano brukes, og tidlig på sesongen er det jevnlig 4-5 båter som bruker vannet hver kveld. At ikke denne aktiviteten er større kan ha sammenheng med den svært begrensede tilgjengeligheten til Borrevannet ved at de fleste nedkjøringer til vannet er stengt. Denne aktiviteten har en helt marginal forurensende effekt.

Videre brukes området til endel turgåing og annen rekreasjon.

Foruten at innsjøen pga. drikkevannsinteressene har en begrenset tilgjengelighet for rekreasjonsmessig bruk, har Hortensfolk (Borrefolk ?) et svært godt og nærliggende alternativ ved Oslofjorden. Dette både med hensyn til friluftsbading, båtliv og annen rekreasjon.

5.2 Klassifisering av innsjøens egnethet til forskjellig bruk

Til å klassifisere egnethet er det brukt SFT/NIVAs miljøkvalitetskriterier for ferskvann (SFT/NIVA in prep.) Dette er en kortform av SFTs håndbok i vannkvalitetskriterier for ferskvann (1989).

En vurdering av egnetheten bygger på innsjøens forurensningstilstand. Denne tilstanden skiller seg fra forurensningsgraden i det at det ikke tas hensyn til den naturlige bakgrunnsbelastningen. Det er dagens tilstand som er utslagsgivende for hva slags bruk vannet er egnet til, uavhengig av hvor mye av denne tilstanden som skyldes naturlig påvirkning eller menneskelig påvirkning.

Det er utarbeidet et egnethetssystem på bakgrunn av en rekke aktiviteter eller brukerinteresser som f.eks. egnet til råvannkilde, friluftsbading, jordvanning, fiskeoppdrett og sportsfiske.

Pga. at andre brukerinteresser er mindre aktuelle når hovedinteressen er bruk som

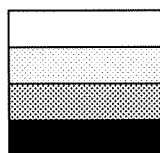
råvannskilde, bør det ikke legges så altfor stor vekt på disse andre interessene. De er allikevel tatt med for å gi en bredere beskrivelse av vannforekomsten (tabell 5.1). Brukerinteressene knyttet til Borrevannet som råvannskilde til drikkevann og til jordvanning diskuteres i det etterfølgende.

Tabell 5.1 Egnethetsskjema for Borrevannet i forhold til ulike brukerinteresser og miljøparametre.

	Fosfor	Nitrogen	Kl.a	Partikler	Bakterier	SAMLET
Drikkevann- råvannskilde						
Jordvanning - åker og eng						
Friluftsbad						
Sportsfiske						

Egnethetsklasser:

- 1: Godt egnet
- 2: Egnet
- 3: Mindre godt egnet
- 4: Ikke egnet.



5.2.1 Råvannskilde for drikkevann

Tabellen viser at Borrevannet er en dårlig kilde til råvann. Det er særlig algeinnholdet som er for stort. Bakterieinnholdet er i og for seg ikke spesielt høyt. Kloreringen virker kun på bakteriene, og virker ikke inn på algeinnholdet.

En fullrensing med kjemisk felling er det som skal til for å få fjernet det alfor store innholdet av planktonalger.

Følgende beskrivelse er gitt i miljøkvalitetskriteriene for klasse 4, ikke egnet som råvannskilde: "Vannkilden er ikke tilrådelig som drikkevannskilde Meget omfattende behandling er i så fall nødvendig."

Gjennomføring av tiltak som gir en vannkvalitet som korresponderer med egnethetsklasse 3, mindre godt egnet som råvannskilde, vil hjelpe en god del. Følgende beskrivelse er gitt for denne klassen: "God drikkevannskvalitet" kan oppnås etter omfattende behandling, dvs. fullrensing (kjemisk felling), samt evt. behandling for å fjerne lukt og smak."

Hva som skal til av tiltaksgjennomføring for å nå dette vil utredes nærmere i tiltaksanalysen (Bratli og medarb. in prep.)

