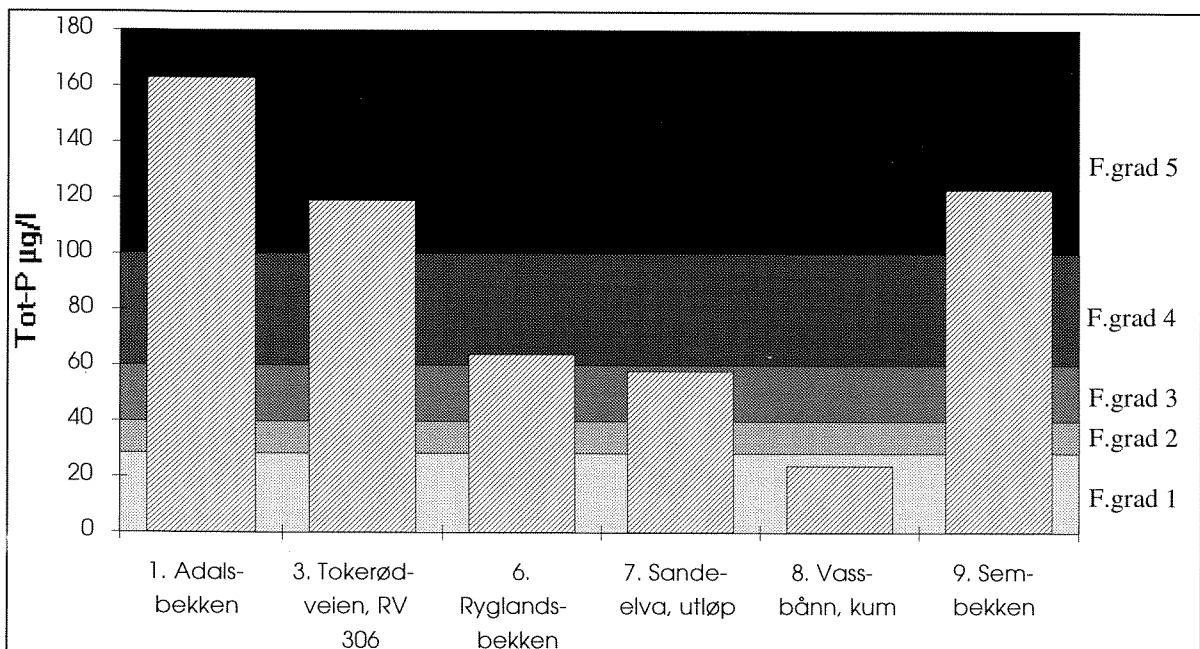





O-92064 E-92426

RESTAURERING AV BORREVANNET

Tiltaksorientert overvåking av Borrevannet og tilførselsbekker 1993



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-92064	
E-92426	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3006	FRI

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel: RESTAURERING AV BORREVANNET Tiltaksorientert overvåking av Borrevannet og tilførselsbekker 1993.	Dato: 31/1-94 Trykket: NIVA 1994
Forfatter(e): Jon Lasse Bratli	Faggruppe: Vannressursforvaltning
	Geografisk område: Borre kommune, Vestfold
	Antall sider: 32 Opplag: 75

Oppdragsgiver: Borre kommune, Statens tilsynsinstitusjoner i landbruket (STIL), Norges forskningsråd ved Norsk hydrologisk komité og NIVA	Oppdragsg. ref.:
--	------------------

Ekstrakt:

Borrevannet, en overgjødset innsjø i Vestfold, og 6 bekkestasjoner i nedbørfeltet er undersøkt i 1993 som en oppfølging av undersøkelsen i 1992. I følge SFT miljøkvalitetskriterier klassifiseres selve innsjøen på grensen mellom "moderat" og "sterkt" forurenset med hensyn på fosforinnhold. 3 av de 6 bekkestasjonene faller i kategorien "meget sterkt" forurenset både med hensyn på fosfor og tarmbakterier. Dette begrenser bruksområdene betraktelig, og gjør disse bekkestrekningen "uegnet" til bl.a. all slags jordvanning.

Fosfornivået er noe lavere i 1993 enn i 1992, men holder seg innen en naturlig variasjon fra år til år.

Tidligere beregnet avlastingsnivå på ca. 50 % av dagens tilførsler ser ut til å være riktig nivå.

Nitrogenverdiene er meget høye.

Det er ikke registrert noen oppblomstring av blågrønnalger hverken i 1992 eller 1993. Derimot var det en solid oppblomstring av fureflagellaten *Ceratium hirundinella*.

4 emneord, norske

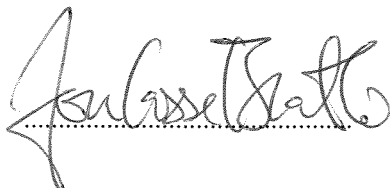
1. Tiltaksorientert overvåking
2. Overgjødsling
3. Forurensningstilførsler
4. Vannkvalitetsklassifisering

4 emneord, engelske

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

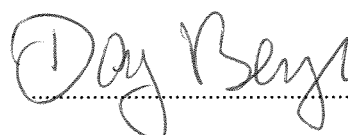
Prosjektleder

Jon Lasse Bratli



For administrasjonen

Dag Berge



ISBN - 82-577-2424-6

Norsk institutt for vannforskning

O-92064

E-92426

RESTAURERING AV BORREVANNET

-

TILTAKSORIENTERT OVERVÅKING AV BORREVANNET OG TILFØRSELSBEKKER 1993

Brekke,
Prosjektleder
Medarbeidere

For administrasjonen

31. januar 1994

Jon Lasse Bratli

Pål Brettum

Alfred Nilsen (Borre kommune)

Dag Berge

Forord

Prosjektet "Restaureringsplan for Borrevannet" kom i stand som et samarbeid mellom NIVA og Arbeidsutvalget for Borrevannet. Overvåkingen av innsjøen med tilløpsbekker startet i 1992 og ble fulgt opp i 1993 med noen færre stasjoner men med relativt hyppig prøvetaking.

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, fiskeforvalter Fylkesmannens miljøvernavdeling*

Pumpemester Alfred Nilsen har også deltatt på noen av møtene. Han har dessuten forestått mesteparten av prøvetakingen, og bidratt med nedbør- og vannstandsdata.

Planteplanktonet er bearbeidet av Pål Brettum ved NIVA.

Vannprøvene er i hovedsak analysert ved NIVAs laboratorier og Næringsmiddeltilsynet i Nordre Vestfold.

Overvåkingen er en del av et større prosjekt som finansieres av Borre kommune, STIL (Statens tilsynsinstitusjoner i landbruket), Norges forskningsråd ved Norsk hydrologisk komité og NIVA.

Oslo, januar 1994

Jon Lasse Bratli

Innhold

Forord	ii
Konkluderende sammendrag	1
1. Innledning.....	3
1.1. Problembeskrivelse og målsetting.....	3
1.2. Prøvetakingsprogram.....	4
1.2.1. Målestasjoner	4
1.2.2. Måletidspunkt og frekvens.....	7
1.2.3. Prøvetakingsmetode.....	7
1.2.4. Parametre.....	7
2. Nedbør og vannstand.....	8
3. Forurensningstilførsler.....	9
4. Forurensningstilstand	9
4.1. Forurensningstilstanden i tilløpsbekkene	10
4.1.1. Overgjødning	10
4.1.2. Mikrobiologisk belastning.....	13
4.2. Overgjødningssituasjonen i innsjøen	14
4.2.1. Oksygeninnholdet i bunnvannet.....	14
4.2.2. Fosfor	15
4.2.3. Nitrogen.....	16
4.2.4. Klorofyll	17
4.2.4. Algeinnhold og -sammensetning.....	18
5. Generell vannkvalitet i innsjøen	20
5.1. pH	20
5.2. Turbiditet	21
5.3. Farge	21
5.4. Siktedyp.....	21
Litteratur	22
Vedlegg 1. Fytoplanktoninnhold og -sammensetning	24
Vedlegg 2. Analysemetoder.....	27
Vedlegg 3. Primærtabeller	28

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 tilførslene 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 igjen. En slik selvgjødslingssituasjon er svært betenkelig.

I 1993 er det ialt undersøkt 6 bekke-stasjoner 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).

For fosfor, som er den parameteren som begrenser algeveksten, faller 3 av de 6 bekke-stasjonene i f.grad 5, meget sterkt forurenset.

En stor del av fosforet er lett tilgjengelig for alger, i snitt 66%, noe som er et større tall enn det som forventes utifra at arealavrenning fra åkerjord, som utgjør en stor del av tilførslene, har en relativt lav algetilgjengelighet.

Innsjøstasjonen, dvs. vannkvaliteten i selve Borrevannet, befinner seg på grensen mellom forurensningsgrad 3 og 4, dvs. moderat til sterkt forurenset med hensyn på fosfor.

For tarmbakterier er også tre av stasjonene å finne i høyeste kategori (f.grad 5, meget sterkt forurenset). Dette er et resultat som med all tydelighet bekrefter at bekkene er påvirket av punktutslipp, særlig kloakkavløp fra dårlige anlegg i spredt bebyggelse. Dette forholdet gjør dessuten at angjeldene bekker eller bekkestrekninger er uegnet til all slags jordvanning, i følge kriteriene fra SFT.

Resultatene fra planteplankton-tellingene viser et overgjødset miljø med mye alger. I september var det en oppblomstring av fureflagellaten *Ceratium hirundinella*, en art som forøvrig også blomstret opp i fjor. Denne algegruppen skaper ikke de samme problemer som det tidligere års oppblomstringer av blågrønnalger har medført.

Ved hjelp av innsjømodeller er totale fosfortilførsler og nødvendig avlastingsnivå beregnet. Dette bekrefter i stor grad fjorårets estimat om at i størrelsesorden en halvering av tilførslene må til for å oppnå en "akseptabel" vannkvalitet. Da vil det ved normale

klimatiske forhold neppe være oksygensvinn i bunnvannet med tilhørende selvgjødslingsproblemer. Faren for oppblomstringer av blågrønnlager som kan være giftproduserende er da også redusert til et minimum. En plan for å nå denne reduksjonen er beskrevet i en egen rapport (Bratli og medarb. 1993)

1. Innledning

1.1. 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. Overgjødslingen 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*, ødelegger leveren på varmblodige dyr 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 tære 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 oksygenvinn i dyplagene har vært et periodevist fenomen helt fra begynnelsen av syttiårene. Resultatene fra 1992 og 1993-undersøkelsene viser at denne situasjonen fortsatt er gjeldende.

I perioder med oksygenvinn 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 gjødslingen (selvgjødslingen) betyr svært mye og til og med mer enn tilførslene fra nedbørfeltet. Dette kan være kombinert med fosforutlekking 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 oksygensvinn i bunnvannet kan unngås.

