

RAPPORT LNR 3803-98

Restaurering av Borrevannet

Overvåking av
Borrevannet 1992 - 1996
Revidert tiltaksplan 1997



Bildene viser oppblomstring av begroingsalgen *Cladophora* sp. i september 1993 (øverst), og blågrønnalgen *Microcystis aeruginosa* som flyter i vannskorpa som lysegrønne klumper, august 1996 (nederst).

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

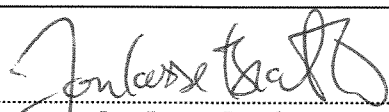
Tittel Overvåking og tilstandsklassifisering av Borrevannet 1992-1996 Revidert tiltaksplan for 1997	Løpenr. (for bestilling) 3803-98	Dato 1998.04.06
	Prosjektnr. Undernr. O-92064/E-92426	Sider Pris 52 + vedl.
Forfatter(e) Bratli, Jon Lasse Skiple, Anja	Fagområde Vannressurs- forvaltning	Distribusjon
	Geografisk område Borre kommune, Vestfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Borre kommune, Norges forskningsråd (NFR), Statens landbruksstilsyn, Norsk institutt for vannforskning (NIVA)	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Sammendrag

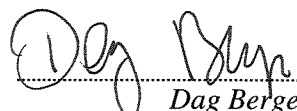
Borrevannet i Vestfold har blitt overvåket de siste årene i forbindelse med et restaureringsprosjekt som ble startet i 1992. Formålet med prosjektet var å redusere tilførslene av næringsstoffer til innsjøen for å forbedre den generelle vannkvaliteten og spesielt å unngå oppblomstring av giftige blågrønnalger. Borrevannet er reserve drikkevannskilde for Horten by. Borrevannet har vært relativt stabilt næringsrikt fra de tidligste undersøkelsene i slutten av 1950-årene og fram til i dag, men fra 1992 til 1996 kan det synes som om total nitrogen og fosfor har vist noe nedgang. Det har vært massive algeoppblomstringer av fureflagellaten *Ceratium hirundinella* i 1992-93 og -94. Giftproduserende blågrønnalger har vært tilstede i 1995 og 1996. Det er jevnlig registrert oksygenvinn i stagnasjonsperiodene. En samlet vurdering av de ulike parametrene tilsier tilstandsklasse IV (dårlig) etter virkningen av næringsstoffer og organiske stoffer, og tilstandsklasse III (mindre god) etter virkningen av partikler. En revisjon av tiltaksplanen fra 1992 viser at det er oppnådd en fosforreduksjon i størrelsesorden 50 kg i perioden 1992-97. Det er langt igjen til en målsetting om *akseptabel* vannkvalitet. Med den reviderte planen foreslås tiltak for å redusere nye 400 kg fosfor og vil koste ca kr 885 000 i året. Målsettingen ser da ut til å bli nådd. Hovedtiltakene går på å kutte ut høstpløyinga og å rydde opp i enkeltanleggene i den spredte bebyggelsen.

Fire norske emneord 1. Overvåking 2. Tiltaksplan 3. Eutrofi 4. Tilstandsklassifisering	Fire engelske emneord 1. Monitoring 2. Pollution abatement plan 3. Eutrophication 4. Classification of water quality
--	--



Jon Lasse Bratli
Prosjektleder

ISBN 82-577-3379-2



Dag Berge
Forskningssjef

Restaurering av Borrevannet

Overvåking av Borrevannet 1992-1996
Revidert tiltaksplan 1997

Forord

Prosjektet "Restaureringsplan for Borrevannet" kom i stand som et samarbeid mellom NIVA og Arbeidsutvalget for Borrevannet. Arbeidsutvalget for Borrevannet har fungert som en referansegruppe for prosjektet, og har bestått av:

Kåre Nordal/Tore Rolf Lund, miljøvernleder(e) i Borre kommune
Steinar Eggum, landbrukssjef i Borre
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 miljøvernnavdeling, Vestfold

I 1992-93 ble det gjennomført en tiltaksanalyse for Borrevannet (Bratli et al. 1993). Denne analysen er senere fulgt opp med overvåking av vannkvaliteten i innsjøen. Resultater fra måling av vannkjemi og planteplankton fra 1992 til 1996 i Borrevannet og en revisjon av den tidligere tiltaksanalysen som munner ut i en foreslått tiltaksplan, er innholdet i denne rapporten.

Tilførselbekkene til Borrevannet ble overvåket i 1992 og 1993, og er tidligere rapportert (Bratli og Brettum 1993, Bratli 1994).

Fra 1993 til 1996 ble det i tillegg gjennomført et forskningsprosjekt i våtmarka i sørenden av Borrevannet (Bratli et al. 1997). Her ble våtmarksområdet avsperrert med en plastduk, for å måle kapasiteten som en naturlig våtmark (Vassbånn) har til å holde igjen næringsstoffer og suspendert stoff.

Innsamling av prøver er i all hovdsak utført av Alfred Nilsen (Borre kommune), Johan Ahlfors (NIVA) og undertegnede. Førstnevnte har også registrert temperatur, nedbør og vannstand.

Planteplanktonet er bearbeidet av Pål Brettum og vannkjemiske data er til en stor grad bearbeidet av Anja Skiple, begge NIVA. Utredning av forurensningstilførsler og tiltak er gjort av undertegnede, som sammen med Anja Skiple har skrevet rapporten.

Overvåkingen og tiltaksplanleggingen er en del av et større prosjekt som finansieres av Borre kommune, Statens landbrukstilsyn, Norges forskningsråd (først ved Norsk hydrologisk komité, senere KOMTEK) og NIVA.

Oslo, 6. april 1998

Jon Lasse Bratli

Innhold

Sammendrag og konklusjoner	6
1. Innledning	8
2. Overvåkingsmetoder	10
2.1 Vannkjemi	10
2.2 Planteplankton	10
3. Temperatur, nedbør og vannstand	12
4. Vannkemisk overvåking	14
4.1 Næringsstoffer - fosfor og nitrogen	14
4.2 Klorofyll a	15
4.3 Oksygen	16
4.4 Generell vannkvalitet i innsjøen	18
5. Overvåking av planteplankton	20
6. Tilstandsklassifisering	24
7. Status for aktiviteter i nedbørfeltet og fosfortilførsler	25
7.1 Grunnlagsdata - arealer, arealbruk og husdyr	25
7.2 Tekniske anlegg innen landbruket	25
7.2.1 Gjødsellager	25
7.2.2 Siloanlegg	25
7.2.3 Melkerom	27
7.2.4 Rundballer	27
7.3 Dyrka mark	27
7.3.1 Åpenåkervekster	27
7.3.2 Eng, beite og anna	29
7.4 Avløpsanlegg i spredt bebyggelse	29
7.5 Forurensningsregnskap for 1992 og 1997	31
8. Tiltaksutredninger	33
8.1 Beregning av kostnadseffektivitet	33
8.2 Tiltak på arealene	34
8.2.1 Overvintring i stubb	34
8.2.2 Overgang fra høstvetete til vårhvete (1050 dekar)	35
8.2.3 All spredning av husdyrgjødsel i vekstsesongen	36
8.2.4 Vegetasjonssoner	37
8.2.5 Grasdekte vannveger	39
8.2.6 Avskjæringsgrøfter, nedløpskummer, drenering	39
8.2.7 Restaurering av våtmark	40
8.2.8 Etablering av fangdammer/vanningsdammer	40
8.2.9 Eng i stedet for korn	41

8.2.10 Ikke beite ned til vannkant	41
8.2.11 Pleie av bekkeløp	42
8.2.12 Tilplanting med skog	42
8.3 Tiltak på tekniske anlegg innen landbruket	42
8.3.1 Gjødsellagre	42
8.3.2 Siloanlegg	43
8.3.3 Melkerom	43
8.3.4 Lagerplass for rundballer	44
8.4 Utrekning av tiltak i spredt bebyggelse	44
9. Evaluering av utredede tiltak og forslag til tiltaksplan	46
9.1 Anbefalte innsjøinterne tiltak.	46
9.1.1 Utsetting av rovfisk	46
9.1.2 Høyere sommervannstand	46
9.2 Anbefalte landbrukstiltak	46
9.3 Anbefalte tiltak for kommunal kloakk og spredt bebyggelse	47
9.4 Oversikt over foreslåtte tiltak	47
10. Litteratur	49
Vedlegg A. Primærdata oksygenmålinger	52
Vedlegg B. Primærdata vannkjemi	54
Vedlegg C. Generelle beregningsparametre for rensetekniske løsninger for kloakk.	56
Vedlegg D. Planteplankton - artslister	57

Sammendrag og konklusjoner

Det var allerede på 1950-tallet tatt prøver av vannkjemi og algesammensetning i Borrevannet i Vestfold. I 1992 ble prosjektet "restaureringsplan for Borrevannet" opprettet med sikte på å overvåke vannkvaliteten og utrede en tiltaksplan.

Borrevannet er en næringsrik innsjø som utover i 1970 og -80 årene fikk tiltagende problemer med en generelt sett dårlig vannkvalitet, og spesielt mye planktonalger, også problemalger med giftproduksjon. Utover i -80 årene har Borrevannet hatt gjentatte oppblomstringer av giftproduserende blågrønnalger, og siden innsjøen er reserve drikkevannskilde for Horten har det vært særlig viktig å overvåke vannkvaliteten.

Denne rapporten sammenfatter resultater fra overvåkingen av Borrevannet fra 1992 til 1996. Det har vært tatt jevnlige prøver av vannkjemien gjennom året, og sammensetningen av algene har blitt registrert i vekstsesongen.

Fra 1992 til 1996 er det registrert en nedgang i total fosfor og total nitrogen. Denne nedgangen ligger innenfor det man kan regne som naturlig årsvariasjon, men siden nedgangen i konsentrasjonen av næringsstoffene har vært nokså jevn, kan det ha sammenheng med at tilførslene fra nedbørfeltet er redusert noe.

Algesammensetningen varierer noe fra år til år, men tegner fortsatt bilde av en næringsrik innsjø. I 1993 og 1994 var det en massiv oppblomstring av fureflagellaten *Ceratium hirundinella*, noe som er karakteristisk for en så eutrof innsjø som Borrevannet. Blågrønnalger med giftproduksjon ble registrert i 1995 og -96, men i forholdsvis beskjedne mengder. Felles for disse problemalgene er at de i liten grad blir beitet og omsatt videre i næringskjeden.

Oksygenvinn i stagnasjonsperiodene på ettervinteren og på sensommeren er fortsatt tilfelle fram til 1996, og dette fører fortsatt til utlekking av fosfater fra sedimentene.

Selv om en kan måle en viss reduksjon av næringssaltene, så har det ikke slått ut på klassifiseringen av tilstanden av vannkvaliteten. En samlet vurdering av de ulike parametrene tilsier tilstandsklasse IV (dårlig) etter virkningen av næringsstoffer og organiske stoffer og tilstandsklasse III (mindre god) etter virkningen av partikler.

Borrevann har mottatt altfor store næringssalttilførsler gjennom flere tiår. Tidligere spilte kloakktilførsler stor rolle, men i de senere årene har landbruket stått for de største tilførslene. Dette har sammenheng med den omfattende kloakksaneringen som er gjennomført og at den økte intensiveringen i landbruket har ført til større avrenning fra landbruksarealene i løpet av 1970 og -80 årene.