Prøvene er tatt i overflatevann (0-6 m), mens råvannet tas fra dypvannet. Til visse tider på året er dypvannet av en bedre kvalitet enn overflatevannet. I sirkulasjonsperiodene vår og høst vil allikevel vannkvaliteten være dårlig jevnt over, og på slutten av stagnasjonsperiodene, ettersommeren og ettervinteren, vil bunnvannet pga. oksygenfrihet ha en dårligere vannkvalitet enn overflatevann. Ved klassifiseringen er det tatt hensyn til dette forhold.

5.2.2 Jordvanning

Det er her tatt utgangspunkt i egnethet for vanning av vekster på åker og eng. Innsjøvannet klassifiseres som mindre godt egnet til det. Grunnen er at eutrofiparametrene fosfor og klorofyll er så høye at faren for framvekst av problemalger med dårlig lukt og smak, tilslamming og sågar giftproduserende blågrønnalger er stor.

Ved vanning av bær og grønnsaker som skal spises uten forbehandling (koking) mener SIFF at det skal være drikkevannskvalitet. Dette innebærer bl.a. helt fravær av termotolerante koliforme bakterier, og vannet er også på grunn av denne parameteren uegnet som vanningsvann til denne type vekster. STIL arbeider forøvrig, gjennom en arbeidsgruppe, med nye kriterier for vanningsvann.

Det er også sett på egnetheten til bekkevannet ved stasjon 1, Adal og stasjon 7, Sandeelva utløp. Sistnevnte stasjon vil falle i kategori 4, ikke egnet til jordbruksvanning, pga. for høyt bakterienivå. Stasjonen ved Adal har noe bedre egnethet, klasse 3. Dette i forhold til åkervekster.

Bakterienivået er her den absolutt mest tungtveiende parameteren i og med at det ikke er noen ovenforliggende innsjøer med høye næringssaltverdier som evt. kan produsere problemalger. Næringssaltnivå og klorofyllinnhold er derfor i disse bekkestasjonene av begrenset viktighet.

Litteratur

- Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. NIVA-rapport O-85110, 45 s.
- Berge, D. og T. Källqvist 1990. Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning. Sammenliknet med andre forurensningskilder. Sluttrapport. NIVA-rapport O-87079. 130 s.
- Bratli, J. L., K. Magnussen & R. Aspmo 1993. Restaurering av Borrevann - Tiltaksanalyse for reduserte fosfortilførsler - Utprøving av nye tiltak mot diffus landbruksforurensning. NIVA-rapport, in prep.
- Brettum, P. 1989. Alger som indiaktor på vannkvalitet i norske innsjøer, O-86116 NIVA-rapport 2344, 111 s.
- Dillon, P. J. & F. H. Rigler 1974. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.* Vol. 19, no. 5, s 767-773.
- Faafeng, B. og medarb. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofisisituasjonen i 355 innsjøer i Norge. Statlig program for forurensningsovervåking rapport 389/90. NIVA L-nr. 2355.
- Holtan, H. & S. O. Åstebøl 1991. Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til fjorder og vassdrag, revidert utgave - november 1991. SFT-rapport nr. 91:10. TA-774/1991.
- Miljøvernavdelingen i Vestfold, 1985. Forurensningsregnskap for vassdrag i Vestfold 1985, MVA-rapport, 65 s.
- OECD 1982. Eutrophication of waters: Monitoring, assessment and control. OECD EUTROPHICATION PROGRAMME - FINAL REPORT. Paris, France, 155 s.
- Reynolds, C. S. 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, 384 s. ISBN 0 521 23782 5.
- Seip, K. L. 1988. Et regelsystem for å identifisere innsjøers respons på reduksjoner i fosforbelastning. Del II. Forekomst av blågrønnalger (Cyanobacteria). *Limnos* 3, s. 8-12.
- Skulberg, O. 1991. Akersvannet. Blågrønnalger - vannkvalitet, resultater av undersøkelser i 1989 og 1990. NIVA - rapport nr. L-2646. 56 s.
- SFT/NIVA 1992. Miljøkvalitetskriterier for ferskvann, kortversjon, in prep.
- SFT 1989. Vannkvalitetskriterier for ferskvann. Statens forurensningstilsyn, TA-630. Hans Holtan(red.).