Hovedmålsettingen med den tiltaksorienterte overvåkingen har dels vært å fastlegge forurensningsnivået og å gi grunnlag for å beregne nødvendig avlastningsbehov i forhold til det pågående tiltaksplanarbeidet for Borrevannet. Overvåkingen av innsjøen vil opprettholdes i hele prosjektperioden som en resultatkontroll i forhold til tiltak som gjennomføres i samme periode.

1.2. Prøvetakingsprogram

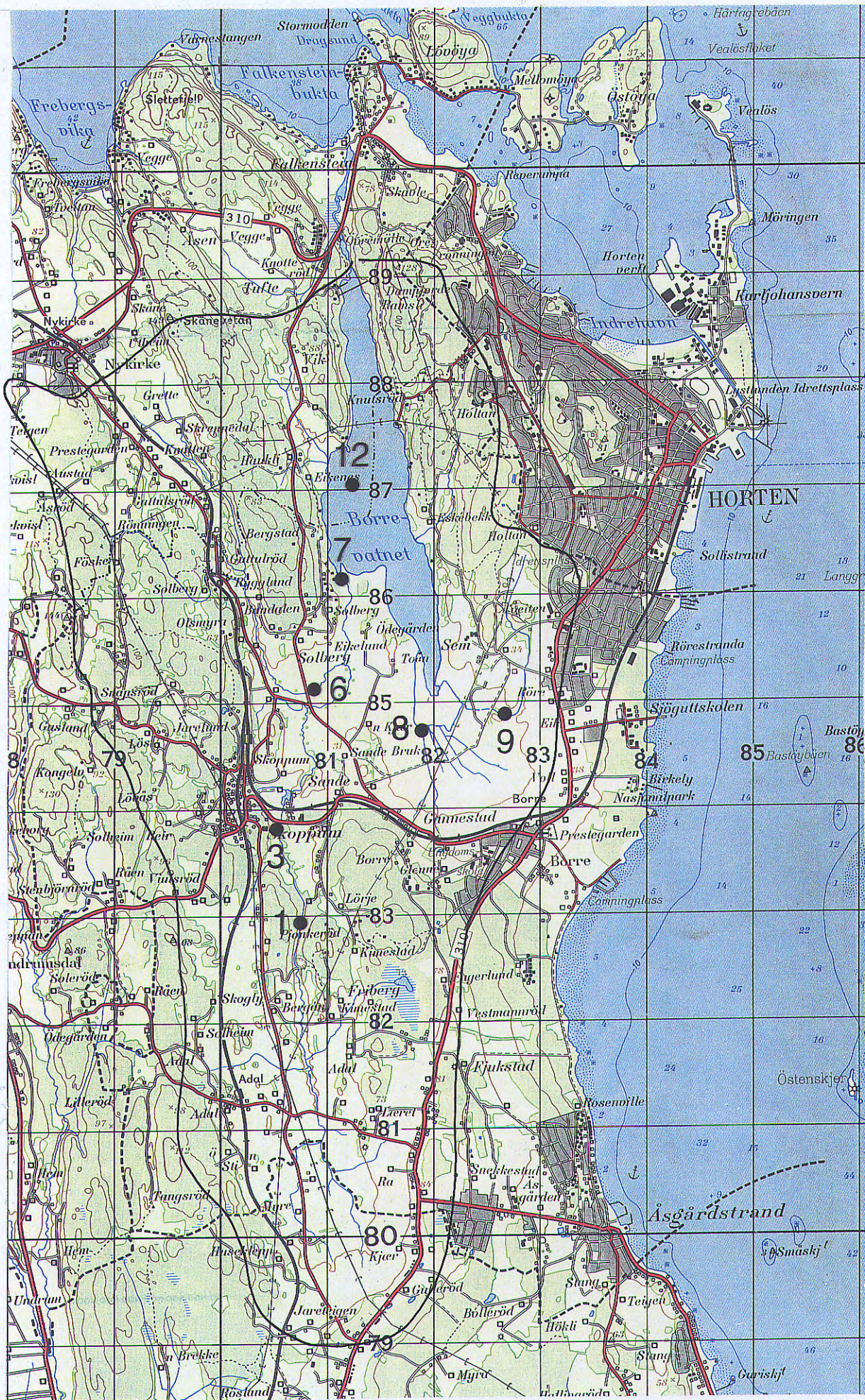
Det ble opprinnelig i 1992 valgt ut 12 bekkestasjoner og en innsjøstasjon. Åtte bekkestasjoner var ment å gi en grov oversikt over hvor tilførslene kommer fra og her ble det tatt prøver bare noen få ganger i året (3-4).

Fire bekkestasjoner og innsjøstasjonen hadde en intensiv prøvetaking gjennom 1992. Disse stasjonene pluss to av de førstnevnte (i alt 7 stasjoner) er fulgt opp med intensivt prøvetaking i 1993. Figur 1 viser plasseringen av prøvetakingsstasjonene i nedbørfeltet til Borrevannet, mens figur 2 viser dybdekart av Borrevannet med endel morfometriske og hydrologiske data.

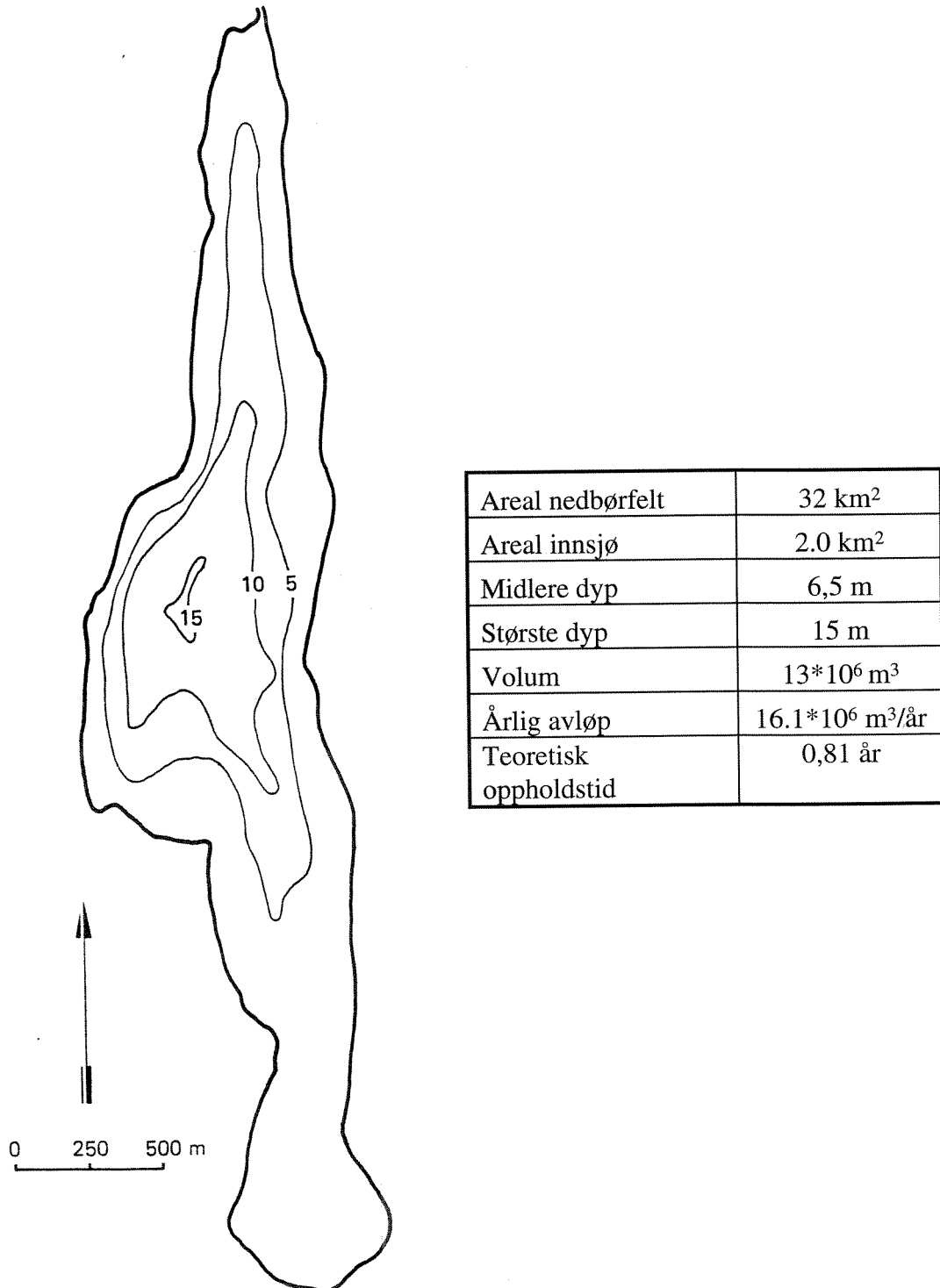
1.2.1. Målestasjoner

Stasjonsnummereringen er i figur 1 diskontinuerlig pga. at stasjonene har beholdt nummereringen fra i fjor, og at noen av fjorårets stasjoner er kuttet ut.

Den første stasjonen (stasj. 1) er lagt til Adalsbekken ved dammen som ble sprengt. I Sandeelva er neste stasjon rett nord for Riksvei 306, men etter overløpet fra pumpestasjonen (stasj. 3).



Figur 1. Prøvetakingsstasjoner i tilførselsbekker til Borrevannet og i selve innsjøen 1993.



Figur 2. Dybdekart over Borrevannet med endel morfometriske og hydrologiske data (etter Brettum og medarb. 1976).

Det er videre lagt en stasjon ved Ryglandsbekken (stasj.6) ved Riksvei 699, et lite stykke før samløpet med Sandeelva.

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 sør-østlige kummen like ved den åpne grøfta i nord/sør retning er det tatt prøve (stasj. 8). Semsbekken, som er lagt i rør siste strekning før utløp i Vassbånn, er prøvetatt før bekken går inn i røret (stasj.9).

Det er tatt innsjøprøver over Borrevannets dypeste punkt. (stasj.12).

1.2.2. Måletidspunkt og frekvens.

For bekkene og blandprøven fra innsjøen er det tatt ut prøver hver annen uke fra mai til oktober. I mars og august ble det tatt prøver på 6 forskjellige dyp; 1m, 3m, 6m, 9m, 12m og ca.14m (dvs. 1/2 til 1m over bunnen).

1.2.3. 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 tabell, vedlegg 3.