Målsettingen med tiltaksanalysen er å komme opp med en prioritert tiltakspakke som inneholder de mest kostnadseffektive tiltakene som samtidig er gjennomførbare, og som i størst mulig grad når de lokale målsettinger som er vedtatt gjennom kommunestyret i Borre kommune. Her er det vedtatt en avlastning på 50%, som den tiltaksorienterte overvåkingen fra 1992 indikerte for å få akseptable forhold i Borrevannet. Nyere bergninger for avlastning er gjennomført på bakgrunn av overvåkingsresultatene som er rapportert her. Fordi det har vært en viss forbedring i vannkvaliteten, og det allerede er gjennomført noen tiltak, viser det seg at det er tilstrekkelig med ca 40 % reduksjon av tilførslene i 1992 som ble beregnet til 1200 kg fosfor, for å få en akseptabel vannkvalitet. Med *akseptabel* vannkvalitet mener vi at faren for oppblomstringer av blågrønnalger er redusert til et minimum, at vannmassen beholder oksygenet hele året og vannet derfor unngår å gjødsle seg selv, at vannet blir

klarere og mer innbydende for bading og annen rekreasjon, at en får mer fisk som er god å spise, og ikke minst at vannet kan bli et godt drikkevann etter fullrensing.

Rapporten inneholder en revisjon av de foreslåtte forurensningsbegrensende tiltakene fra 1992 pluss noen nye. Her er det sett på tiltak som er direkte knytta til innsjøens vannmasser og til nedbørfeltet. Nedbørfelttiltakene må i første rekke finansieres av landbruksnæringa sjøl og av huseiere i spredt bebyggelse.

De innsjøinterne tiltakene som foreslås gjennomført er bl.a. å høyne middelvannstanden med ca. en halv meter. Særlig om ettersommeren, når vannstanden er på sitt laveste og forurensningene mest markert, vil det være av stor verdi å holde en noe høyere vannstand. Forurensningene blir da fortynt i et ca. 10% større vannvolum. Videre vil en utsetting av rovfisken Gjørs kunne gi en mer balansert næringskjede der "skrap-fiskene" mort og laue blir redusert slik at dyreplanktonet i neste rekke får en sjanse til å kunne kontrollere algene ved økt beiting.

Innen landbruket foreslås det en rekke tiltak både i forhold til tekniske anlegg (gjødselkjellere) og arealavrenning. Kjernetiltaket er fortsatt å unngå høstpløyning på de resterende erosjonsutsatte arealer. Dette er i tillegg et svært kostnadseffektivt tiltak. En overgang til vårpløyning også på arealene som det idag er høstkorn, foreslås også, selv om kostnadseffektiviteten her ikke er spesielt god. Å spre all husdyrgjødsel i vekstsesongen er også et godt tiltak som foruten å gi en god ressursutnyttelse også er relativt kostnadseffektivt. Etablering av kantsoner med skog langs elvebredden og etablering av fangdammer gir både en forurensningsbegrensende effekt og har estetiske og naturvernmessige verdier ved seg.

Innenfor den spredte bebyggelsen blir det foreslått omfattende tiltak. Kommunen har relativt nylig (1995) gjennomført en registrering av alle enkeltanlegg i spredt bebyggelse. Her er det mange dårlige løsninger med enten bare en synkekum eller slamavskiller. Endel gamle sandfilterløsninger har også vist seg å fungere dårlig. Det foreslås å oppgradere/skifte ut disse løsningene med infiltrasjonsløsning der det er mulig, ellers bør det satses på tett tank som er mer kostnadseffektivt enn minirensanlegg. Tett-tank-systemet fordrer et fast avgiftsopplegg for å kunne fungere skikkelig. Tiltakene har en middels kostnadseffektivitet. Dette er tiltak som kommunene gjennom lengere tid ikke har prioritert, og som har så stort omfang at det må ryddes opp i hvis Borrevannet skal få ønsket miljøkvalitet.

En fortsatt reduksjon av høstpløyningen vil være basert på frivillighet og tilskuddsmidler. For de fleste resterende landbrukstiltak og for tiltak overfor den spredte bebyggelsen, finnes det eksisterende juridiske virkemidler i form av forskrifter gitt med hjemmel i forurensningsloven.

Med de skisserte tiltakene i tiltaksplanen ser det ut til at en vil nå en reduksjon på i størrelsesorden 40% og som vil oppfylle målsettingen om *akseptable* forhold i Borrevann. Kostnadene er beregnet til ca 850.000,- NOK i årskostnader, noe som må sies å være en rimelig kostnad. Også dette er et konservativt anslag, da noen tiltak ikke har vært mulig å kostnadsberegne, f.eks. tiltaket med høyning av middelvannstanden.

Det foreslås å rullere/revidere tiltaksplanen om nye 5 år, dvs. i år 2002/-03.

1. Innledning

Borre vann er en eutrof (næringsrik) innsjø beliggende på raet noen kilometer vest for Horten i Vestfold. Innsjøen har gjennom flere tiår fått tilført store mengder av næringsstoffene fosfor og nitrogen, hovedsakelig fra landbruksaktiviteten i området, men også fra kommunal kloakk og avløp fra spredt bebyggelse.

Effektene av de store tilførselene er høye konsentrasjoner av alger bl.a. blågrønnalger som enkelte år har vært giftproduserende. Borrevannet er reserve drikkevannskilde, men blågrønnalgene har til tider gjort innsjøen uegnet som råvannskilde.

Det har blitt foretatt grundige limnologiske undersøkelser av Borrevannet fra slutten av 1950-årene (Skulberg 1957, Økland 1964). Borrevannet var da et skoleeksempel på en eutrof, norsk innsjø. Senere har det blitt gjort målinger på 1970-tallet (Brettum et al. 1976). Alle disse undersøkelsene viser at Borrevannet har vært næringsrikt. Overgjødslingen gjorde seg først og fremst utslag i en stor produksjon av planktonalger og tildels rik makrovegetasjon.

I seksti og syttiårene var innholdet av giftproduserende blågrønnalger relativt beskjedent, men utover i åttiårene (Skulberg og medarb. 1989) 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 krepssdyra som vanligvis hjelper til med å holde algebiomassen i sjakk.

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, fisking og annen form for rekreasjon. Det viktigste er likevel at denne tilstanden gjør vannet svært dårlig egnet som råvannskilde til drikkevann.

Blågrønnalgene produserer også til tider giftstoffer som gjør vannet direkte helsefarlig som drikke- og badevann. Giftstoffene fra blågrønnalgene kan virke på litt forskjellige måter, men for *Microcystis aeruginosa*, som stadig har vært registrert i Borrevannet, virker giftstoffet på leveren. Disse algegiftene er forøvrig noen 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 av gjennom en lang vinter med islegging. Den store nedbrytningen på slutten av innsjøens stagnasjonsperioder, senvinteren og sensommeren, fører jevnlig til at bunnvannets oksygeninnhold brukes helt opp. Det kan dermed utvikles giftig H_2S -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 også oksygenvinn.

I 1992/93 ble det laget en tiltaksplan for å redusere tilførselene av fosfor til Borrevannet. I planen ble det satt opp forslag til målsettinger:

"Borre vann skal forbedres slik at det ikke lenger klassifiseres som "ikke egnet" (dårligste klasse, 4) som råvannskilde i forhold til SFTs klassifisering".

En bedring til klasse 3, "mindre godt egnet", vil kunne gi godt drikkevann ved fullrensing, mens dagens tilstand ikke tilrår bruk selv etter fullrensing.

Ved slik forbedring må dagens fosforverdier med et snitt på 33 μg P/l målt i 1992 reduseres til ca 15 μg P/l. Ved bruk av Berges formelverk (Berge 1987) medfører dette en reduksjon på ca 640 kg P/år, eller ca 50% reduksjon. Dette er den samme reduksjonen som framkommer ved bruk av innsjømodeller.

En bedring av forurensningsgraden med hensyn på fosfor fra dagens "sterkt forurenset, f.grad 4" til "markert forurenset, f.grad 3" betyr en reduksjon på ca 350 kg P/år eller ca. 30% reduksjon. En videre bedring til f.grad 2, "moderat forurenset" innebærer en reduksjon med ca. 630 kg P/år eller ca 50%. Planen med målsettinger ble vedtatt i kommunestyret 27.10.93 (sak 93/0059).

Resultatene fra tiltaksplanen viste at å redusere fosfortilførslene med nødvendige 50% ikke var mulig kun med tradisjonelle tiltak, men at en foreløpig skulle arbeide mot en reduksjon på 30% og, om mulig etter tiltaksperioden 1992-97, komme tilbake til supplerende tiltak for å komme enda videre. Denne rapporten er en rullering av planen fra 1992, og inneholder en oversikt over hvor langt en kom med tiltak i løpet av femårsperioden 1992-1997, samt en oversikt over aktuelle tiltak videre.

Forhold omkring metodegrunnlag for beregninger av effekter, kostnader og kostnadseffekter er beskrevet i rapporten omhandlende forholdene i 1992 (Bratli og medarb. 1993), og gjentas bare til en viss grad her.

2. Overvåkingsmetoder

2.1 Vannkjemi

Det er tatt innsjøprøver over Borrevannets dypeste punkt (stasjon 12 i figur 1). Det er tatt blandprøver fra de øverste 6 meter, og 1-2 ganger i året er det utført oksygenmålinger og målt eutrofiparametre ved bestemte dyp.