Vedlegg 1. Fyttoplanktoninnhold og -sammensetning

Tabell V.1. Kvantitative planteplanktonprøver fra: Borrevatn (bl.pr.0-6 m dyp)
 Volum m³/m³

GRUPPER/ARTER Dato=> 921011 921103

Cyanophyceae (Blågrønnalger)

Anabaena solitaria f.planctonica	-	-
Aphanocapsa elachista	-	-
Aphanothece sp.	-	-
Bomphosphaeria lacustris	-	-
Microcystis aeruginosa	-	-
Microcystis incerta	2.7	2.7
Sum	2.7	2.7

Chlorophyceae (Grønnalger)

Ankyra judai	.5	-
Ankyra lanceolata	-	-
Botryococcus braunii	-	-
Carteria sp. (l=6-7)	5.3	-
Chlamydomonas sp. (l=12)	-	-
Chlamydomonas sp. (l=8)	-	-
Coelastrum microporum	.4	-
Coelastrum reticulatum	-	-
Coelastrum sphaericum	-	-
Cosmarium depressum	3.5	2.0
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	-	-
Franceia ovalis	-	-
Gyromitus cordiformis	-	-
Monoraphidium dybowskii	-	-
Monoraphidium komarkovae	-	-
Monoraphidium minutum	-	-
Docystis marssonii	-	-
Docystis parva	1.3	-
Pediastrum boryanum	-	-
Pediastrum duplex	-	-
Pediastrum tetras	-	-
Scenedesmus arcuatus	-	-
Scenedesmus armatus	-	-
Scenedesmus bicaudatus	-	-
Scenedesmus ecornis	1.2	-
Scenedesmus quadricauda	-	-
Scenedesmus sp. (S.bicellularis ?)	3.2	4.8
Sphaerocystis Schroeteri	8.9	3.5
Staurastrum paradoxum	-	-
Tetraedron caudatum	.5	-
Tetraedron minimum v.scrobiculatum	1.2	-
Tetraedron minimum v.tetralobulatum	.2	.6
Trebauria triappendiculata	-	-
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	-	-
Ubest.ellipsoidisk gr.alge	-	1.4
cf.Dictyosphaerium subsolitarium	-	1.9
Sum	26.1	14.2

Chrysophyceae (Gullalger)

Aulomonas purdyi	-	-
Chromulina sp.	-	1.7
Chrysochromulina parva	-	-
Craspedomonader	-	-
Dinobryon cylindricum	-	-
Dinobryon divergens	-	-
Dinobryon sertularia	-	-
Mallomonas spp.	-	-
Mallomonas tonsurata (v.alpina)	-	-
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	5.7	15.2
Såå chrysomonader (<7)	11.6	12.7
Spiniferomonas sp.	-	-
Stelaxomonas dichotoma	-	-

Store chryomonader (>7)	9.5	8.6
Syncrypta sp.	-	-
Synura sp. (l=9-11,b=8-9)	-	-
Ubest.chryomonade (Ochromonas sp.?)	-	-
Ubest.chrysophyceae	-	-
Sum	26.8	38.2
Bacillariophyceae (Kiselalger)		
Achnanthes sp. (l=15-25)	1.2	-
Asterionella formosa	-	-
Cyclotella glomerata	-	5.9
Cyclotella sp. (d=8-12,h=5-7)	-	-
Cyclotella stelligera	-	-
Diatoma elongata	-	-
Fragilaria crotonensis	-	-
Melosira ambigua	-	-
Melosira distans v.alpigena	3.4	5.6
Melosira italica v.tenuissima	-	-
Nitzschia sp. (l=40-50)	-	-
Stephanodiscus hantzschii	119.3	47.7
Synedra acus v.radians	-	-
Synedra sp. (l=30-40) S.rumpens ?	-	-
Synedra sp. (l=50-80)	-	-
Synedra ulna	-	-
Sum	123.8	59.3
Cryptophyceae		
Cryptomonas cf.parapyrenoidifera	21.2	2.7
Cryptomonas curvata	62.0	85.0
Cryptomonas erosa	63.6	25.2
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	48.2	24.1
Cryptomonas marssonii	19.9	21.2
Cryptomonas sp. (l=15-18)	2.4	-
Cryptomonas spp. (l=24-28)	26.5	10.6
Katablepharis ovalis	5.7	10.5
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	53.8	73.9
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	5.2	-
Sum	308.5	253.2
Dinophyceae (Fureflagellater)		
Ceratium furcoides	-	-
Ceratium hirundinella	5.4	-
Gyrodinium cf.lacustre	-	-
Peridiniopsis edax	-	-
Peridinium aciculiferum	-	-
Peridinium cinctum	-	-
Peridinium cunningtonii	-	-
Peridinium goslaviense	-	-
Peridinium inconspicuum	-	-
Peridinium palustre	-	-
Peridinium sp. (l=15-17)	.7	4.4
Sum	6.1	4.4
My-alger		
Sum	13.6	18.1