1.2.4. Parametre.

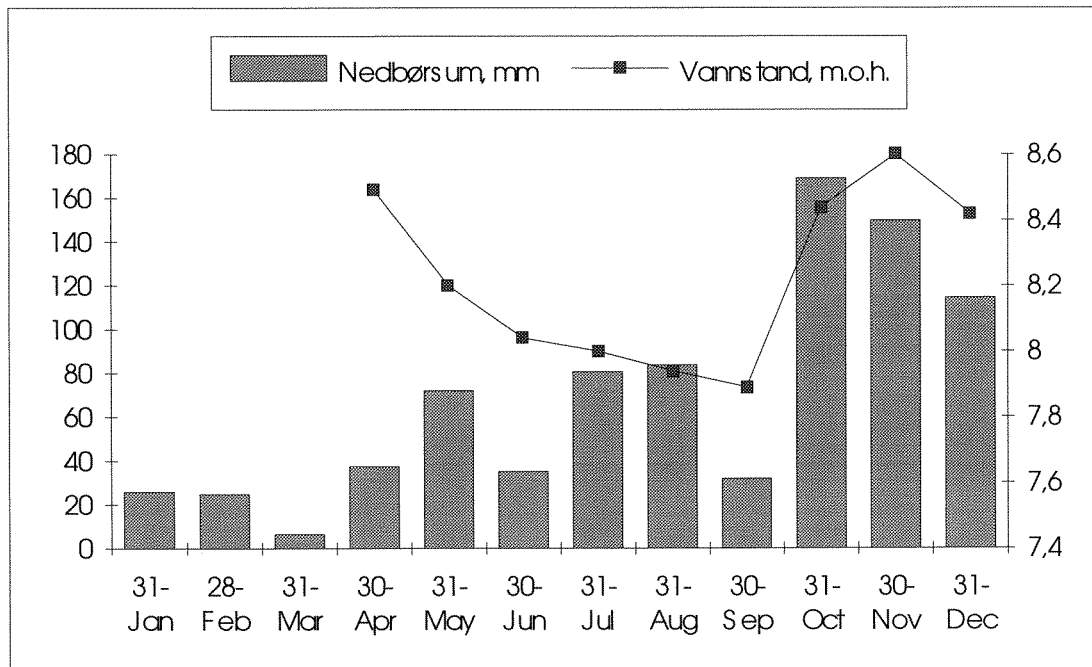
I bekkeprøvene er det analysert på Tot-P, Orto-P, Tot-N, Nitrat, Ammonium og Termotabile koliforme bakterier.

I innsjøen: Tot-P, Orto-P, Tot-N, Nitrat, pH, Ledningsevne, Turbiditet, Farge og Klorofyll *a*, samt at det er målt siktedyp. For blandprøvene er det dessuten undersøkt planteplanktonets volum og sammensetning, mens oksygen kun er målt der det er tatt prøver på forskjellige dyp.

Prøvene fra forskjellige dyp 25. mars 1993, er analysert ved Næringsmiddeltilsynet i Tønsberg og Næringsmiddeltilsynet i Nordre Vestfold (Horten). Senere prøver er analysert ved NIVAs laboratorier og Næringsmiddeltilsynet i Nordre Vestfold (Horten). Analysene av planteplanktonet er gjort ved NIVA.

2. Nedbør og vannstand.

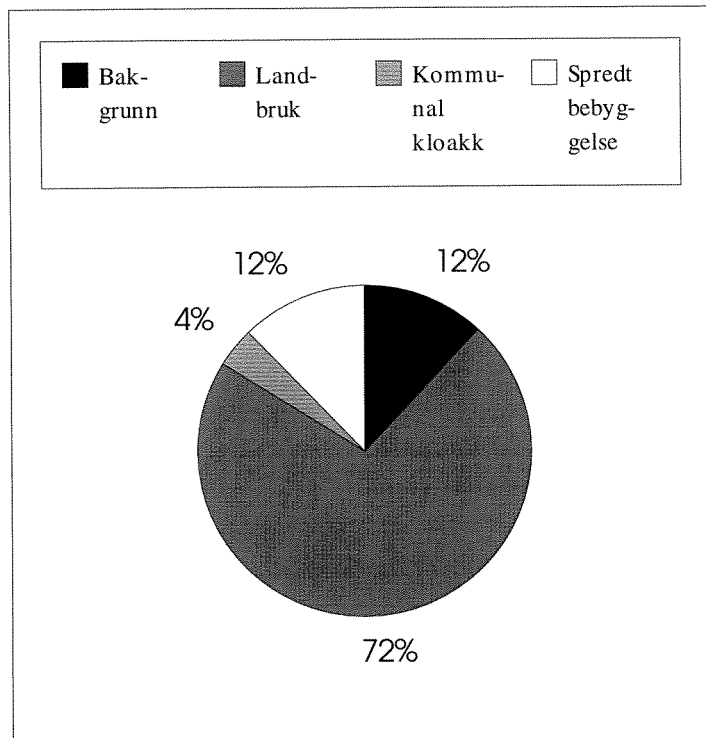
Figur 3 viser hvordan nedbøren som månedssum og vannstanden varierer i løpet av året. Etter at isen går i begynnelsen av april måned synker vannstanden gjennom hele sommeren helt til utgangen av september da vannstanden er under 8 m.o.h. Summen av årsnedbøren er inntil denne tid ikke spesielt høy, faktisk lavere enn normalt. Vannstanden stiger så utover høsten i takt med den økende nedbørmengden.



Figur 3. Nedbør og vannstandsvariasjoner i Borrevann 1993.

3. Forurensningstilførsler.

Et forurensningsregnskap for 1992 ble satt opp i forbindelse utarbeidelsen av tiltaksplanen for Borrevann (Bratli og medarb. 1993). Totaltilførselen ble bestemt til 1287 kg fosfor, og fordelingen på kilder er vist i figur 4.



Figur 4. Borrevanns fosfortilførsler fordelt på kilder for 1992.

4.

Innsjømodeller kan tilbakeberegne årstilførsler av fosfor ut ifra gjennomsnittskonsentrasjoner målt i innsjøen over produksjons-sesongen. Hvordan dette gjøres er gjennomgått i detalj i fjordårets rapport (Bratli og Brettum 1993). Fosfordataene for 1992 indikerte en belastning på 1.178 kg og en prosentuell avlastning på 58%. For 1993 gir en slik tilbakeberegning en belastning på 928 kg, og følgelig en nødvendig avlastning på 47 %. Disse verdiene vil ha en naturlig variasjon fra år til år, men kan også være en konsekvens av tiltaksgjennomføring særlig innen

landbruket, som vi vet er gjennomført i 1992/1993. Sett på bakgrunn av disse beregningene og det kildevise kalkulerte forurensningsregnskap som er vist i figur 4, så ser det antydede avlastningsnivået på 50% fortsatt å holde stikk.

En slik avlastning vil etter all sannsynlighet føre til perioder med O_2 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 overgjødsling. Problemer med partikulært materiale i forbindelse med arealavrenning, belastning med bakterier, partikler og tildels organisk stoff er imidlertid også til stede.

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 1992):

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 bakgrunnsstilførselen. 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. Dette er gjennomgått i detalj i fjorårets rapport (Bratli og Brettum 1993).

4.1. Forurensningstilstanden i tilløpsbekkene

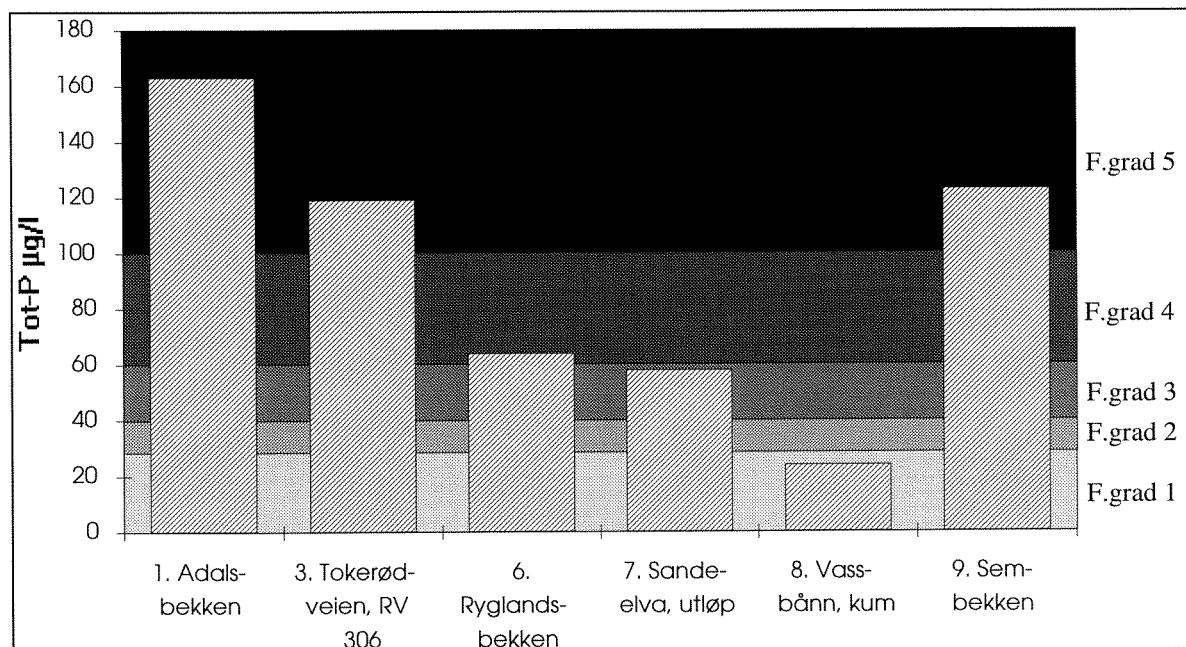
4.1.1. Overgjødsling

Det naturlige bakgrunnsnivået for totalfosfor i tilførselsbekkene er ved hjelp teoretisk beregnede tilførsler og empiriske modeller for sammenhengen mellom innsjøkonsentrasjoner og bekkkonsentrasjoner beregnet til 20 µg/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 µg/l totalfosfor som basis for alle bekkestasjonene.

Av figur 5 ser vi at bare en stasjon, kummen i Vassbånn, klarer forurensningsgrad (F.grad) 1, mens de andre ligger i F.grad 3 eller høyere. Sandeelva og Ryglandsbekken ligger ganske likt men i to forskjellige kategorier, henholdsvis F.grad 3 og 4. Tre av stasjonene ligger imidlertid i høyeste forurensningsgrad, F.grad 5 meget sterkt forurenset. Adalsbekken har svært høye konsentrasjoner, med en median på over 160 µg totalfosfor per liter, mens Sandeelva ved Tokerudveien og Semsbekken ligger godt inn i denne forurensningsgraden.