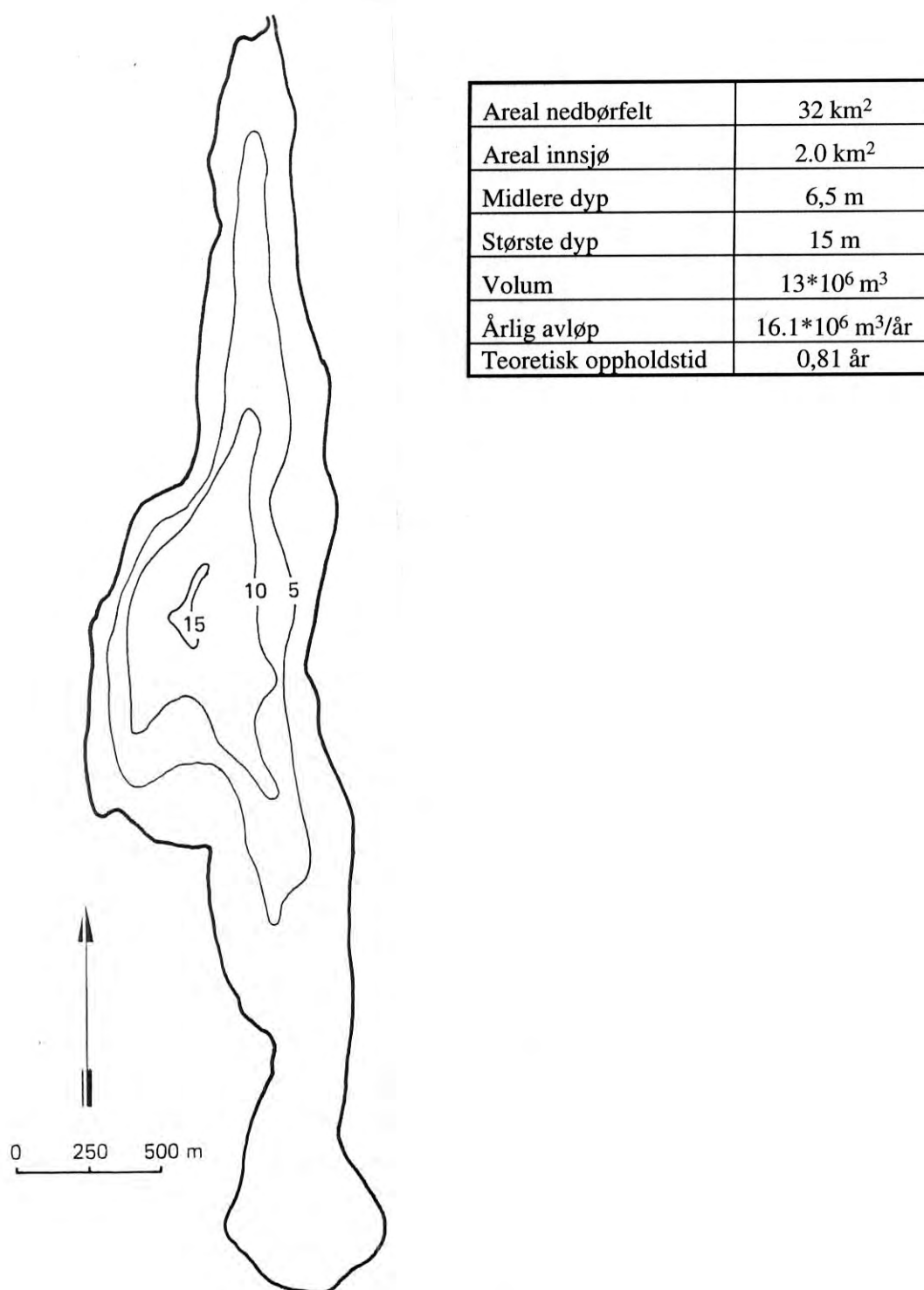
Blandprøvene fra innsjøen er tatt med en 6m lang fleksibel slange. Prøvene på forskjellige dyp er tatt med vannhenter som har innebygget termometer. Prøvene til oksygenmålingene er tatt med en oksygensensor. Analysemetoder er gjengitt i tabell, vedlegg 3.

For blandprøven fra innsjøen er det tatt ut prøver hver annen uke fra mai til oktober. I våren og høsten er det tatt prøver på 6 forskjellige dyp; 1m, 3m, 6m, 9m, 12m og ca.14m (dvs. 0,5-1m over bunnen av innsjøen).

Parametre det har blitt analysert for er total fosfor (tot-P), fosfat (P- PO_4), total nitrogen (tot-N), nitrat (N-NO_3), pH, konduktivitet (ledningsevne), turbiditet (partikkelinnhold), farge og klorofyll a. Siktedyb blir registrert samtidig med prøvetakingen. For blandprøvene er det dessuten undersøkt planteplanktonets volum og sammensetning, mens oksygen kun er målt der det er tatt prøver på bestemte dyp. Prøvene som ble tatt den 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 utført ved NIVA.

2.2 Planteplankton

Det er samlet inn prøver av planteplankton ca. 10 ganger gjennom vekstsesongen. Prøvene til analyse av planteplankton er hentet samtidig med prøver for analyse av vannkjemi, og er blandprøver fra 0-6 meters dyp. Vannprøven som ble tatt for planteplanktonanalyse, er fiksert med 1 ml Fytofix (Lugols løsning). Analysene er utført på NIVA.



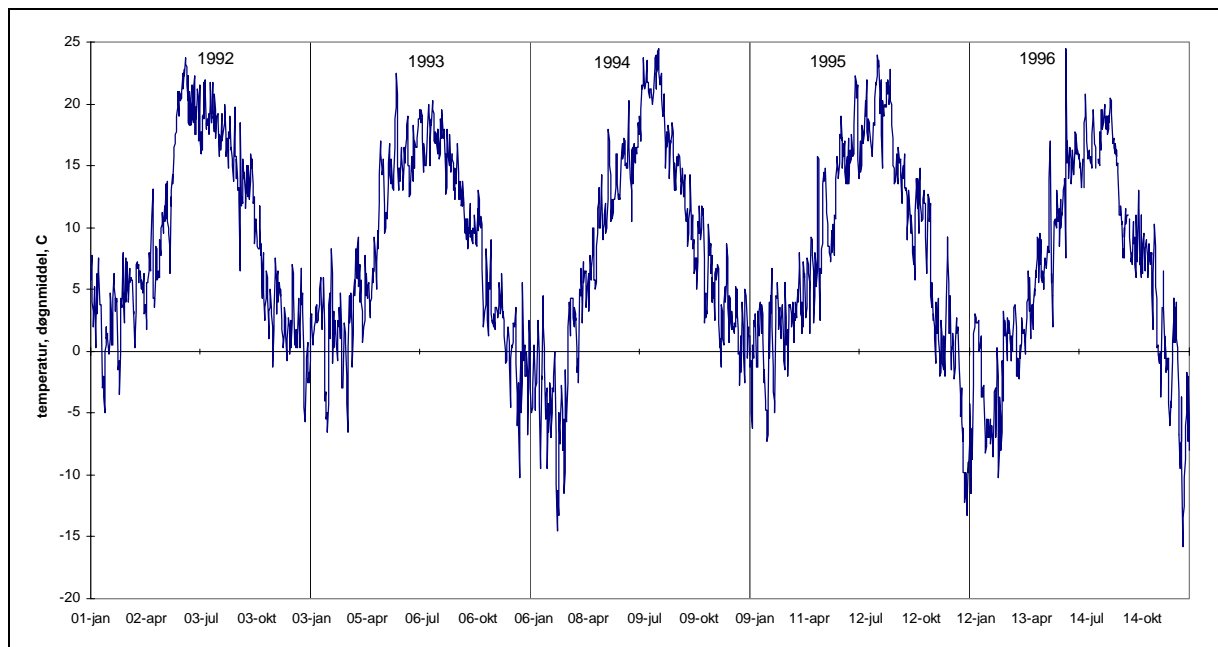
Figur 1. Dybdekart over Borrevannet med noen morfometriske og hydrologiske data (etter Brettum et al. 1976).

3. Temperatur, nedbør og vannstand

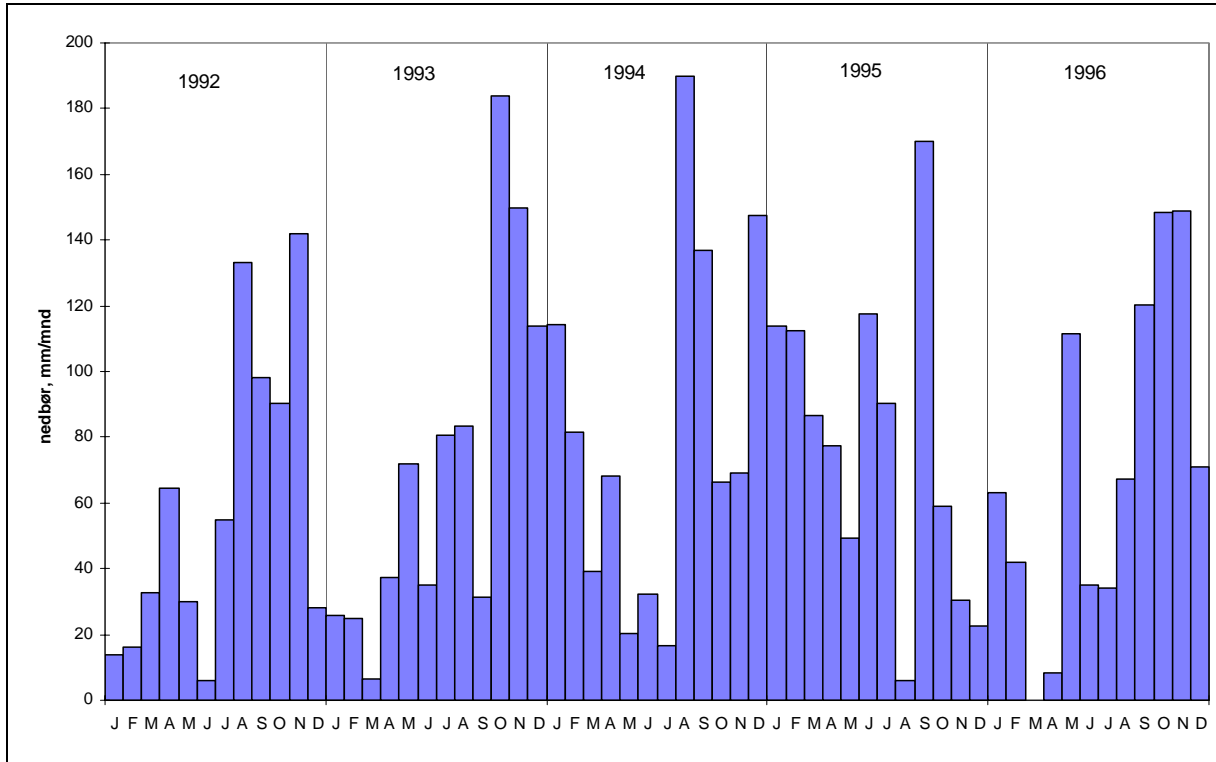
Temperaturmessig varierte de tre årene ganske mye. Særlig var vinteren 1994/95 spesiell med relativt høye temperaturer og relativt få dager med frost. Sånn sett var vinteren 1995/96 mye strengere, med lang islegging helt til 31. april (figur 2). Denne vinteren var også bekkeleiene frosset i nesten tre måneder sammenhengende.

Målinger av vannstanden i Borrevannet er tidligere rapportert (Bratli 1994). I det følgende vises resultater fra årene 1994-1996.