Total	507.5	390.0
=====		

Stora chrysonader (>7)	86.1	72.3	29.3	21.5	18.9	20.7	18.9	6.9	4.3
Syncrypta sp.	-	4.8	-	-	-	-	-	-	-
Synura sp. (l=9-11,b=8-9)	-	3.2	-	2.8	-	-	-	-	-
Ubest.chrysonade (Ochromonas sp.?)	-	-	-	-	-	.5	-	-	.3
Ubest.chrysophyceae	-	-	-	-	-	-	.3	-	-
Sum	243.3	154.7	80.5	49.0	68.7	59.7	49.1	24.6	18.5
Bacillariophyceae (Kiselalger)									
Achnanthes sp. (l=15-25)	-	-	1.2	-	-	-	-	-	-
Asterionella formosa	514.1	620.1	1.8	33.1	33.0	141.8	379.0	6.6	-
Cyclotella glomerata	153.0	52.7	11.3	-	-	-	-	-	-
Cyclotella sp. (d=8-12,h=5-7)	-	-	-	3.7	-	-	-	-	-
Cyclotella stelligera	-	-	-	-	-	-	-	3.4	-
Diatoma elongata	-	33.4	-	-	-	-	-	-	-
Fragilaria crotonensis	2.2	1.1	-	29.7	22.8	14.3	14.3	2.2	-
Melosira ambigua	.9	-	-	-	-	-	-	-	-
Melosira distans v.alpigena	2.3	-	1.6	1.1	2.3	21.4	5.2	2.3	7.9
Melosira italica v.tenuissima	6.4	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia sp. (l=40-50)	-	5.6	1.9	-	.9	-	-	-	-
Stephanodiscus hantzschii	8.0	4.2	19.1	26.2	9.5	15.9	1.1	-	35.0
Synedra acus v.radians	3.4	-	-	-	-	-	-	-	-
Synedra sp. (l=30-40) S.rupeus ?	2.2	8.9	5.6	1.1	-	-	-	.6	-
Synedra sp. (l=50-80)	-	-	2.4	-	-	-	-	-	-
Synedra ulna	1.6	-	-	-	1.4	1.6	-	-	-
Sum	694.0	726.0	44.8	95.0	69.9	195.0	399.6	15.1	42.9
Cryptophyceae									
Cryptomonas cf.parapyrenoidifera	-	5.3	-	6.4	44.5	73.1	9.5	19.1	21.2
Cryptomonas curvata	1.0	-	2.0	2.0	9.0	21.0	5.0	1.0	52.0
Cryptomonas erosa	-	-	-	12.6	42.4	50.4	20.1	22.7	93.1
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	-	-	-	8.5	28.6	23.9	26.0	17.0	55.1
Cryptomonas marssonii	-	1.0	2.2	20.4	12.7	-	8.5	-	38.2
Cryptomonas sp. (l=15-18)	-	-	3.6	7.2	3.7	-	6.6	-	6.0
Cryptomonas spp. (l=24-28)	.8	2.8	3.2	24.0	58.3	21.2	10.6	5.3	42.4
Katablepharis ovalis	31.8	12.7	23.9	3.6	31.5	8.6	3.8	3.1	1.0
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	33.1	112.8	100.2	16.0	70.7	52.4	27.2	5.2	58.6
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	-	-	9.5	24.1	55.1	7.3	7.2	-	10.3
Sum	66.7	134.6	144.5	124.6	356.6	257.8	124.5	73.3	377.9
Dinophyceae (Fureflagellater)									
Ceratium furcoides	-	-	-	-	8.0	20.0	8.0	-	-
Ceratium hirundinella	-	5.4	-	91.8	567.0	4098.6	4249.8	3175.2	5.4
Gymnodinium cf.lacustre	-	3.7	7.4	-	4.2	-	-	-	-
Peridiniopsis edax	-	-	1.9	-	-	-	-	-	-
Peridinium aciculiferum	7.2	-	-	-	-	-	-	-	-
Peridinium cinctum	-	-	-	-	7.0	21.0	7.0	-	-
Peridinium cunningtonii	-	-	-	.8	-	-	-	-	-
Peridinium goslaviense	6.0	-	-	-	-	-	-	-	-
Peridinium inconspicuum	.5	.4	.7	12.4	7.0	17.9	.8	-	-
Peridinium palustre	-	-	-	-	-	275.2	94.6	24.0	-
Peridinium sp. (l=15-17)	-	15.8	5.6	-	-	-	4.4	-	4.4
Sum	13.7	25.4	15.6	105.0	593.2	4432.7	4364.6	3199.2	9.6
My-alger									
Sum	85.9	45.5	62.0	17.6	20.6	16.4	13.0	12.6	9.5