På samme måte som i fjor reduseres konsentrasjonene fra Lørgedammen til Tokerøveien. Det er få bekker som kommer inn på strekningen med muligheter for fortykning av konsentrasjonene. De høye verdiene i Adal ble i fjorårets rapport forsøkt forklart ved kortvarige påvirkning f.eks. i form av utrasninger pga. graving i de gamle sedimentene i

den sprengte Lørgedammen. Det ble da tatt bare 4 prøver her. I år har det vært full prøveserie begge steder, med jevnt høye tall ved Lørgedammen. Forklaringen på reduksjonen går derfor i retning av at en sesongmessig tilbakeholdelse av fosfor i elva på denne strekningen.



Figur 5. Fosforverdier for de forskjellige tilløpsbekkene, medianverdier, med inntegnet forurensningsgrad.

I følge tabell 1 utgjør ortofosfat 66 % av totalfosfor som et snitt for alle bakkestasjonene. Dette er høyere enn i fjor for alle stasjonene utenom en, kummen i Vassbånn.

Tabell 1. Medianverdier av totalfosfor og ortofosfat-verdier for bakkestasjonene. 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	163	133	82
3. Tokerød-veien, RV 306	119	92	77
6. Ryglands-bekken	64	41	64
7. Sande-elva, utløp	58	37	64
8. Vass-bånn, kum	24	6	25
9. Semsbekken	123	107	87
Gjennomsnitt	92	69	66

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 66% vil den algetilgjengelige delen kunne være noe høyere.

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

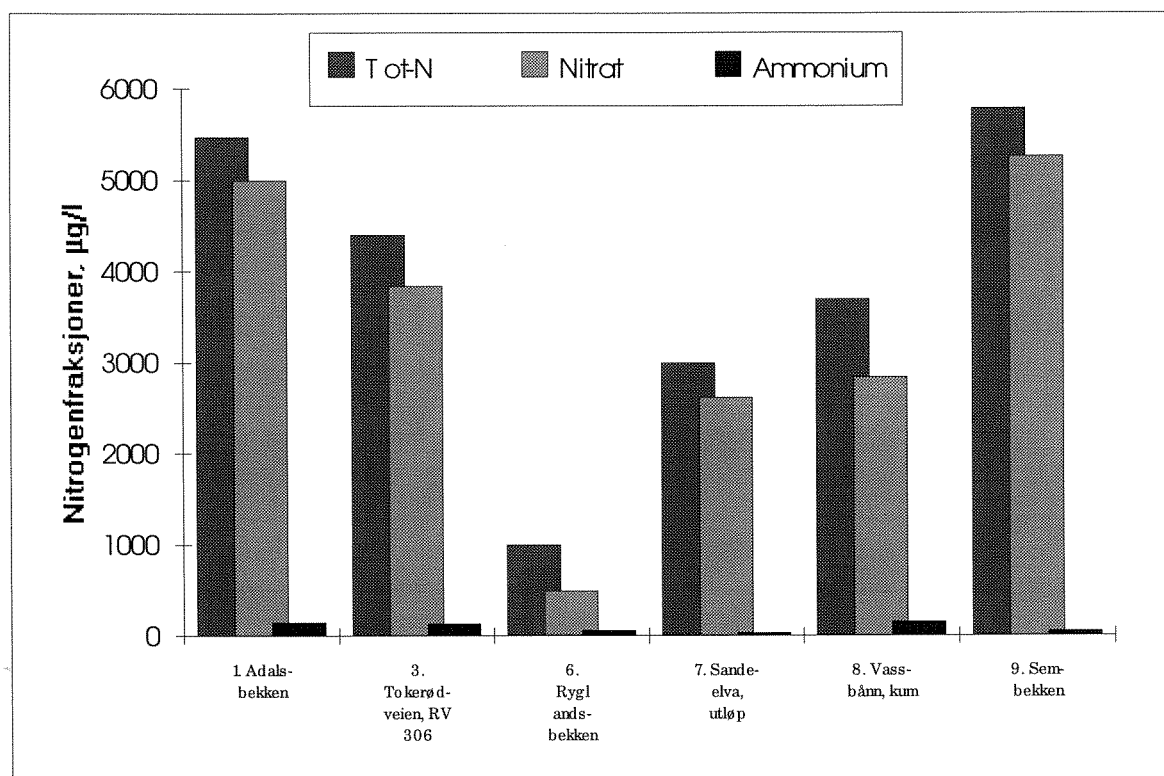
For grunne eutrofe innsjøer vil f.eks. biotilgjengeligheten for arealavrenning fra korndyrkingsarealer være relativt lav (20%), noe som passer godt med resultatene fra kummen i Vassbånn. Tilsvarende for urensset avløpsvann vil være 60% og for sandfilterrenset avløpsvann 95%.

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

På bakgrunn av dette kan en derfor fastslå 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. Tallene bekrefter tiltaksanalysens konklusjoner om en jevnt stor belastning fra punktkilder særlig fra dårlige anlegg i spredt bebyggelse.

En må imidlertid utvise en viss grad av forsiktighet ved en slik vurdering. Prøvetakingstidspunktets evt. sammenfall med gjødsling og nedbør vil kunne spille inn og gjøre bildet mindre entydig.

Nitrogenverdiene er for 1993 svært høye. Medianverdiene er vist i figur 6. Verdiene



Figur 6. Medianverdier av forskjellige nitrogenfraksjoner for bekkestasjonene til Borrevann 1993.

varierer også endel mellom prøvetakingsstasjonene.

Det er ikke forsøkt å legge på raster med forurensningsgrader i figur 6. Årsaken er at med en naturlig bakgrunn på 250 µg/l vil alle stasjonene utenom Ryglandsbekken havner i forurensningsgrad 5, meget sterkt forurenset, og tildels høyt oppe i denne kategorien. Grenseverdien mellom grad 4 og 5 går ved 1000 µg/l totalnitrogen, og enkelte stasjoner mangedobler denne grenseverdien.

Figur 6 viser foruten konsentrasjonene av totalnitrogen også mediankonsentrasjonene av nitrat og ammonium. En ser at nitraten 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.

Det ble ikke registret de samme ekstreme verdiene på ettersommeren 1993 som i 1992, og som etter alt å dømme skyldes utvasking av overskuddsnitrat etter tørkperioden. Verdiene er stabilt høye over hele sesongen, og reflekterer en jevnt høy belastning, særlig fra kunstgjødsel i overskudd.

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.

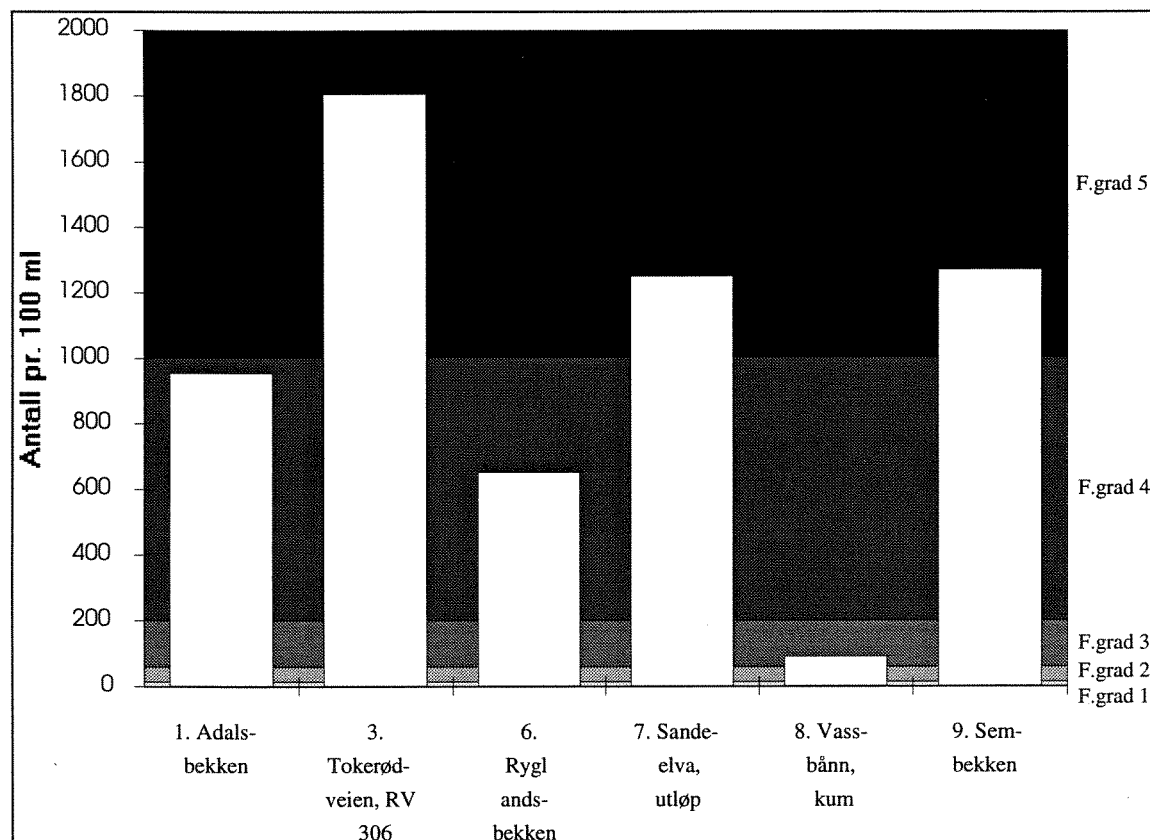
Sig fra gjødselkjellere eller avrenning av nylig spredd husdyrgjødsel kan imidlertid også slå ut på denne testen. I og med at det er relativt få bruk med dyr og at standarden på gjødselkjellere antas som relativt god, vil testen i de fleste tilfeller gi en påvisning av en kloakkpåvirkning.

Figur 6 viser hvordan de forskjellige bekkestasjoner 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. Stasjonene er prøvetatt 10 ganger i 1993, og følgelig 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. Kummen i Vassbånn kommer best ut, men havner allikevel i forurensningsklasse 3, altså markert forurenset.

Tre stasjoner har et bakterietall over 1000 pr 100 ml, og havner i den høyeste

forurensningsgraden (5), altså meget sterkt forurenset. Det er verd og merke seg at hovedstasjonen ved utløpet av Sandeelva der vannføringen og fortyningen er størst også faller i denne kategorien. Dette indikerer at det generelt sett er en forholdsvis stor belastning av kloakk fra spredt bebyggelse i nedslagsfeltet. Disse verdiene fører også til at stasjonene blir klassifisert som uegnet til jordvanning, både for grønnsaker og bær og til åker og eng etter SFTs kriterier.



Figur 6. Mikrobiologisk belastning i form av antall termotabile koliforme bakterier, 90-persentiler.