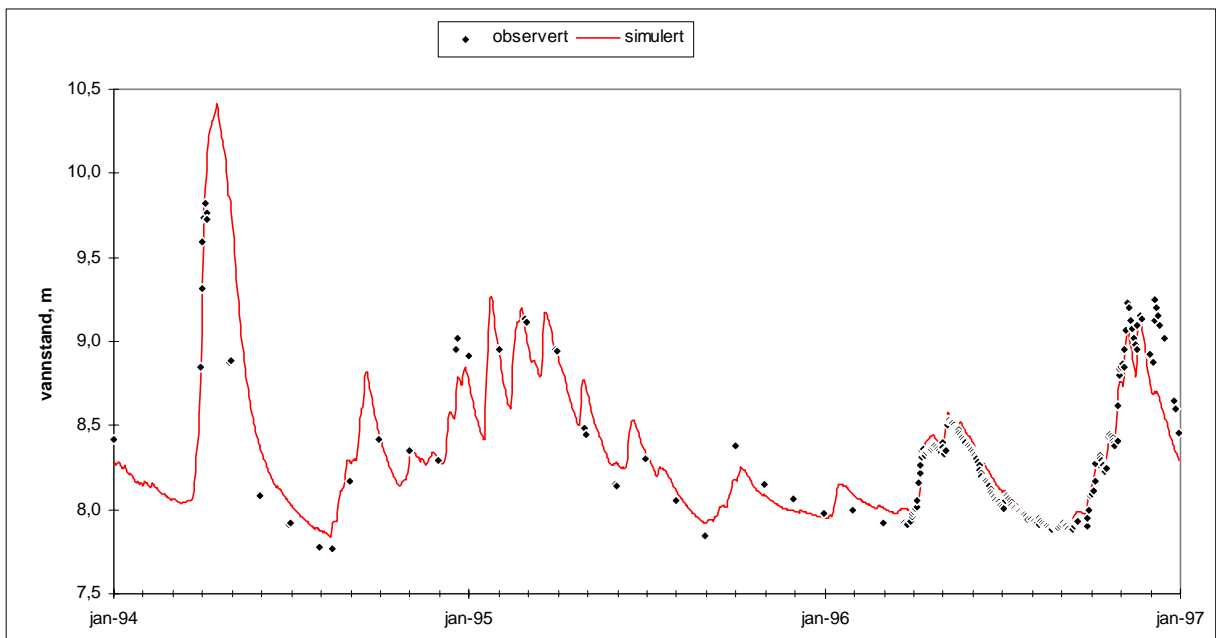
Vannstanden i Borrevannet stiger raskt ved økte vanntilførsler. Variasjonene kan skje meget raskt, da nedbørfeltet domineres av tett leire som gir meget hurtig overflateavrenning, og fordi utløpet fra Borrevann er meget trangt. Særlig gjør dette seg gjeldende i april 1994 (figur 4). Vannstanden i Borrevannet har også blitt simulert ved hjelp av HBV-modellen i forbindelse med forskningsprosjektet i Vassbånn (Bratli og medarbeidere 1997).



Figur 2. Døgnmiddeltemperatur for undersøkelsesperioden.



Figur 3. Nedbør registrert ved pumpestasjonen ved Borrevannet 1994-1996. DNMI stasjon: 27140 Borrevann.

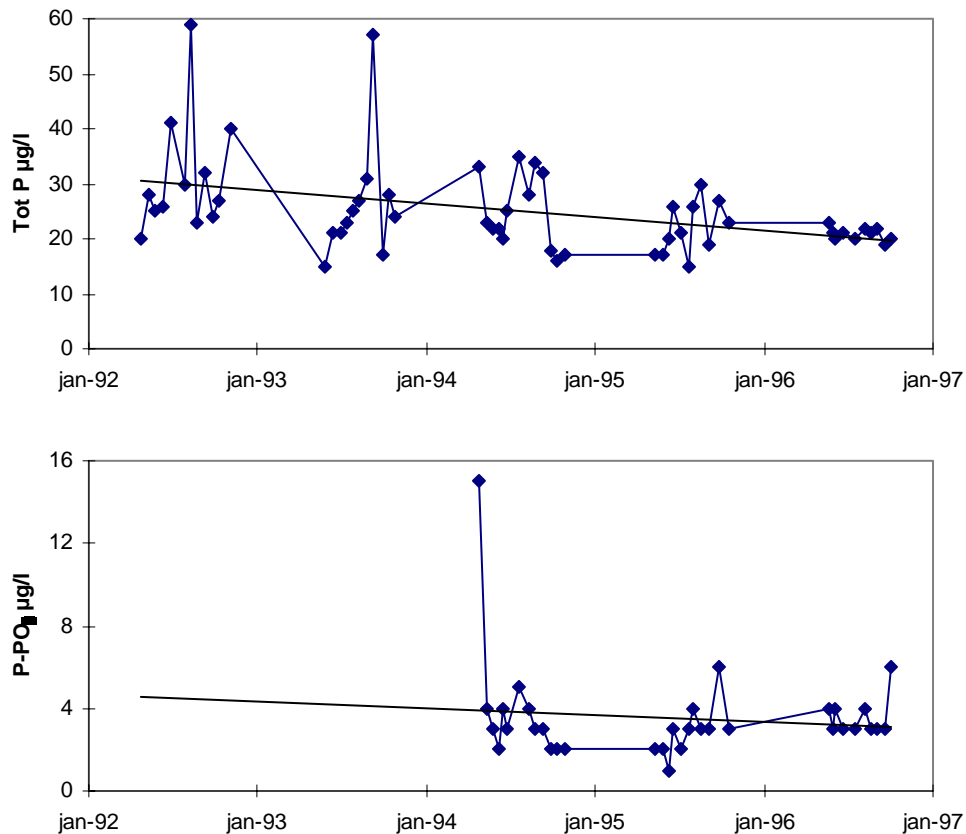


Figur 4. Observerte og simulerte vannstandsvariasjoner i Borrevannet 1994-1996.

4. Vannkjemisk overvåking

4.1 Næringsstoffer - fosfor og nitrogen

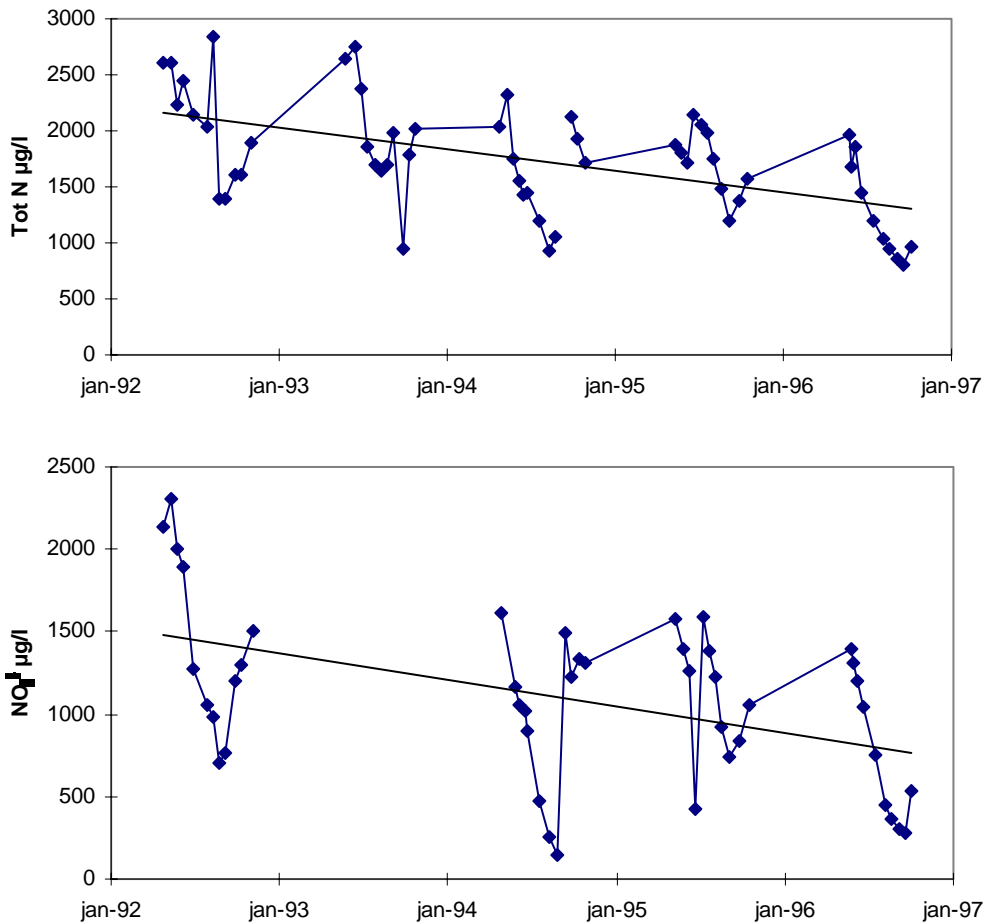
Det ser ut til at konsentrasjonen av både fosfor og nitrogen har avtatt noe fra 1992 til 1996 (figur 5 og figur 6). For total fosfor er det observert en gjennomsnittlig reduksjon fra 31 $\mu\text{g/l}$ til 21 $\mu\text{g/l}$ i denne perioden (vedlegg Vedlegg B.). Dette kan se ut som en forholdsvis sikker trend, men det er basert på forholdsvis få år, og ett eller to år med stor algeoppblomstringer kan raskt ødelegge denne trenden. Det er kun målt fosfat fra 1994, og det er ikke registrert en tilsvarende nedgang i konsentrasjonen av fosfat for de tre årene 1994-1996. Den første målingen den 26. april 1994 skiller seg ut med høy konsentrasjon på 15 $\mu\text{g P-PO}_4$ per liter. Det var ved denne prøvetakingen fullsirkulasjon, og bunnvann med vanligvis høye fosfatkonsentrasjoner kan ha vært innblandet.



Figur 5. Utviklingen av total fosfor (tot-P) og fosfat (P-PO_4) i Borrevannet i perioden 1992-1996. Trendlinjer er inntegnet.

Det er nitrogenfraksjonene som viser den største nedgangen i årene 1992-1996. Middelkonsentrasjonen av total nitrogen var i 1992 litt over 2,0 mg/l, og i 1996 var den nede i omtrent 1,2 mg/l. I 1992 var nitrat gjennomsnittlig 1400 $\mu\text{g/l}$, og i 1996 var konsentrasjonen halvert (vedlegg Vedlegg B.). Det kan være store årsvariasjoner i tilførselene av næringsstoffer og dermed

også i konsentrasjonene i selve innsjøen i en slik landbrukspåvirket innsjø, men utviklingen de siste årene ser ut til å gå i riktig retning.



Figur 6. Utvikling av total nitrogen (tot N) og nitrat (NO_3^-) i Borrevannet i perioden 1992-1996. Trendlinjer er inntegnet.

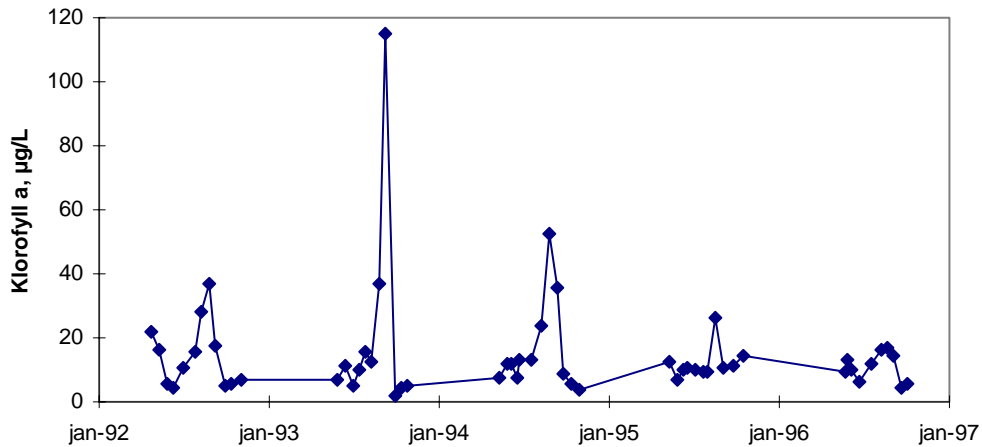
Denne forbedringen av vannkvaliteten i Borrevannet skyldes trolig tiltak som er satt i verk for å redusere avrenningen fra de omkringliggende landbruksområdene, men dette er noe usikkert da trendene tross alt er basert på relativt få år.