Total	1236.6	1282.0	439.7	526.6	1365.9	5242.9	5039.2	3355.4	481.3
=====									

Vedlegg 2. Analysemetoder

Analyseparameter	Enhet	Metode	Merknad
Total fosfor	µg/l	NS 4725, ASN 60-05/90 Tecator (FIA)	Ufiltrert
Orto-fosfat	µg/l	NS 4724, ASN 60-05/90 Tecator (FIA)	Filtrering 0,45 µm
Total nitrogen	µg/l	NS 4743, ASN 62-01783 (FIA)	
Nitrat	µg/l	NS 4745, ASN 62-01783 (FIA)	
Ammonium	µg/l	NS 4746	
Klorofyll a	µg/l	NS 4767	Aceton, oppmaling
Termostabile koliforme	ant. pr. 100 ml	NS 4792	
Surhetsgrad	pH	NS 4220	
Turbiditet	FTU	NS 4723	
Farge	mg Pt/l	NS 4722	
Konduktivitet	mS/m 25 °C	NS 4721	

Vedlegg 3. Primærtabeller

TABELL 1. ANALYSERESULTATER FRA BORREVANNET 1992.
STASJON Innsjøstasjon.

DATO	TOT-P	TOT-N	Nitrat	Kl.a	pH	Turb.	Farge	Kond.	Siktedyp	Kimtall	Kolif.	Termot.
	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$		FTU	mg Pt/l	mS/m	m	pr. ml	pr.100ml	pr.100ml
23/04/92	20	2600	2140	21,9	7,3	1,8	25	23,5	2,5			
11/05/92	28	2600	2300	16,2	8,1	3,2	25	22,0			0	0
25/05/92	25	2230	2000	5,8	7,9	1,5	23	25,7			5	5
08/06/92	26	2440	1890	4,4	7,3	0,7	20	23,6	3,3	180	1	1
29/06/92	41	2140	1280	10,6	9,0	2,0	18	26,9	3,1	460	2	0
27/07/92	30	2030	1050	15,9	8,2	2,0	18	25,2	2,2	275	9	4
10/08/92	59	2840	980	27,9	7,8	1,4	18		2,0	450	14	14
24/08/92	23	1400	700	36,7	8,8	1,8	18		1,8			0
07/09/92	32	1400	760	17,2	8,4	1,5	20		1,6			0
28/09/92	24	1600	1200	4,7	7,5	1,6	18		2,5	1968	4	4
11/10/92	27	1600	1300	5,6	7,7	0,8	20		2,3	250	17	1
03/11/92	40	1900	1500	7,1	7,5	2,4	38		2,0			36
Gjennomsnitt	31	2065	1425	14,5	8	1,7	22	24,5	2,3	597	7	6
Maks. verdi	59	2840	2300	36,7	9,0	3,2	38	26,9	3,3	1968	17	36
Min. verdi	20	1400	700	4,4	7,3	0,7	18	22,0	1,6	180	0	0
Median	28	2085	1290	13	8	2	20	24	2	363	5	1