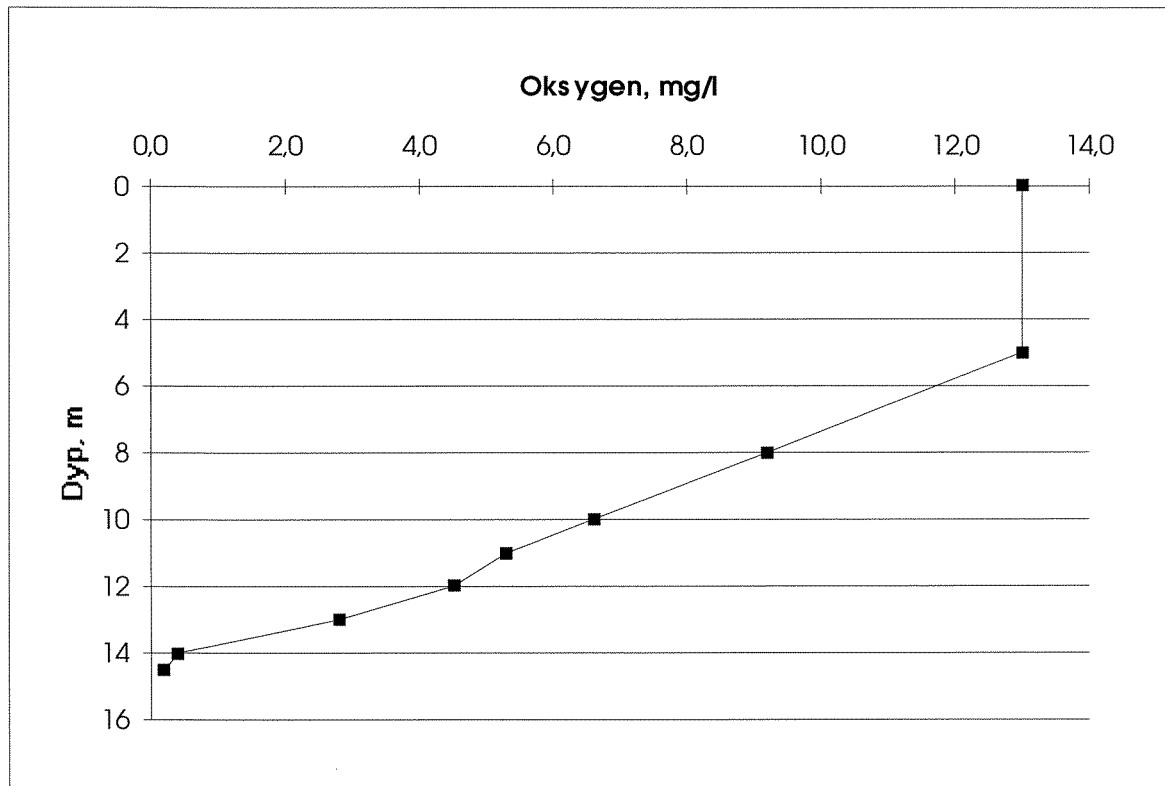
4.2. Overgjødslings situasjonen i innsjøen

En oppsummering og sammenlikning med tidligere undersøkelser i Borrevann er gitt i fjorårets rapport (Bratli & Brettum 1993).

4.2.1. Oksygeninnholdet i bunnvannet.

Oksygeninnholdet i bunnvannet på slutten av stagnasjonsperiodene vil for en stor grad avhenge av det generelle overgjødslingsnivået, 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 oksygensvinn i bunnvannet. Det ble foretatt målinger under isen 25. mars 1993 (figur 7) som viser hvordan oksygenforholdene stadig blir mer anstrengt desto lenger nedover i dypet en kommer. I bunnvannet er det praktisk talt ikke oksygen igjen. Denne situasjonen forverres, slik at grensen for oksygenfrihet stiger oppover i vannmassene inntil isgang og sirkulasjon om våren. På ettersommeren ble det 1. september registrert at innsjøen allerede var gått i fullsirkulasjon, og oksygen ble registrert helt til bunns utenom en registrering helt ned mot bunnen på 14,5 m der det var oksygenfritt. I 1992 ble det 12. august registrert oksygenfritt under 10,5 m.



Figur 7. Oksygeninnholdet (mg/l) i ulike dyp 25/3-93 for Borrevannet.

4.2.2. Fosfor

Gjennomsnittet for 1993 med 9 målinger fra (20.mai-1.okt.) var 26 $\mu\text{g/l}$ P. For 1992 gav tilsvarende målinger et snitt på 33 $\mu\text{g/l}$ P. Dette kan falle innenfor en naturlig variasjon fra år til år, og de usikkerheter en opererer med ved slik stikkprøvetaking. Reduksjonen i fosfornivå kan også ha en sammenheng med tiltak som er gjennomført i perioden 1992/93.

For 1993 med 9 $\mu\text{g/l}$ P som naturlig bakgrunnsverdi vil snittverdien på 26 $\mu\text{g/l}$ falle såvidt innenfor forurensningsgrad 3, moderat forurenset, men grenser mot forurensningsgrad 4, sterkt forurenset.

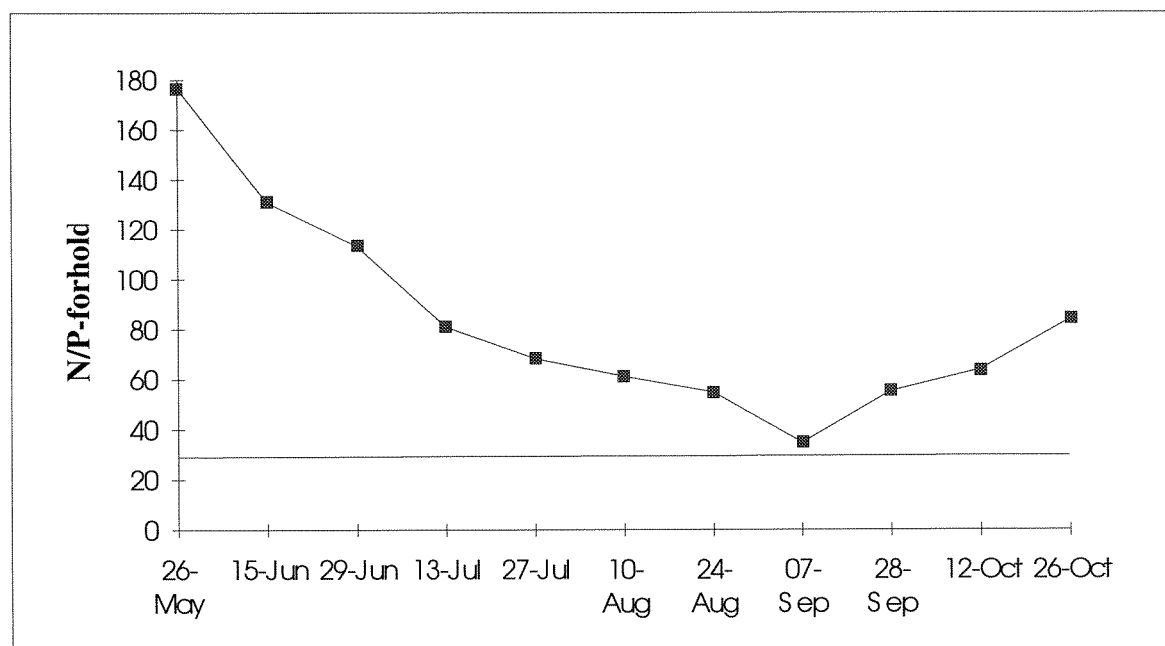
1. september ble det registrert svært høye verdier av ortofosfat, 393 $\mu\text{g/l}$, på bunnen ved

14,5 m. Dette skyldes nedbrytning av organisk materiale og utlekkingen av fosfat fra sedimentene.

4.2.3. Nitrogen

I ferskvannsføremster 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 (fig. 8.)



Figur 8. Forholdet totalnitrogen/totalfosfor i løpet av produksjonssesongen 1993 for Borrevannet. Kritisk nivå på 29 er inntegnet.

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

Middelverdien for totalnitrogen er for 1993 høy, 1948 $\mu\text{g/l}$. Når snittverdien for totalfosfor (for hele prøvetakingsperioden) var 26 $\mu\text{g/l}$, får vi et N/P-forhold på 75, noe som er relativt høyt. I 1988 var forholdet 51, og 84 i 1992.

Det er gjort endel erfaringer med at et lavt N/P forhold favoriserer framvekst av blågrønnalger (Skulberg 1991). Blågrønnalgene har en rekke konkurransemessige fortrinn i

forhold til andre alger. Et av fortrinnene er at mange av dem kan fikserer molekylært nitrogen (N_2) fra luften, 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.

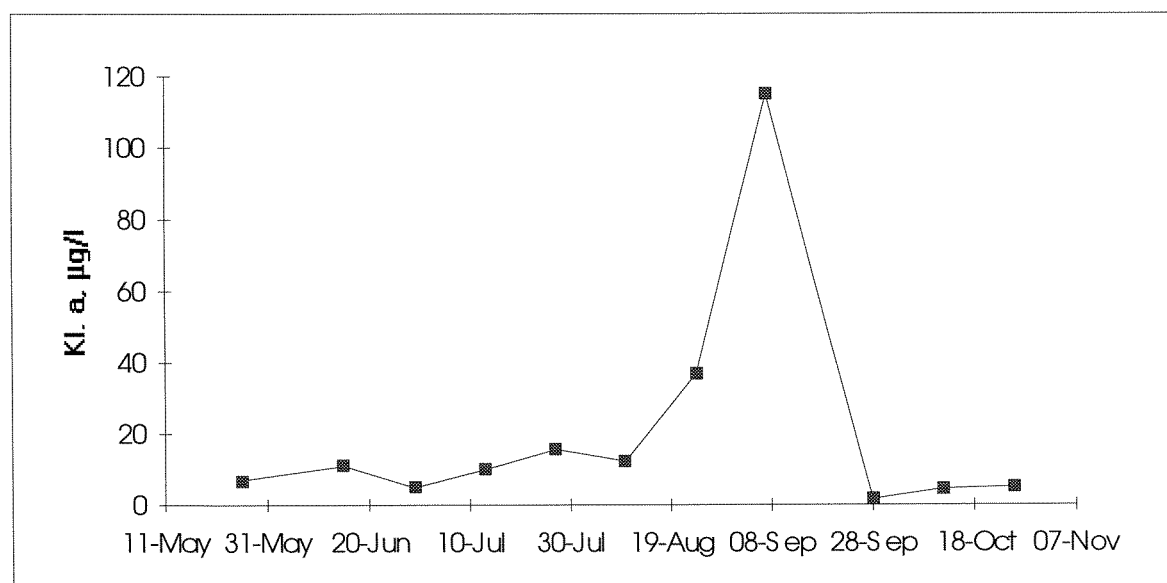
For Borrevannet i 1993 har N/P-forholdet ikke vært målt til under 35. Figur 9 viser at det for 1993 begynner å nærme seg det kritiske nivået på 29 som er inntegnet på figuren.