4.2 Klorofyll a

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 biomasseestimering av alger, f.eks. ved mikroskopering, innebærer imidlertid også visse usikkerheter, og klorofyllmetoden anses derfor som relativt god.

For 1993 ble det registrert høyest gjennomsnittlig klorofyll a verdi på 20,3 µg/l. De andre årene lå verdiene i området 10-15 µg klorofyll a per liter. På ettersommeren er det en stor økning av klorofyllinnholdet i innsjøen. Den 7. september 1993 er det målt en spesielt høy klorofyll a

konsentrasjon på 117 $\mu\text{g/l}$, noe som viser en oppblomstring av alger (figur 7). Det er ikke registrert en tilsvarende reduksjon i klorofyll a som for nitrogen og fosfor fra 1992 til 1996.

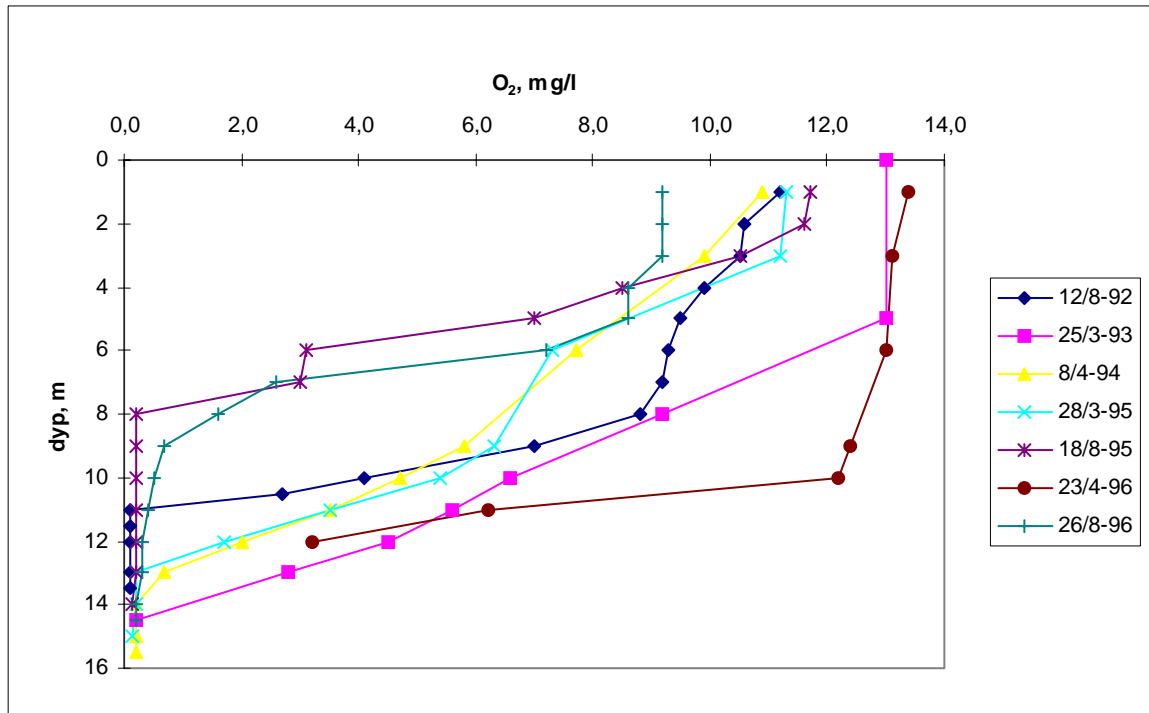


Figur 7. Konsentrasjonen av klorofyll a i Borrevannet (0-6 m dyp) i perioden 1992-1996.

4.3 Oksygen

Oksygenmålingene er gjennomført på slutten av stagnasjonsperiodene, dvs. på ettervinteren (mars-april) og på sensommeren (august). Det er på denne tiden av året at det vanligvis er minst oksygen i bunnvannet i eutrofe innsjøer som Borrevannet. Alle målingene viser at bunnvannet er nærmest fritt for oksygen (figur 8). Høsten 1995 var det nesten oksygenfritt allerede ved 8 meters dyp.

Oksygeninnholdet i bunnvannet vil i en stor grad være avhengig av hvor mye organisk stoff som produseres i innsjøen. Om sommeren vil det organiske stoffet falle til bunnen og brytes ned, noe som krever oksygen. Om vinteren er det også oksygenforbrukende nedbrytningsprosesser som er avgjørende for oksygeninnholdet i bunnvannet. Økland (1964) undersøkte i 1958-1959 oksygeninnholdet i Borrevannet over året. Perioder med bunnvann som inneholdt mindre enn 3 % oksygen varte om sommeren fra midten av juli til slutten av september, og om vinteren fra februar til slutten av april.



Figur 8. Oksygeninnhold (mg/l) ved ulike dyp gjennom årene 1992-1996 i Borrevannet.

Det er vanskelig å sammenligne de ulike målingene av oksygeninnholdet i bunnvannet, fordi det kan variere mye fra år til år hvor lenge oksygensvinnet varer. Målingene er gjennomført omtrentlig på samme stedet, og plasseringen kan variere noe fra år til år. Målingene fra 1992 til 1996 viser likevel en oksygenkurven som avtar med omtrentlig samme forløp som målingene fra mars og august 1959 (Økland 1964).

I perioder med oksygenvinn vil ikke bare jern- og manganforbindelser lekke ut, men fosfor kan også remobiliseres fra sedimentene. Innsjøen kan gjødsle seg selv med "gamle synder" fra mange år tilbake. Hvis slike innsjøer får lange perioder med oksygenvinn, kan en komme i en situasjon der den interne gjødslingen (selvgjødslingen) betyr mer enn tilførselen 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.

Det er ikke observert noen forbedring av oksygeninnholdet i bunnvannet fra 1992 til 1996. Dette kan tyde på at det noe reduserte innholdet av næringsstoffer i innsjøen ikke har sammenheng med redusert fosforutlekking fra sedimentene, men derimot redusert avrenning fra nedbørfeltet.

Den 26. august 1996 ble det registrert en fosfatkonsentrasjon på 278 µg/l, noe som tyder på en utlekking av fosfor fra sedimentene (selvgjødsling).

4.4 Generell vannkvalitet i innsjøen

pH

pH gir et uttrykk for vannets surhetsgrad. Innsjøer i dette området av landet der nedbørfeltet domineres av marine leirer, har en god bufferkapasitet mot nedbør.

Den store algebiomassen forbruker CO₂ 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, som er grensen for hvor slik utlekking virkelig skyter fart i perioden 1992-1996.

Konduktivitet (ledningsevne)

Konduktiviteten er et mål på evnen vannet har til å lede elektrisk strøm, dvs. hvor mye oppløste ioner det er i vannet. Konduktiviteten øker i bunnvannet i perioder med oksygenvinn.

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. 1-2 FTU, noe som er relativt lavt for denne type innsjø som ligger i et leiområde. Denne verdien representerer trolig ikke noen bruksmessige begrensninger for Borrevannet, men gjør at vannkvaliteten blir klassifisert i tilstandsklasse III (mindre god) (Tabell 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 nedbørfeltet, fra skogarealer og særlig fra myrområder. Middelvei for farge varierer fra 35 mg Pt/l i 1993 til 15 mg Pt/l i 1996. Tilstandsklassen er stort sett II (god) ut i fra fargetallet i Borrevannet (Tabell 3).

Siktedyp

Siktedypet måles med en hvit Secchiskive, og representerer det dypet en har når en såvidt kan skimte skiven i vannet. Parameteren er noe subjektiv og vanskelige feltforhold kan føre til problematisk registrering. Siktedypet er godt korrelert med algeinnholdet, men andre partikler enn alger spiller også inn. Et gjennomsnitt på 1,7 m setter endel begrensninger på bruk, som f. eks. friluftsbading.

Siktedyp er nøkkelvariabel ved klassifisering av tilstand etter virkningen av næringsalter og organiske stoffer. Siktedypet i Borrevannet er gjennomsnittlig rundt 2 meter, og ligger på grensa mellom tilstandsklasse III (mindre god) og IV (dårlig) (Tabell 3).

Tabell 1. Middelveier i blandprøver fra øvre 6 meter i Borrevannet 1992-1996. N er antall prøvetakinger.

År	Total fosfor µg/l		Fosfat µg/l		Total nitrogen µg/l		Nitrat µg/l	
	<i>middel</i>	<i>N</i>	<i>middel</i>	<i>N</i>	<i>middel</i>	<i>N</i>	<i>middel</i>	<i>N</i>
92	31	12		0	2065	12	1425	12
93	26	11		0	1948	11		0
94	25	13	4	13	1500	13	923	13
95	22	11	3	11	1725	11	1128	11
96	21	10	4	10	1275	10	763	10

År	<i>pH</i>		Kond mS/m		Turb FTU		Farge mg Pt/l	
	<i>middel</i>	<i>N</i>	<i>middel</i>	<i>N</i>	<i>middel</i>	<i>N</i>	<i>middel</i>	<i>N</i>
92	7,96	12	24,48	6	1,73	12	22	12
93	7,94	10	23,46	5	1,02	10	35	10
94	7,71	13	18,31	13	2,14	13	19	13
95	7,78	11	19,57	11	1,91	11	19	11
96	7,89	10	22,85	10	1,66	10	15	10

År	Klorofyll A µg/l		Siktedyp m	
	<i>middel</i>	<i>N</i>	<i>middel</i>	<i>N</i>
92	14,5	12	2,3	10
93	20,3	11	1,7	8
94	16,3	12	2,2	11
95	12,0	11	2,4	8
96	10,9	10	2,8	9

5. Overvåking av planteplankton

Overgjødslingen har først og fremst gjort seg 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 kan gå i retning av større innhold av giftproduserende blågrønnalger. Det er ikke alle blågrønnalger som er giftproduserende, men risikoen for at de giftige algene skal blomstre opp øker med mengden av blågrønnalger.

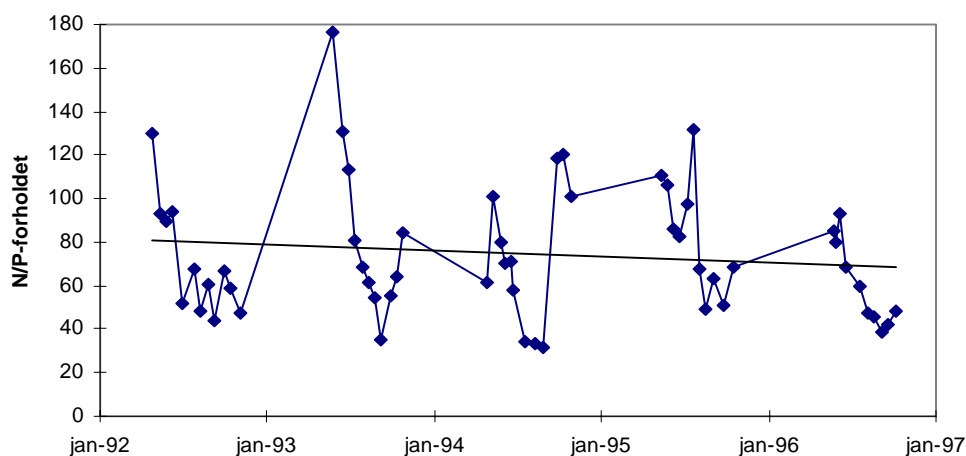
Tabell 2. Maksimal og gjennomsnittlig volum planteplankton målt i vekstsesongen 1975 og 1992-1996.