TABELL 1. ANALYSERESULTATER FRA BORREVANNET 1992.
STASJON 1. Adalsbekken.

DATO	TOT-P	Orto -P	TOT-N	Nitrat	Amm.	Termot.
	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	ant/100ml
23/04/92	39	17	4040	3890	180	12
27/07/92	940	120	2560	1840	170	520
11/10/92	99	85	6200	5900	95	1
03/11/92	280	180	9800	9500	110	644

Gjennomsnitt	340	101	5650	5283	139	294
Maks. verdi	940	180	9800	9500	180	644
Min. verdi	39	17	2560	1840	95	1
Median	190	103	5120	4895	140	266

TABELL 2. ANALYSERESULTATER FRA BORREVANNET 1992.
STASJON 2. Tokerødbekken.

DATO	TOT-P	Orto -P	TOT-N	Nitrat	Amm.	Termot.
	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	ant/100ml
23/04/92	19	13	2390	2330	7	2
27/07/92	52	38	1740	1210	7	81
11/10/92	26	16	3110	3100	8	2
03/11/92	230	80	9500	8300	180	50

Gjennomsnitt	82	37	4185	3735	51	34
Maks. verdi	230	80	9500	8300	180	81
Min. verdi	19	13	1740	1210	7	2
Median	39	27	2750	2715	8	26

TABELL 3. ANALYSERESULTATER FRA BORREVANNET 1992.
STASJON 3. Tokerødveien, RV 306.

DATO	TOT-P	Orto -P	TOT-N	Nitrat	Amm.	Termot.
	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	ant/100ml
23/04/92	27	12	3400	3160	3	1
11/05/92	25	8	3300	3290	10	846
25/05/92	42	18	2890	2510	36	100
08/06/92	85	43	3730	1950	54	184
29/06/92	86	44	1960	1660	69	39
27/07/92	81	64	2500	2120	32	165
10/08/92	88	87	2870	2220	1	350
24/08/92	104	60	23900	22600	97	2200
07/09/92	77	60	11300	9900	14	85
28/09/92	59	43	7900	7700	14	79
11/10/92	60	2	5100	5000	56	1
03/11/92	250	170	9300	9100	100	595

Gjennomsnitt	82	51	6513	5934	41	387
Maks. verdi	250	170	23900	22600	100	2200
Min. verdi	25	2	1960	1660	1	1
Median	79	44	3565	3225	34	133

TABELL 4. ANALYSERESULTATER FRA BORREVANNET 1992.
STASJON 4. Sump ved Sande mølle.

DATO	TOT-P	Orto -P	TOT-N	Nitrat	Amm.	Termot.
	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	ant/100ml
23/04/92	27	14	3420	3100	9	2
27/07/92	82	49	2840	1740	64	121
11/10/92	58	35	4500	4300	58	31
03/11/92	240	190	9200	8700	240	1089

Gjennomsnitt	102	72	4990	4460	93	311
Maks. verdi	240	190	9200	8700	240	1089
Min. verdi	27	14	2840	1740	9	2
Median	70	42	3960	3700	61	76

TABELL 5. ANALYSERESULTATER FRA BORREVANNET 1992.
STASJON 4b. Skoppumbekken.