Blågrønnalgene har altså neppe kunnet gjort seg nytte av fortrinnet som ligger i nitrogenfiksering i 1993. Dette kan ha vært en medvirkende faktor til at de ikke har slått til dette året. Forholdene i 1992 og 1993 har vært relativt like, og ingen av årene har det vært blågrønnalgeoppblomstringer.

4.2.4. 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 1993 var klorofyllverdiene i gjennomsnitt (blandprøve 0-6 m, mai-sept) 23,8 $\mu\text{g/l}$. Tilsvarende for 1992 var 15,5 $\mu\text{g/l}$. Dette tilsvarer i snitt forurensningsgrad 3, markert forurenset. Verdiene varierer endel med høye verdier på ettersommeren, se figur 9. En verdi på 115 $\mu\text{g/l}$ ble registrert 7. september, noe som klart må kalles en oppblomstring.



Figur 9. Klorofyllnivåer i Borrevannet løpet av sesongen 1993.

Den naturlige bakgrunnsverdien for klorofyll a er beregnet ut fra en gjennomsnittlig naturlig fosforkonsentrasjonen på 9 µg/l ved hjelp av Berges (1987) formelverk til 5.0 µg/l.

4.2.4 Algeinnhold og -sammensetning

Kvantitative planteplanktonprøver ble samlet inn fra Borrevann gjennom vekstsesongen 1993. I alt 11 prøver. Prøvene var blandprøver fra 0-6 m dyp. Prøvene ble analysert og analyseresultatene er gitt i tabell i vedlegg 1 og figur 10. Det ble registrert vel 80 forskjellige arter.

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 betydelige prosentvise andelen av kiselalger tidlig på våren skyldes i hovedsak bestander av *Stephanodiscus hantzchii*. Utover sommeren og tidlig høst ble planteplanktonet helt dominert av gruppen Dinophyceae (fureflagellater), med store bestander av arten *Ceratium hirundinella*, som i store deler av juli og hele august utgjorde mer enn 90% av det samlede planteplanktonvolum. Denne arten forsvant så og si helt fra planktonet i løpet av september da bestanden nærmest kollapset i midten av måneden.

Utover i oktober var det gruppen Cryptophyceae som utgjorde det meste av planteplanktonet, med arter som *Rhodomonas lacustris* (+ v. *nannoplanctica*) og flere arter av slekten *Cryptomonas*. Totalvolumet var imidlertid svært lite på dette tidspunkt av vekstsesongen.

Største registrerte totalvolum i 1993 var på 47 777 mm³/m³ den 9. september, noe som er meget høyt. Gjennomsnittsverdien for hel sesongen var på 7 289 mm³/m³.

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, og situasjonen i Borrevann tidligere år, var blågrønnalgene (Cyanophyceae) så godt som helt fraværende fra planteplanktonet i 1993.

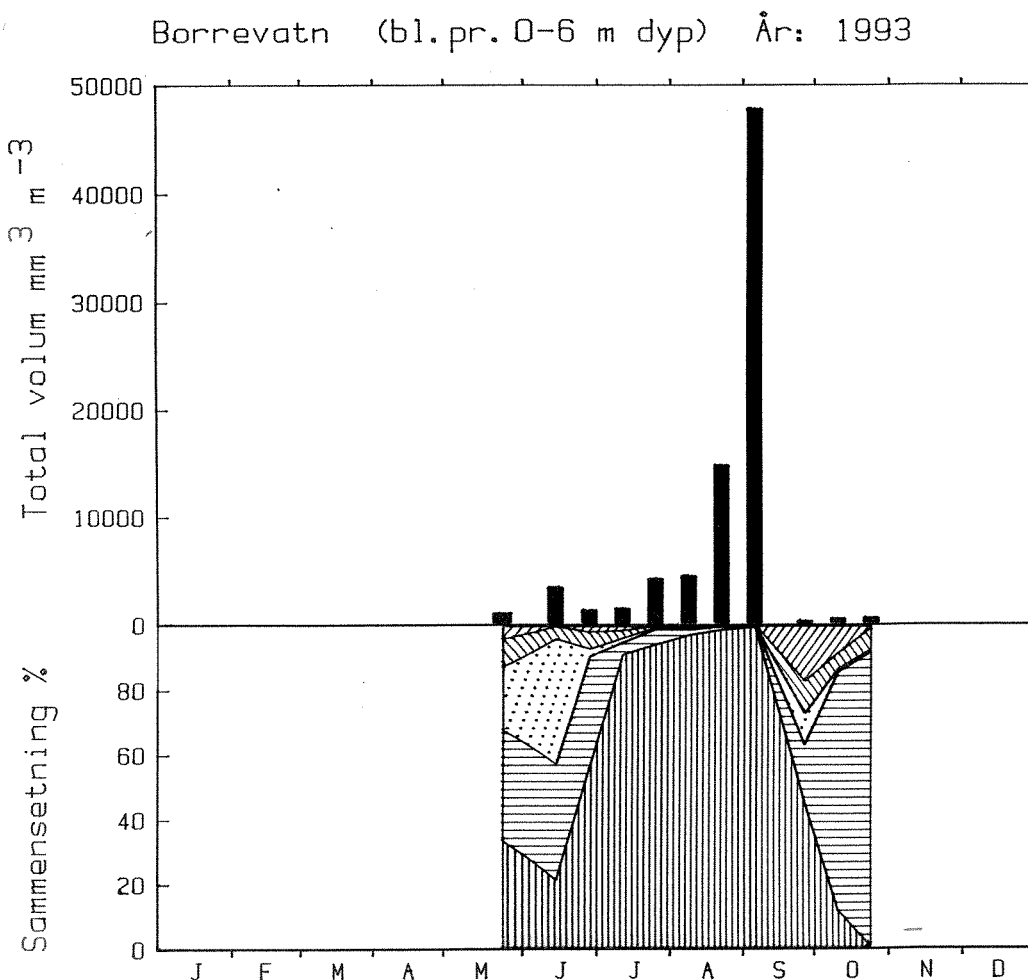
I 1993 forløp algeutvikling og -sammensetning svært likt som for året før. I 1992 utgjorde blågrønnalgene opp imot 20% av biomassen om våren for så å forsvinne nesten helt fra planktonet. Om dette er en situasjon som vil holde seg i årene som kommer er svært vanskelig å si noe om.

Det er forholdsvis begrenset kunnskap om hva som styrer oppblomstringen av forskjellige typer alger. Generelt gjelder det at jo større overgjødslingsnivået er, målt som fosfornivå i innsjøen, jo større sjanse er det for oppblomstringer både av blågrønnalger og andre alger.

Når det gjelder hvilke alger som blomstrer opp vet vi at forholdet mellom næringssaltene nitrogen og fosfor kan spille inn. Hvis dette forholdet blir svært lavt, kan dette favorisere blågrønnalger som fikserer nitrogen selv, se forrige underkapittel.

TEGNFORKLARING

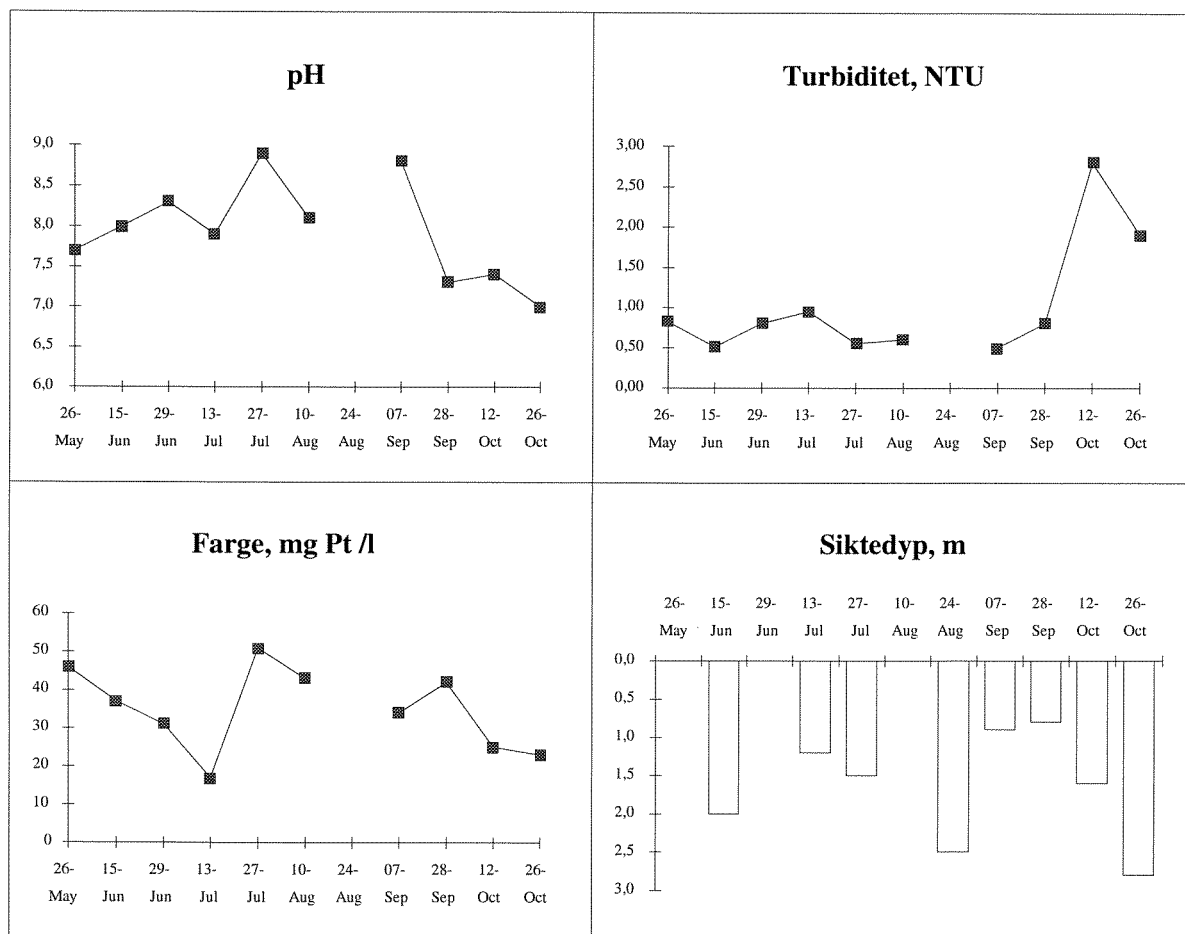
-  CHLOROPHYCEAE
(Grønnalger)
-  CHRYSOPHYCEAE
(Gullalger)
-  BACILLARIOPHYCEAE
(Kiselalger)
-  CRYPTOPHYCEAE
-  DINOPHYCEAE
(Fureflagellater)



Figur 10. Totalvolum og sammensetning av planktonalger for Borrevannet i 1993.