År	Maks totalvolum i vekstsesongen (mm^3/m^3)	Dato maks alger registrert	Gj. sn. volum for vekstsesongen (mm^3/m^3)
1975	4314		2809
1992	5242		1947
1993	47777	9. september	7289
1994	15077	12. september	3406
1995	5628	18. august	1601
1996	2962	4. september	1645

Den totale biomassen var omtrent lik i 1992 som i 1975 (Brettum et al. 1975), og selv om algesammensetningen var noe forskjellig, så viser begge årene en fordeling som er typisk for næringsrike innsjøer. Kiselalgene klarte seg bra gjennom hele vekstsesongen i 1975, mens det i 1992 var en klar dominans av fureflagellater på sommeren og svelgflagellater i oktober. Blågrønnalger ble registrert om høsten i 1975 og noe mer beskjedent om våren i 1992.

I 1993 var fordelingen av alger omtrent som i 1992, men med noe mer fureflagellater om sommeren og høsten. I august 1993 var det en stor oppblomstring av fureflagellaten *Ceratium hirundinella*, noe som er typisk for næringsrike vannmasser. Det ble omtrent ikke registrert blågrønnalger i 1993.

Det som kan avgjøre innslaget av blågrønnalger er forholdet mellom næringsstoffene nitrogen og fosfor. Dersom dette forholdet blir lavt, dvs. lite nitrogen i forhold til fosfor, så kan dette favorisere blågrønnalger som kan ta nitrogen direkte opp fra luften (nitrogenfiksering). N/P-forholdet ser ut til å ha vært minkende i perioden 1992 til 1996 (figur 9).



Figur 9. Forholdet mellom total nitrogen og total fosfor i Borrevannet 1992-1996. Trendlinje er inntegnet.

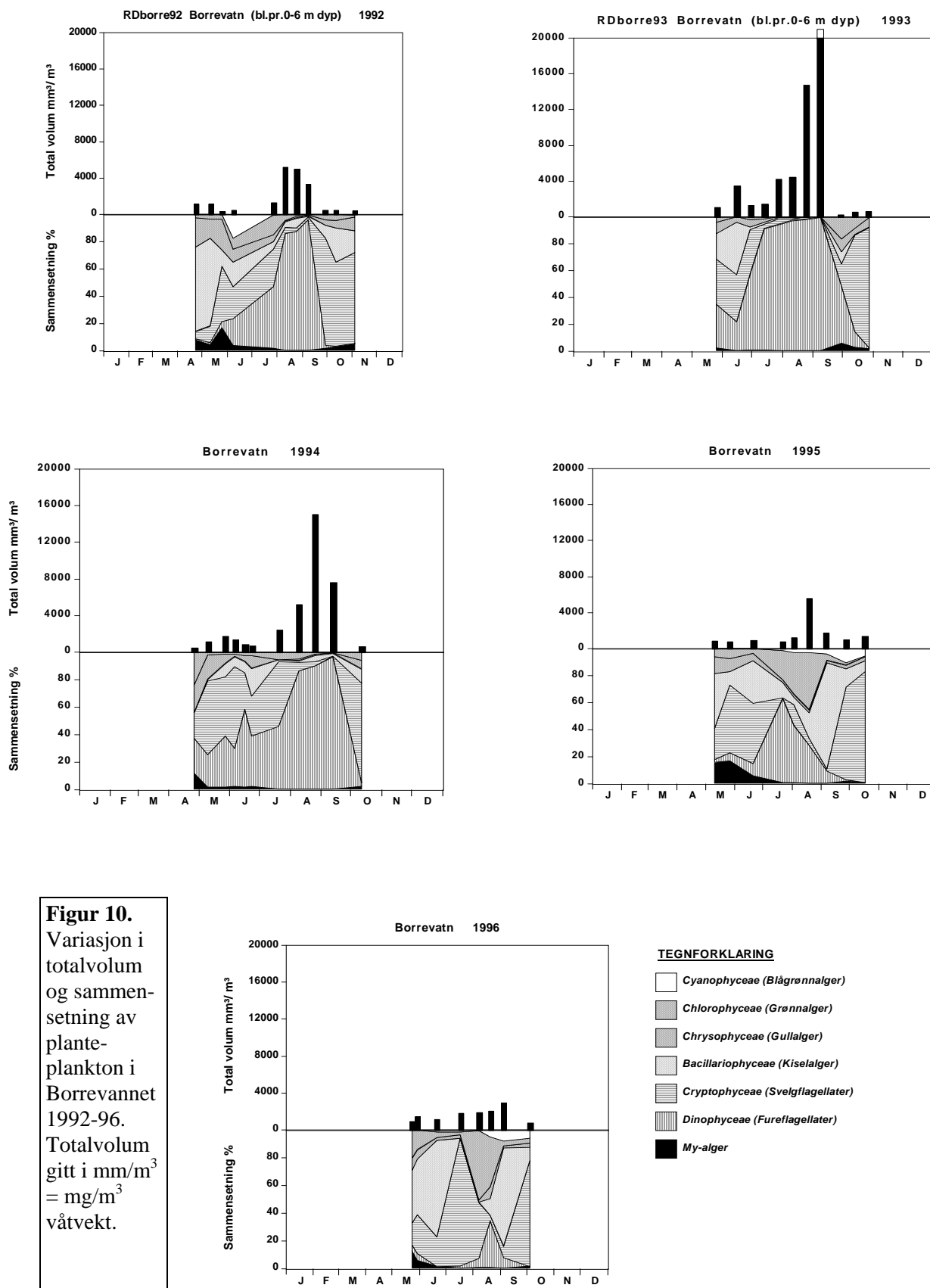
I 1994 var det lite kiselalger i forhold til tidligere år. Forsommeren domineres av svelgflagellater og fureflagellater, der *Caratium hirundinella* gir en stor oppblomstring utover sommeren og høsten. I oktober overtar igjen svelgflagellater, men den total biomassen er liten så sent på året. Blågrønnalger ble ikke registrert (figur 10).

Det var en mye mer jevn fordeling mellom svelgflagellater, kiselalger, grønnalger og fureflagellater i 1995. Svelgflagellater og kiselalger dominerer forsommeren, fureflagellater i juni, kiselalger i august og svelgflagellater fra september. Blågrønnalger er registrert om høsten, og mer grønnalger er registrert enn årene før.

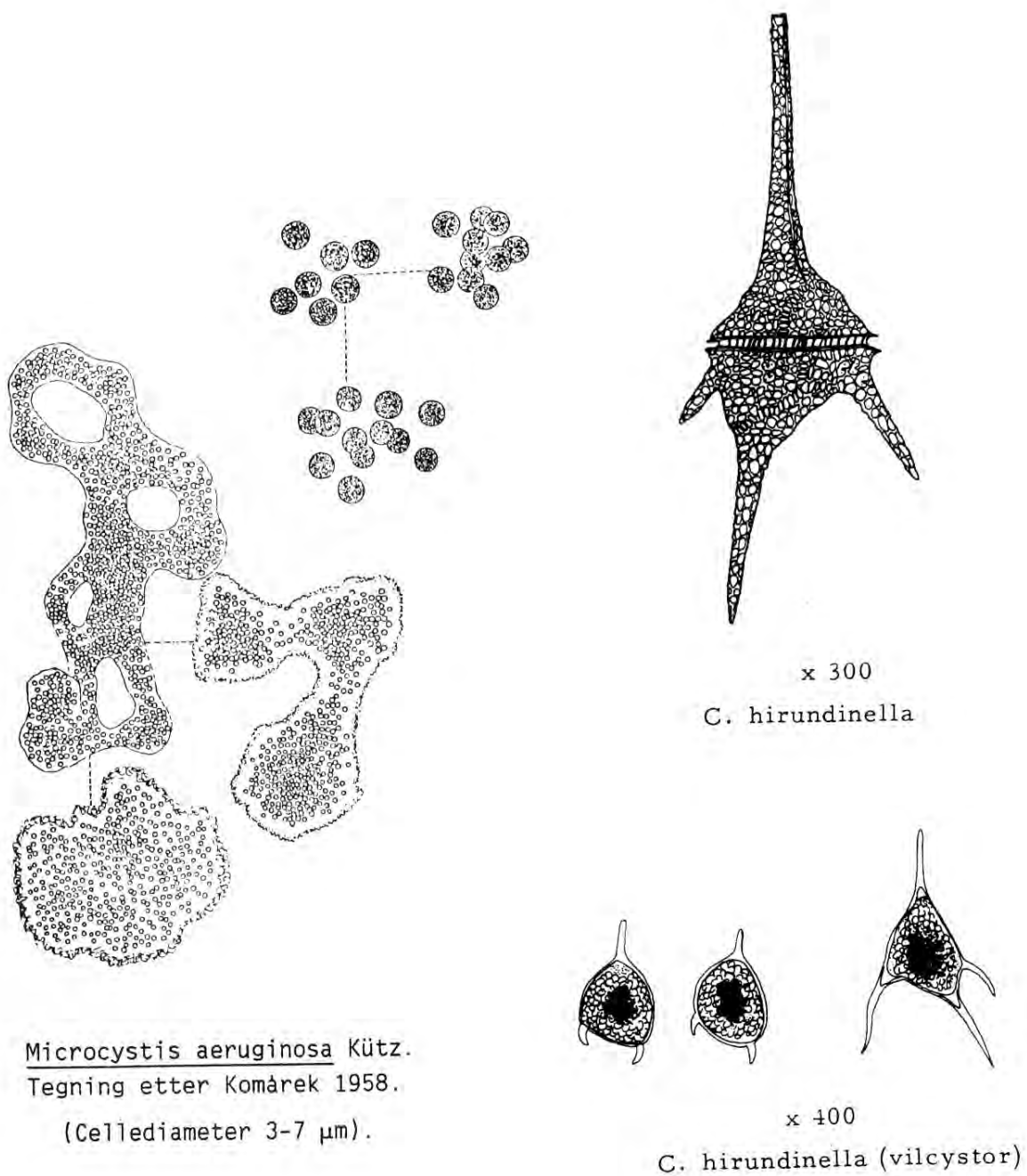
I 1996 domineres forsommeren og sensommeren av kiselalger, mens sommer og september domineres av svelgflagellater. Noe blågrønnalger er observert på høsten, og andelen grønnalger varierer omtrent som året før.

Både i 1995 og 1996 er det observert blågrønnalger som er giftproduserende, både *Microcystis aeruginosa* og *Gomphosphaeria sp.* Vi står overfor et mulig nytt giftstoff av protrahert karakter. Dvs. at det i museforsøk ikke gir akutt dødelighet, men en forsinket dødelighet (etter 24-48 timer). Nyere forskning viser at flere av disse protraherte giftstoffene også er cancer-promotorer. Dvs. at i de ikke i seg selv er kreftfremkallende, men at de kan "trigge" en slik utvikling.

Felles for de to algeartene som har medført problemer i Borrevavnn de senere år, *Microcystis aeruginosa* og *Caratium hirundinella* er at de er lite spisbare av dyreplanktonet. Førstnevnte lever i koloni med mange hundre celler omhyllt av et gelélag, mens sistnevnte er svær og piggete (figur 11). De omsettes derfor bare i begrenset grad oppover i næringskjeden, men hoper seg opp i bunnen av denne.