DATO	TOT-P	Orto -P	TOT-N	Nitrat	Amm.	Termot.
	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	ant/100ml
23/04/92	51	54	2460	2430	21	24
11/05/92	51	43	2410	2330	55	540
27/07/92	89	79	1850	1040	860	1222
11/10/92	52	46	1400	1200	130	630
03/11/92	70	30	5900	5200	39	1420

Gjennomsnitt	63	50	2804	2440	221	767
Maks. verdi	89	79	5900	5200	860	1420
Min. verdi	51	30	1400	1040	21	24
Median	52	46	2410	2330	55	630

TABELL 6. ANALYSERESULTATER FRA BORREVANNET 1992.
STASJON 5. Snapsrødbekken.

DATO	TOT-P	Orto -P	TOT-N	Nitrat	Amm.	Termot.
	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	ant/100ml
23/04/92	27	16	1270	1140	7	42
27/07/92	43	33	1250	710	35	385
11/10/92	14	2	1300	1100	5	79
03/11/92	70	20	4700	3700	21	1330

Gjennomsnitt	39	18	2130	1663	17	459
Maks. verdi	70	33	4700	3700	35	1330
Min. verdi	14	2	1250	710	5	42
Median	35	18	1285	1120	14	232

TABELL 7. ANALYSERESULTATER FRA BORREVANNET 1992.
STASJON 6. Ryglandsbekken.

DATO	TOT-P	Orto -P	TOT-N	Nitrat	Amm.	Termot.
	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	ant/100ml
23/04/92	17	10	1760	1590	18	63
11/05/92	24	12	1470	1380	286	630
25/05/92	36	13	790	600	37	150
08/06/92	66	27	2450	430	37	72
29/06/92	88	16	1040	430	490	26
27/07/92	84	27	2940	120	83	88
10/08/92	128	54	4150	250	76	170
24/08/92	74	58	23200	21600	65	6000
07/09/92	29	18	10500	9400	19	62
28/09/92	22	4	7900	7700	7	97
11/10/92	19	2	840	500	6	46
03/11/92	150	30	9700	8500	68	443

Gjennomsnitt	61	23	5562	4375	99	654
Maks. verdi	150	58	23200	21600	490	6000
Min. verdi	17	2	790	120	6	26
Median	51	17	2695	990	51	93

TABELL 8. ANALYSERESULTATER FRA BORREVANNET 1992.
STASJON 7. Sandeelva, utløp.

DATO	TOT-P	Orto -P	TOT-N	Nitrat	Amm.	Termot.
	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	ant/100ml
23/04/92	24	9	2860	2590	44	25
11/05/92	30	13	2600	1380	14	83
25/05/92	31	9	2320	1810	13	18
08/06/92	36	5	4630	1630	8	247
29/06/92	18	10	1550	1440	11	32
27/07/92	47	21	1490	900	67	42
10/08/92	31	11	2590	750	1	700
24/08/92	191	137	24300	23500	150	5300
07/09/92	43	37	12100	11100	36	257
28/09/92	40	23	6730	6700	8	113
11/10/92	28	9	3600	3300	6	55
03/11/92	230	80	9300	7700	130	1452

Gjennomsnitt	62	30	6173	5233	41	694
Maks. verdi	230	137	24300	23500	150	5300
Min. verdi	18	5	1490	750	1	18
Median	34	12	3230	2200	14	98

TABELL 9. ANALYSERESULTATER FRA BORREVANNET 1992.
STASJON 8. Vassbånn, kum.

DATO	TOT-P	Orto -P	TOT-N	Nitrat	Amm.	Termot.
	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	ant/100ml
23/04/92	14	2	4700	4540	150	0
11/05/92	36	13	3100	2960	117	435
25/05/92	31	21	2030	1920	80	157
08/06/92	21	6	3790	1550	12	126
29/06/92	29	14	2310	2020	112	371
27/07/92	37	5	3820	1500	26	129
10/08/92	26	17	2640	1360	3	500
24/08/92	33	22	20200	19300	35	2160
07/09/92	85	43	14300	13200	43	20000
28/09/92	50	33	9800	9400	16	730
11/10/92	38	34	6100	6200	18	30
03/11/92	100	30	11900	11300	73	256

Gjennomsnitt	42	20	7058	6271	57	2075
Maks. verdi	100	43	20200	19300	150	20000
Min. verdi	14	2	2030	1360	3	0
Median	35	19	4260	3750	39	314

TABELL 10. ANALYSERESULTATER FRA BORREVANNET 1992.
STASJON 8b. Vassbånn, ekstra.