5. Generell vannkvalitet i innsjøen

Det er analysert på endel parametere som dels er en støtte til de viktigste overgjødslingsparametrene fosfor og nitrogen, og dels er vanlige parametere som sier noe om vannets generelle kvalitet. Figur 11 viser pH, turbiditet, farge og siktedyp for Borrevann for 1993.



Figur 11. Generell vannkvalitet i Borrevann 1993, ph, turbiditet, farge og siktedyp.

5.1. pH

pH gir et uttrykk for vannets surhetsgrad. Innsjøer i dette området av landet der nedslagsfeltet domineres av marine leirer, har en god bufferkapasitet mot nedbør som til tider kan være ganske sur. Overgjødslingen gjør at innsjøvannet sjelden er surt, særlig overflatevannet om sommeren. Dette har sammenheng med at den store algebiomassen forbruker CO_2 og dermed driver pH oppover. pH kan derimot i perioder bli for høy ved intensiv fotosynteseaktivitet. Ved pH over 9 vil forholdene kunne bli vanskelige for enkelte vannlevende organismer, og det vil kunne utløses fosfor fra strandsedimentene. Hvor stor denne utløsningen er i Borrevann er ikke undersøkt. Det er ikke registrert pH verdier over 9

i 1993, som er grensen for hvor slik utlekking virkelig skyter fart.

5.2. Turbiditet

Turbiditeten er et uttrykk for vannets spredning av lys, og brukes som et mål for partikkelmengden i vannet. Verdiene kan stige endel særlig i forbindelse med høy nedbør og partikkeltransport. Turbiditeten ligger i snitt på ca 1 NTU som er relativt lavt for denne type innsjø som ligger i et leirområde. Denne verdien representerer neppe noen bruksmessige begrensninger for Borrevann.

5.3. Farge

Vannfargen sammenliknes med standarder av en platinaoppløsning som gir en brunfarge, og måles derfor som mg Pt/l. Brunfargen i vannet kommer fra naturlige humusstoffer i nedslagsfeltet, fra skogarealer og særlig fra myrområder. Snittverdien er på 35 med maksverdi på ca 50 mg Pt/l. Dette er utfra et bruksmessig aspekt noe høyt, men vil ved fullrensing (drikkvannsformål) reduseres betraktelig.

5.4. Siktedyp

Siktedypet måles med en hvit Secciskive og representerer det dypet du såvidt kan skimte skiven. Parameteren er noe subjektiv og vanskelige feltforhold kan føre til probematisk registrering. Siktedypet er godt korrelert (omvendt korrelert) med algeinnholdet. Men andre partikler enn alger spiller også inn. Parameteren bør være godt korrelert (omvendt korrelert) med turbiditeten. Et gjennomsnitt på 1,7 m setter endel begrensninger på bruk, som f. eks. friluftsbading.

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. 1992. NIVAs bidrag til tiltaksanalyse for Frøylandsvannet. 1. Problemanalyse, 2. Metodegrunnlag, 3. Innsjøinterne tiltak og 4. Alternative tiltakspakker. NIVA-rapport nr. O-92063. L-2776 . 35 pp.
- Bratli, J.L. & Brettum P. 1993. Restaurering av Borrevannet - Tiltaksorientert overvåking av Borrevannet og tilførselsbekker 1992. NIVA-rapport O-92064, E-92426, L-2858. 49 pp.
- 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., R.T. Arnesen, D. Berge, M. Laake, & B. Rørslett. 1976. En undersøkelse av Borrevann, 1975. NIVA-rapport O-174/73. 119 s.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator 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.
- 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.
- Skulberg, O. M. 1957. Borrevannet, en eutrof innsjø i Vestfold fylke. Hydrografiske og biologiske observasjoner des. 1954- nov. 1955. Hovedfagsoppgave, Universitetet i Oslo, 154 s.
- 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.).

Økland, J. 1964. The eutrophic lake Borrevann (Norway) - an ecological study onm shore and bottom fauna with special reference to gastropods, including a hydrographic survey. Folia Limnologica Scandinavica no. 13. Universitetsforlaget. 337 s.

Vedlegg 1. Fytoplanktoninnhold og -sammensetning

Tabell Kvantitative planteplanktonprøver fra: Borrevatn (bl.pr.0-6 m dyp)
 Volum mm3/mm3

GRUPPER/ARTER	Dato=>	930526	930615	930629	930713	930727	930810	930824	930907	930928	931012	931026
Cyanophyceae (Blågrønnalger)												
Gomphosphaeria lacustris	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.2	-	-
Microcystis aeruginosa	-	12.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum	-	12.0	-	-	-	-	-	-	-	.2	-	-
Chlorophyceae (Grønnalger)												
Carteria sp. (l=6-7)	-	-	-	-	-	-	-	2.4	-	.7	-	.3
Chlamydomonas sp. (l=10)	.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlamydomonas sp. (l=8)	-	-	.8	.3	.8	-	.8	.8	-	-	-	-
Coelastrum asteroideum	-	.5	.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coelastrum microporum	-	-	.5	-	-	-	-	1.5	-	1.0	-	-
Coelastrum sphaericum	-	-	1.0	-	-	-	-	.5	-	-	-	-
Cosmarium depressum	-	3.5	-	-	-	1.2	1.8	2.4	-	32.4	36.0	5.4
Cosmarium margaritifera	-	-	-	-	-	-	6.0	-	-	-	-	-
Elakatothrix gelatinosa	-	-	-	-	-	-	-	.4	-	-	-	-
Elakatothrix viridis	-	-	.5	-	-	-	.4	-	-	-	-	-
Gyromitus cordiformis	-	4.2	-	-	-	-	-	-	-	.2	-	-
Monoraphidium dybowskii	.5	-	-	.2	-	-	-	-	-	-	.2	-
Monoraphidium minutum	35.8	3.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oocystis marssonii	-	-	-	-	-	2.7	.6	-	-	-	.2	-
Oocystis parva	-	-	-	.8	-	-	-	-	-	-	-	-
Pediastrum boryanum	-	-	1.4	1.4	-	-	-	-	-	-	-	-
Pediastrum duplex	1.0	-	-	2.0	1.0	2.0	2.0	-	-	1.0	-	-
Planctosphaeria gelatinosa	-	-	5.2	9.5	-	-	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus armatus	1.1	-	-	-	1.9	1.1	.9	1.3	1.1	10.2	-	-
Scenedesmus bicaudatus	-	-	1.1	1.2	-	-	-	1.1	-	-	-	-
Scenedesmus denticulatus	-	-	-	.6	-	-	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus denticulatus v.linearis	-	-	1.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus eornis	.9	.2	13.8	4.2	1.1	2.1	1.2	1.1	4.2	-	-	-
Scenedesmus quadricauda	1.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus sp.	1.3	.5	.5	-	.5	.5	-	-	-	-	-	-
Sphaerocystis Schroeteri	-	-	-	-	1.0	3.8	-	-	-	-	1.0	-
Tetraedron minus	-	-	.6	2.4	5.4	6.0	8.0	1.3	1.2	.6	-	-
Tetraedron minus v.tetralobulatum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.4	.6	-
Ubest.cocc. gr.alge (Chlorella sp.?)	.8	4.0	3.2	3.6	-	-	-	-	.5	-	-	-
Ubest.ellipsoidisk gr.alge	4.0	-	-	-	1.3	1.3	.8	-	-	-	-	-
Sum	47.2	16.3	30.1	26.2	16.8	25.6	21.9	4.5	42.3	48.6	6.4	-
Chrysophyceae (Gullalger)												
Aulomonas purdyi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.1	.2
Chrysochromulina parva	-	69.0	6.7	-	.3	.3	.4	-	-	-	-	-
Craspedomonader	-	-	4.9	-	-	-	-	-	1.6	.5	-	.3
Dinobryon divergens	38.5	3.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	2.0	6.3	6.3	3.8	3.5	6.0	4.1	2.3	8.9	9.3	8.0	-
Små chrysoomonader (<7)	26.3	12.7	27.8	11.2	10.9	12.4	10.9	8.6	10.7	11.9	18.1	-
Spiniferomonas sp.	.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Store chrysoomonader (>7)	22.4	37.9	22.4	19.8	8.6	12.9	6.0	13.8	4.3	6.0	12.9	.9
Synura sp. (l=9-11,b=8-9)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ubest.chrysophyceae	-	-	-	-	-	-	.3	-	-	-	-	-
Sum	89.5	129.1	68.1	34.8	23.2	31.6	21.7	26.3	24.5	27.3	40.5	-
Bacillariophyceae (Kiselalger)												
Achnanthes sp. (l=15-25)	-	-	1.2	-	.4	-	.8	-	.4	-	-	-
Asterionella formosa	1.3	27.3	-	-	.6	-	.5	-	2.3	-	-	-
Cyclotell glomerata	9.9	14.9	6.1	.9	.7	-	-	-	.7	.4	-	-
Cyclotella sp. (d=8-12,h=5-7)	-	-	-	-	4.6	5.6	4.6	-	-	-	-	-
Fragilaria crotonensis	-	3.6	-	-	-	1.7	-	-	4.1	-	-	-
Melosira distans v.alpigena	13.9	3.8	4.2	2.1	4.2	1.1	1.8	1.1	1.1	1.1	1.1	.4
Stephanodiscus hantzschii v.pusillus	2.6	182.3	-	2.1	-	-	1.7	-	.8	-	-	.9
Stephanodiscus hantzschii	175.6	1095.5	16.6	13.8	6.9	3.4	9.5	10.3	13.8	3.2	3.2	-
Synedra acus v.radians	-	1.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Synedra sp. (l=30-40)	1.1	.3	-	-	1.7	.6	-	-	-	.6	-	-
Synedra ulna	-	4.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum	204.4	1333.7	28.1	18.9	19.1	12.3	19.0	11.4	23.1	5.2	4.4	-