Figur 10. Variasjon i totalvolum og sammensetning av planteplankton i Borrevannet 1992-96. Totalvolum gitt i $\text{mm}^3/\text{m}^3 = \text{mg}/\text{m}^3$ våtvekt.

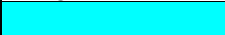






Figur 11. To algetyper som har vært vanlige i Borrevann i de senere år. *Microcystis aeruginosa* (venstre) og *Caratium hirundinella* (høyre).

6. Tilstandsklassifisering

Borrevannet er klassifisert etter virkningen av næringssalter, organiske stoffer og partikler. Det er de nyeste kriteriene fra SFT som er benyttet for inndeling i tilstandsklasser (SFT 1997). En samlet vurdering av de ulike parametrene tilsier tilstandsklasse IV (dårlig) etter virkningen av næringsstoffer og organiske stoffer og tilstandsklasse III (mindre god) etter virkningen av partikler.

Tabell 3. Tilstandsklassifisering av Borrevannet 1992-1996.

Tilstandsklasser:		
Klasse	Beskrivelse	Fargekode
I	meget god	
II	god	
III	mindre god	
IV	dårlig	
V	meget dårlig	

Virkninger av næringsstoffer (middelverdier):				
År	Total fosfor µg/l	Klorofyll a µg/l	Siktedyp m	Total nitrogen µg/l
92	31	14,5	2,3	2065
93	26	20,3	1,7	1948
94	25	13,6	2,2	1500
95	22	12,0	2,4	1725
96	21	10,9	2,8	1275

Virkninger av organiske stoffer (middelverdi fargetall og siktedyp, minimumsverdi oksygen):			
År	Fargetall mg Pt/l	Oksygen mg O ₂ /l	Siktedyp m
92	22	0,1	2,3
93	35	0,2	1,7
94	19	0,2	2,2
95	19	0,2	2,4
96	15	0,2	2,8

Virkninger av partikler (middelverdi):		
År	Turbiditet FTU	Siktedyp m
92	1,73	2,3
93	1,02	1,7
94	2,14	2,2
95	1,91	2,4
96	1,66	2,8

7. Status for aktiviteter i nedbørfeltet og fosfortilførsler

7.1 Grunnlagsdata - arealer, arealbruk og husdyr

For detaljert gjennomgang av grunnlagsdata og driftspraksis vises til rapporten fra 1992/93 (Bratli og medarb. 1993).

Tall fra 1992 viser at det er 69 brukere med tilsammen 12302 dekar dyrka mark i Borrevannets nedbørfelt. 15 av brukerne hadde husdyr i 1992 mens dette er redusert til 14 brukere i 1997. Korn er dominerende vekst i feltet, med tilsammen 9843 dekar.

I utgangspunktet er det relativt mye erosjonsutsatte jordarter i feltet, som i store partier domineres av lange, slake hellinger. Kart over Borrevann med nedbørfelt er vist i figur 12.

7.2 Tekniske anlegg innen landbruket

Det er 14 bruk i feltet i 1997 som har husdyr og følgelig tekniske anlegg som gjødsellager, siloanlegg og melkerom. Tre har slutta, to melkebruk og en kjøttprodusent, og to, med kjøttproduksjon i mindre omfang, har begynt siden 1992. Det vil alltid være en viss lekkasje fra punktkilder da det er svært vanskelig å holde ethvert anlegg 100 % tett til enhver tid.

De aller fleste gårder med gjødsellager var kontrollert av fylkesmannen i Vestfold i 1988. Det ble funnet få mangler og det ble gitt noen få pålegg.

7.2.1 Gjødsellager

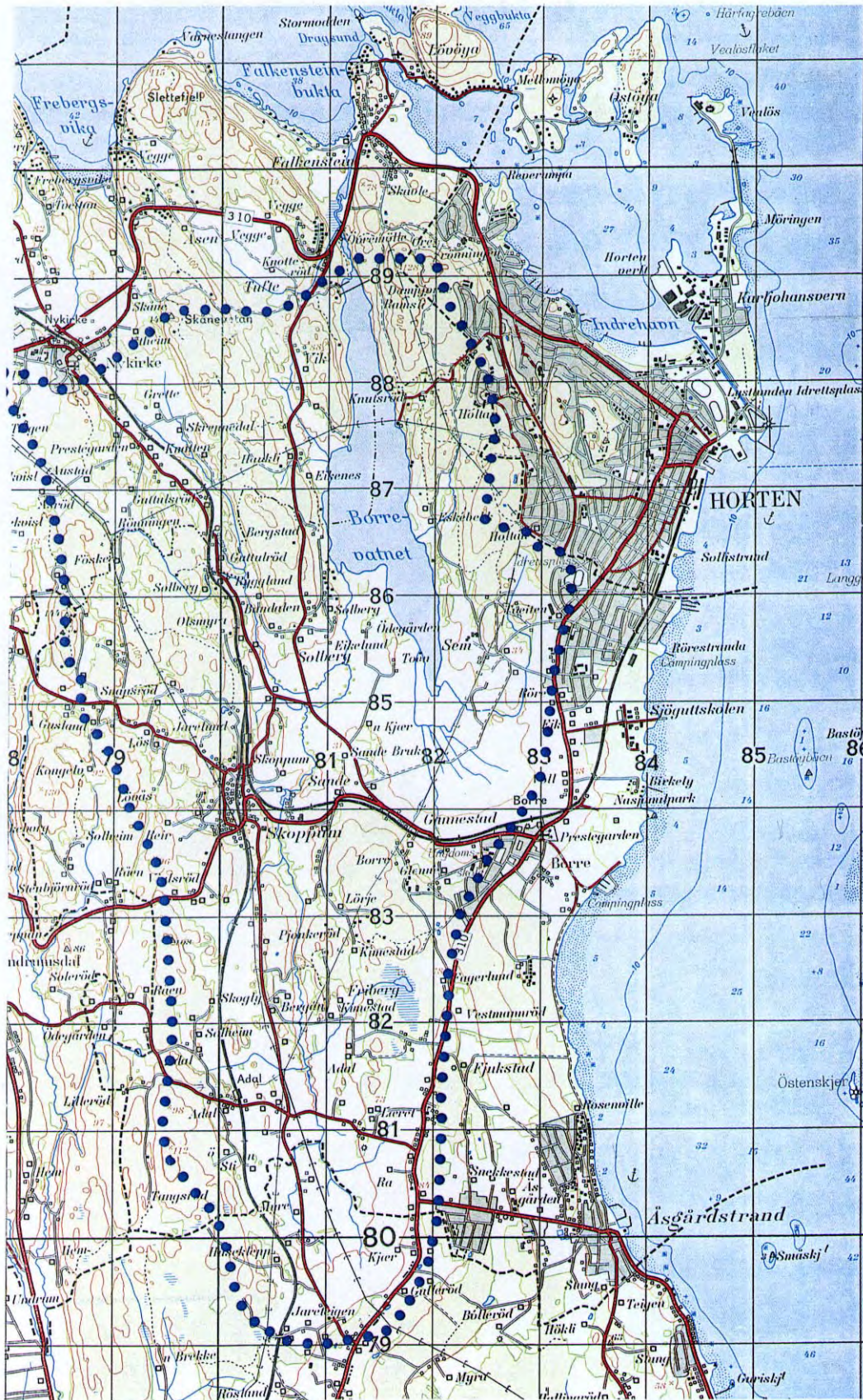
Det er fortsatt 12 bruk med gjødsellager, ett bruk lagrer gjødsla i dynge (mot 3 i 1992). Alle gjødselkjellere er i god eller tilfredsstillende stand. De bruk som lagrer husdyrgjødsla i dynger har ikke tilfredsstillende løsninger. Beregninger av lagerbehov på de enkelte bruk vurdert mot oppgitt lagerkapasitet, tyder på at i hvert fall én bruker trenger å utvide sitt gjødsellager (90 m³).

Det er beregnet et fosfortap fra gjødsellager på 28 kg fosfor pr. år i 1992. Dette er redusert til 21 kg i 1997 grunnet to utbedringer og to som har slutta.

7.2.2 Siloanlegg

5 av brukene med husdyr har siloanlegg (mot 5 i 1992) i drift med tilsammen ca. 400 m³ innlagt silofôr. Alle siloanleggene fungerer tilfredsstillende mht. lekkasjer. Lekkasjer av fosfor fra siloanlegg er beregnet til 5 kg pr. år.

3 brukere lar all pressafta gå til gjødselkjeller, mens 1 bruker sprer pressafta på dyrka mark og en bruker har delt løsning (noe til kjeller og noe til spredning).



Figur 12. Kart over Borrevann med nedbørfelt.

7.2.3 Melkerom

6 bruk har melkekyr (mot 8 I 1992) og dermed melkerom. 4 bruk leder avløp fra melkerom til gjødselkjeller, 1 til offentlig kloakknnett, mens 1 har avløp på bakken eller til åpen grøft. Selv om det brukes P-fritt vaskemiddel, er løsninger med avløp på bakken eller i åpen grøft ikke tilfredsstillende.

Det er beregnet en fosfortilførsel på tilsammen ca. 1 kg pr. år fra bruket med direkte utslipp (mot 2 kg I 1992).

7.2.4 Rundballer

Det er 3 brukere som har rundballer I vesentlig omfang. Hos en av brukerne er høstemetoden slik at det ikke blir pressaft. Hos de to andre fortørkes graset, og det blir normalt ikke pressaft ved første høsting. Det kan derimot bli noe pressaft ved 2. og 3. høsting. Det er ingenting som tyder på at rundballene lagres uforsvarlig (f.eks. over drencsystem). Vi ser derfor ingen grunn til å beregne avrenning av fosfor fra rundballer i nedbørfeltet.

7.3 Dyrka mark

7.3.1 Åpenåkervekster

Det var i 1992 åpenåkervekster tilsvarende 11022 dekar i nedslagsfeltet. Det regnes med et like stort areal for 1997. Hvis en regner at grasarealer og åpenåkerarealer er noenlunde likt fordelt på de arealtypene som er i feltet, vil fordelingen av åpenåkervekstene være som i tabell 4. Tabellen gir også informasjon om de beregnede tapskoeffisienter for fosfor i ulike arealkategorier.

Tabell 4. Fordeling av åpenåkervekster (dekar) etter jordart og hellingsgrad i Borrevannets nedslagsfelt i 1992. Tapskoeffisienter for fosfor (g/daa og år) i parentes.

Jordart	Helling %			Sum jordarts- klasser
	0 - 6	6 - 12	> 12	
Sand	683 (35)	466 (44)	30 (54)	1179
Sandig lettleire/ siltig sand	1500 (43)	467 (59)	12 (139)	1979
Lettleire/sandig silt/ siltig mellomleire/ siltig lettleire	5584 (83)	1153 (149)	139 (232)	6976
Planert jord	95 (113)	637 (218)	46 (335)	778
Organisk jord	203 (42)	7 (42)		210
Sum	8065	2730	227	11022

Av de totale åkerarealer på 11022 dekar er det allerede gjort tiltak på 5195 dekar, henholdsvis 3695 dekar i stubb og 1500 dekar høstkorn vinteren 92/93. For 1997 er det gjort tiltak på 5987 dekar, henholdsvis 4937 dekar i stubb og 1050 dekar høstkorn.