DATO	TOT-P	Orto -P	TOT-N	Nitrat	Amm.	Termot.
	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	ant/100ml
23/04/92	39	41	8760	8360	5	770
25/05/92	29	16	7080	6410	140	120
08/06/92	37	21	4520	1200	75	332
27/07/92	39	29	3910	1320	28	500
10/08/92	56	38	3130	1430	1	380
24/08/92	144	105	50400	46400	180	2590
07/09/92	77	63	22300	20900	94	140
28/09/92	39	13	16300	16000	20	85
11/10/92	38	24	13500	13000	66	97
03/11/92	120	30	14000	13600	190	780

Gjennomsnitt	62	38	14390	12862	80	579
Maks. verdi	144	105	50400	46400	190	2590
Min. verdi	29	13	3130	1200	1	85
Median	39	30	11130	10680	71	356

TABELL 11. ANALYSERESULTATER FRA BORREVANNET 1992.
STASJON 9. Sembekken.

DATO	TOT-P	Orto -P	TOT-N	Nitrat	Amm.	Termot.
	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	ant/100ml
23/04/92	39	21	4040	3780	5	65
27/07/92	2500	88	6270	3860	28	540
11/10/92	37	25	8300	8100	10	18
03/11/92	140	50	9400	9200	64	390

Gjennomsnitt	679	46	7003	6235	27	253
Maks. verdi	2500	88	9400	9200	64	540
Min. verdi	37	21	4040	3780	5	18
Median	90	38	7285	5980	19	228

TABELL 12. ANALYSERESULTATER FRA BORREVANNET 1992.
STASJON 10. Eskebekk.

DATO	TOT-P	Orto -P	TOT-N	Nitrat	Amm.	Termot.
	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	ant/100ml
23/04/92	14	6	1440	142	3	3
27/07/92	23	12	5990	2590	21	976
11/10/92	23	8	2200	2000	7	540
03/11/92	70	10	2600	2100	25	740

Gjennomsnitt	33	9	3058	1708	14	565
Maks. verdi	70	12	5990	2590	25	976
Min. verdi	14	6	1440	142	3	3
Median	23	9	2400	2050	14	640

TABELL 13. ANALYSERESULTATER FRA BORREVANNET 1992.
STASJON 11. Knutsrødbekken.

DATO	TOT-P	Orto -P	TOT-N	Nitrat	Amm.	Termot.
	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	ant/100ml
23/04/92	18	10	900	750	11	6
11/10/92	77	12	560	26	26	58
03/11/92	40	10	3000	2500	15	160

Gjennomsnitt	45	11	1487	1092	17	75
Maks. verdi	77	12	3000	2500	26	160
Min. verdi	18	10	560	26	11	6
Median	40	10	900	750	15	58

TABELL 14. ANALYSERESULTATER FRA BORREVANNET 1992.
STASJON 12. Vikbekken.

DATO	TOT-P	Orto -P	TOT-N	Nitrat	Amm.	Termot.
	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	ant/100ml
23/04/92	28	24	970	480	6	11
11/10/92	18	4	570	320	7	92
03/11/92	50	10	1900	1400	16	135

Gjennomsnitt	32	13	1147	733	10	79
Maks. verdi	50	24	1900	1400	16	135
Min. verdi	18	4	570	320	6	11
Median	28	10	970	480	7	92

TABELL 15. ANALYSERESULTATER FRA BORREVANNET 1992.
STASJON 11b. Knutsrødbekken, ekstra

DATO	TOT-P	Orto -P	TOT-N	Nitrat	Amm.	Termot.
	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	ant/100ml
03/11/92	190	90	1800	1100	36	480

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2261-8