Cryptophyceae

<i>Cryptomonas</i> cf. <i>parapyrenoidifera</i>	-	-	-	-	-	-	6.4	-	-	-	-
<i>Cryptomonas</i> <i>curvata</i>	2.2	30.8	4.4	-	2.0	-	2.0	6.6	-	-	-
<i>Cryptomonas</i> <i>erosa</i>	115.8	341.3	219.4	36.6	93.3	30.5	79.2	89.0	3.2	232.1	190.8
<i>Cryptomonas</i> <i>erosa</i> v. <i>reflexa</i> (Cr. <i>refl.</i> ?)	43.7	254.4	42.3	-	42.4	4.8	5.8	33.4	13.5	76.3	119.3
<i>Cryptomonas</i> <i>marssonii</i>	8.7	96.5	26.2	-	.4	-	1.3	31.0	3.2	9.5	81.6
<i>Cryptomonas</i> sp. (l=20-22)	-	70.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cryptomonas</i> spp. (l=24-28)	24.4	322.0	40.8	1.5	3.6	3.6	3.2	5.3	8.8	29.6	123.9
<i>Katablepharis</i> <i>ovalis</i>	14.3	32.3	16.7	.2	2.4	2.2	13.8	11.4	1.7	2.4	16.0
<i>Rhodomonas</i> <i>lacustris</i> (+v. <i>nannoplanctica</i>)	146.7	37.1	45.3	15.6	35.6	26.0	39.3	62.3	10.8	47.5	29.3
Ubest. <i>cryptomonade</i> (<i>Chroomonas</i> sp.?)	4.5	48.2	51.9	-	15.5	1.7	6.9	8.6	2.3	18.9	3.4
Sum	360.4	1232.5	447.0	53.9	195.2	68.7	157.9	247.7	43.4	416.4	564.3

Dinophyceae (Fureflagellater)

<i>Ceratium</i> <i>furcoides</i>	-	-	-	5.0	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ceratium</i> <i>hirundinella</i>	354.0	672.0	714.0	1326.0	3996.0	4326.0	14520.9	47463.0	108.0	60.0	-
<i>Gymnodinium</i> cf. <i>lacustre</i>	-	-	19.5	1.1	2.1	-	1.1	2.1	-	-	1.1
<i>Gymnodinium</i> <i>helveticum</i> f. <i>achroua</i>	-	6.0	2.0	-	-	-	-	-	1.6	7.0	2.8
<i>Peridinium</i> <i>cinctum</i>	-	42.0	7.0	16.0	8.0	18.0	24.0	14.0	-	-	-
<i>Peridinium</i> <i>goslaviense</i>	-	1.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Peridinium</i> <i>inconspicuum</i>	-	1.0	2.0	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Peridinium</i> <i>palatinum</i>	-	8.0	-	6.0	-	6.0	-	-	-	-	-
<i>Peridinium</i> sp. (l=15-17)	-	-	-	-	-	-	-	-	.3	-	-
Sum	354.0	730.6	744.5	1354.1	4006.1	4350.0	14546.0	47479.0	109.9	67.0	3.9

Euglenophyceae

<i>Trachelomonas</i> <i>volvocina</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.4	-
Sum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.4	-

My-alger

Sum	24.6	22.2	15.8	10.1	10.7	9.5	12.0	8.3	15.4	17.1	12.2
-----------	------	------	------	------	------	-----	------	-----	------	------	------

Total	1080.2	3476.5	1333.6	1498.0	4271.2	4497.7	14778.0	47777.0	258.7	582.1	631.6
-------------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	---------	---------	-------	-------	-------

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 1993.
STASJON 1. Adalsbekken.

DATO	TOT-P	Orto -P	TOT-N	Nitrat	Amm.	Termot.
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	ant/100ml
26/05/93	58	43	3035	2480	21	61
15/06/93	163	131	4820	3560	472	420
29/06/93	158	133	3140	2800	147	214
13/07/93	232	186	7030	5530	302	3512
27/07/93	226	198	6220	5605	298	300
10/08/93	250	212	6320	5400	182	-
24/08/93	199	138	4730	4140	30	
07/09/93	137	130	5470	5000	13	36
28/09/93	186	162	7400	6800	195	76
12/10/93	80	52	6500	5860	60	955
26/10/93	50	36	5100	4620	127	210

Gjennomsnitt	158	129	5433	4709	168	643
Maks. verdi	250	212	7400	6800	472	3512
Min. verdi	50	36	3035	2480	13	36
Median	163	133	5470	5000	147	214

TABELL 2. ANALYSERESULTATER FRA BORREVANNET 1993.
STASJON 3. Tokerødveien, RV 306.

DATO	TOT-P	Orto -P	TOT-N	Nitrat	Amm.	Termot.
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	ant/100ml
26/05/93	51	34	2995	2210	21	137
15/06/93	109	92	3320	2670	222	400
29/06/93	119	89	2515	2270	130	300
13/07/93	173	134	4810	3595	345	3125
27/07/93	144	120	4880	4285	198	400
10/08/93	250	204	5760	4900	255	1050
24/08/93	145	110	4400	3840	18	
07/09/93	81	72	4180	3720	16	34
28/09/93	130	104	6100	5380	136	48
12/10/93	68	44	6500	5840	45	1805
26/10/93	42	31	4400	4160	106	219

Gjennomsnitt	119	94	4533	3897	136	752
Maks. verdi	250	204	6500	5840	345	3125
Min. verdi	42	31	2515	2210	16	34
Median	119	92	4400	3840	130	350

TABELL 3. ANALYSERESULTATER FRA BORREVANNET 1993.
STASJON 6. Ryglandsbekken.

DATO	TOT-P	Orto -P	TOT-N	Nitrat	Amm.	Termot.
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	ant/100ml
26/05/93	38	17	970	540	104	254
15/06/93	68	40	1025	445	114	34
29/06/93	76	54	885	337	147	13
13/07/93	102	59	3140	2200	67	2875
27/07/93	79	60	910	3555	82	32
10/08/93	65	43	1110	425	36	650
24/08/93	63	42	1140	555	28	
07/09/93	57	38	800	150	52	6
28/09/93	42	12	510	4	11	72
12/10/93	53	27	5750	5100	17	405
26/10/93						60

Gjennomsnitt	64	39	1624	1331	66	440
Maks. verdi	102	60	5750	5100	147	2875
Min. verdi	38	12	510	4	11	6
Median	64	41	998	493	60	66

TABELL 4. ANALYSERESULTATER FRA BORREVANNET 1993.
STASJON 7. Sandeelva, utløp.

DATO	TOT-P	Orto -P	TOT-N	Nitrat	Amm.	Termot.
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	ant/100ml
26/05/93	51	7	2265	1720	271	2
15/06/93	43	8	2240	1565	19	28
29/06/93	57	31	2150	1650	70	32
13/07/93	104	74	2300	1625	70	1250
27/07/93	94	62	3840	3495	18	1550
10/08/93	98	78	3000	2700	36	780
24/08/93	80	65	3240	3040	25	
07/09/93	58	40	2560	2160	18	540
28/09/93	53	29	3440	2620	109	134
12/10/93	60	37	6650	4920	31	885
26/10/93	33	24	4810	3300	23	187

Gjennomsnitt	66	41	3318	2618	63	539
Maks. verdi	104	78	6650	4920	271	1550
Min. verdi	33	7	2150	1565	18	2
Median	58	37	3000	2620	31	364

TABELL 5. ANALYSERESULTATER FRA BORREVANNET 1993.
STASJON 8. Vassbånn, kum.

DATO	TOT-P	Orto -P	TOT-N	Nitrat	Amm.	Termot.
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	ant/100ml
26/05/93	10	2	3035	2480	188	0
15/06/93	6	1	2750	2310	166	0
29/06/93	7	1	2830	2340	155	1
13/07/93	37	13	3700	2845	149	452
27/07/93	32	20	1430	1160	33	90
10/08/93	19	3	2670	1770	225	7
24/08/93	29	6	13440	12900	127	
07/09/93	24	7	15840	11700	135	9
28/09/93	29	14	7200	5540	124	0
12/10/93	56	9	7200	8600	160	50
26/10/93	16	3	6500	5680		1

Gjennomsnitt	24	7	6054	5211	146	61
Maks. verdi	56	20	15840	12900	225	452
Min. verdi	6	1	1430	1160	33	0
Median	24	6	3700	2845	152	4

TABELL 6. ANALYSERESULTATER FRA BORREVANNET 1993.
STASJON 9. Sembekken.

DATO	TOT-P	Orto -P	TOT-N	Nitrat	Amm.	Termot.
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	ant/100ml
26/05/93	276	148	5785	5700	35	160
15/06/93	515	495	8000	8000	92	273
29/06/93	413	378	8700	8700	398	-
13/07/93	110	71	2690	1625	38	565
27/07/93	123	107	4880	4445	31	230
10/08/93	109	88	3310	2590	38	520
24/08/93	92	79	5760	4840	20	
07/09/93	156	149	6190	5260	68	1270
28/09/93	98	83	4490	3360	97	196
12/10/93	176	141	7200	7880	74	8540
26/10/93	51	37	6060	5380		102

Gjennomsnitt	193	161	5733	5253	89	1317
Maks. verdi	515	495	8700	8700	398	8540
Min. verdi	51	37	2690	1625	20	102
Median	123	107	5785	5260	53	273

TABELL 7. ANALYSERESULTATER FRA BORREVANNET 1993.
STASJON Innsjøstasjon.

DATO	TOT-P µg/l	Orto -P µg/l	TOT-N µg/l	Nitrat µg/l	Kl.a µg/l	pH	Turb. NTU	Farge mg Pt/l	Kond. mS/m	Siktedyp m	Kimtall pr. ml	Kolif. pr.100ml	Termot. pr.100ml
26/05/93	15	3	2650	1930	7,0	7,7	0,82	46	24,1		360	2	1
15/06/93	21	1	2750	1650	11,0	8,0	0,51	37	21,6	2,0			1
29/06/93	21	3	2380	1385	4,9	8,3	0,80	31	24,1		220		0
13/07/93	23	4	1860	1170	10,0	7,9	0,95	17		1,2			36
27/07/93	25	4	1705	970	15,6	8,9	0,55	51		1,5			6
10/08/93	27	4	1650	845	12,3	8,1	0,60	43					4
24/08/93	31	2	1700	700	36,8					2,5			
07/09/93	57	7	1980	480	115,0	8,8	0,50	34	23,8	0,9			2
28/09/93	17	6	940	400	1,6	7,3	0,80	42		0,8			1
12/10/93	28	11	1790	815	4,5	7,4	2,80	25		1,6			93
26/10/93	24	8	2020	1125	5,1	7,0	1,90	23	23,7	2,8			12

Gjennomsnitt	26	5	1948	1043	20,3	8	1,02	35	23,5	1,7	290	2	16
Maks. verdi	57	11	2750	1930	115,0	8,9	2,80	51	24,1	2,8	360	2	93
Min. verdi	15	1	940	400	1,6	7,0	0,50	17	21,6	0,8	220	2	0
Median	24	4	1860	970	10	8	0,80	36	24	2	290	2	3



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2424-6