Tabell 5. Åpenåkerareal fordelt i erosjonsrisikoklasser i 1997.

<i>Erosjonsrisiko</i>	<i>daa</i>
Åker i stubb i alt	4658
Liten erosjonsrisiko	132
Middels	3446
Stor	799
Svært stor	281

For 1997 er åker i stubb fordelt etter arealets erosjonsrisiko i følge NIJOS sin definisjon i fire erosjonsrisikoklasser. 4658 dekar med tilskudd (i tillegg kommer 279 uten tilskudd) fordeler seg i følge tabell 5.

De arealer som da står igjen uten noen form for tiltak var 5827 dekar i 1992, og 5035

dekar i 1997.

Med utgangspunkt i en gjennomsnittlig P-avrenning på 90 g/dekar og år uten noen form for tiltak, er det beregnet koeffisienter for de ulike arealkategorier (jordtype og helling) av åpenåkerarealene. Uten tiltak av noe slag, dvs. alt høstpløyd, ville avrenningen for et gjennomsnittsår være 992 kg P. Grunnlag for tapskoeffisienter er hentet fra Eggstad (1992).

I rapporten "Effekter av tiltak mot landbruksforurensning i Vestfold fylke" er Borrevannets bidrag til Oslofjorden beregnet til 951 kg (Vagstad et al. 1989). I denne rapporten er tiltaksgjennomføringen på det tidspunkt trukket fra.

Avrenning av fosfor fra høstpløyd areal (5600 dekar) og anna åpenåker (227 dekar) er beregnet til 453 kg for 1992. For 1997 tilsvarer 5035 daa 387 kg P (tabell 6). Gjennomsnittskoeffisienten er her nedjustert noe pga. at 792 daa av mer erosjonsutsatt arealer er overført til vårpløying.

Tabell 6. Jordarbeiding og tilførsler av fosfor fra åkerarealer i 1992 og 1997.

<i>1992</i>	<i>daa</i>	<i>kg/år</i>
Høstpløyd (inkl. anna åpen åker)	5827	453
Høsthvete	1500	104
Stubbareal (tilskudd)	2900	205
Antatt stubbareal#	795	56
SUM	11022	818
Fratrekk for selvrensing Vassbånn		-143
SUM		675
<i>1997</i>		
Høstpløyd (inkl. anna åpen åker)	5035	387
Høsthvete	1050	73
Stubbareal (tilskudd+antatt), sammes om 1992	3695	261
Nytt stubbareal	1242	52
SUM	11022	773
Fratrekk for selvrensing Vassbånn		-133
SUM		640

Fra arealer med høsthvete (1500 dekar) er overflateavrenningen av P redusert med 12 % i forhold til høstpløying. Dette medfører et tap på 104 kg P fra slike arealer. 1050 dekar i 1997 gir 73 kg.

Fra arealer med stubb har vi regnet en reduksjon på 50 % P i overflateavrenning i forhold til høstpløying. Beregnet avrent mengde fosfor fra stubbarealene (3695 dekar) er 261 kg. For 1997 er 684 daa kommet som tilskuddsareale for vårpløying.

Som fratrekk for 1992 og 1997 kommer tilførslene som tilrenner Vassbånn og blir 65% rensset der for fosfor (Bratli og medarbeidere 1997). Fratrekket er noe høyere for 1992 enn for 1997 fordi det er gjort tiltak også på disse arealene.

Tilsammen er avrenningen fra åpenåkerarealene slik tiltak er gjennomført i 1992, beregnet til 675 kg P, mens dette var 640 kg P i 1997.

Det har vært en marginal nedgang i fosforgjødslingen i perioden 1990-95 for hele Vesfold (SSB 1997). For kornareale er reduksjonen fra 2,2 til 2,1 kgP/daa, mens det for engareal er en reduksjon fra 2,5 til 2,1. Hvordan dette slår ut i Borrevanets nedbørfelt er det ikke tilgjengelig grunnlagsdata for. Dette kan imidlertid ha medført en marginal reduksjon i fosforavrenningen.

7.3.2 Eng, beite og anna

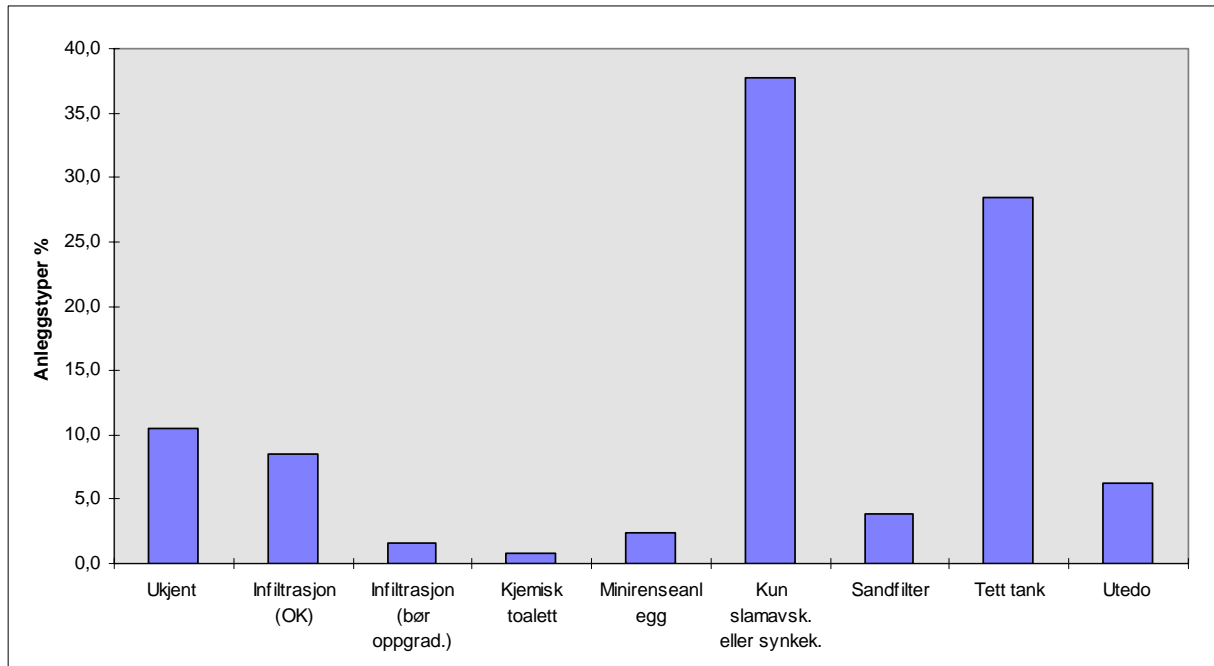
Eng, beite, frø til modning og anna permanent vegetasjonsdekt mark utgjør i alt 1280 dekar. Avrenning av fosfor fra disse arealene er ut fra en koeffisient på 55 g P/daa og år beregnet til 70 kg. Det antas at forholdene er de samme for 1997.

7.4 Avløpsanlegg i spredt bebyggelse

Tiltaksanalysen som ble gjennomført i 1992/93 måtte bruke relativt usikre tall om anleggstyper og status på anleggene. I 1995 ble alle anlegg i spredt bebyggelse gjennomgått i felt. Det ble undersøkt i alt 247 anlegg. Anleggene ble undersøkt med hensyn på type, tilstand, materialer, antall tanker/-kammer, og resipient.

Med bakgrunn i et snitt på 3,1 personer pr. husstand i spredt bebyggelse, betyr det at 766 personer er tilknyttet enkeltanlegg med tildels dårlige enkeltløsninger som synkekum, bare septiktank eller sandfilteranlegg. Av figur 13 framgår fordelingen på type løsninger, og vi ser at nærmere 40% av anleggene er av type med synkekum eller septiktank (slamavskiller) for videre utledning i nærmeste bekk. At endel av bebyggelsen også ligger vassdragsnært gir oss klare indikasjoner på at tilførslene fra spredt bebyggelse betyr mye i forurensningssammenheng. Forholdsvis mange (nærmere 30%) er imidlertid tilknyttet tett tank for sortvannet, noe som er en god løsning når det følges opp med faste tømmerutiner fra kommunens side.

Resultatene fra overvåkingen av bekkene i 1992 indikerer gjennom høye bakterietall at det er endel kloakkpåvirkning som til stor grad skyldes spredt bebyggelse.



Figur 13. Anleggstyper for spredt bebyggelse i nedbørfeltet.

Tabell 7 viser forurensningstilførslene fra spredt bebyggelse idag til Borrevannet. Vi har forutsatt at fordelingen på de 27 ukjente anleggene har en forurensningsproduksjon proporsjonalt med de kjente anleggene.

Tabell 7. Rensegrader og tilførsler av fosfor til resipient fra de forskjellige renseløsningene for spredt bebyggelse i nedbørfeltet til Borrevannet. Rensegradene er hentet fra Bratli og medarbeidere (1995).

Løsning	Antall anegg	Rensegrad %	Tilførsel P kg/år
Ukjent	27		22
Infiltrasjon (OK)	22	85	6
Infiltrasjon (bør oppgraderes)	4	15	6
Kjemisk toalett	2	85	1
Minirensanlegg	6	90	1
Kun slamavsk. eller synkekum	97	7	165
Sandfilter	10	15	16
Tett tank	73	90	13
Utedo	16	95	1
Sum	257		231

Den totale forurensningsproduksjonen fra spredt bebyggelse blir da altså ca 230 kg fosfor pr år. Disse tilførslene har en forholdsvis stor biotilgjengelighet, se metodekapittelet.

7.5 Forurensningsregnskap for 1992 og 1997

Det er forutsatt at tilførslene fra kommunale anlegg er tilnærmet de samme i 1997 som i 1992.

Ved bruk av innsjømodeller og gjennomsnittlig fosforinnhold i vannmassene gjennom vekstsesongen er tilførselen til Borrevannet tidligere beregnet til ca 1200 kg (Bratli og Brettum 1993).

Etter en gjennomgang av mulige tiltak og tilførsler er det mulig å sette opp et teoretisk beregnet forurensningsregnskap for 1992 og 1997 som gjengitt i tabell 8.

Landbrukstilførslene er regnet som alle tilførsler fra dagens landbruksarealer, også naturlige bakgrunntilførsler tilsvarende den avrenning som ville vært uten oppdyrking. Dette tilsvarer 164 kg.

Tabell 8. Tilførsler av fosfor til Borrevannet 1992 og 1997. Fosfortilførslene fra 1992 er revidert noe med bakgrunn i nye kunnskaper.

Kilde	Fosfortilførsler kg P/år 1992	%	Fosfortilførsler kg P/år 1997	%
BAKGRUNN	156	13	156	13
Direkte på innsjøoverflata	40		40	
Skog	65		65	
Annen utmark	51		51	
LANDBRUK*	781	64	737	63
Gjødsellager	28		21	
Silo	6		5	
Melkerom	2		1	
Åpen åker	675		640	
Eng, beite	70		70	
KOMMUNAL KLOAKK	52	4	52	4
Overløp	10		10	
Utlekking	22		22	
Overvann	20		20	
SPREDT BEBYGGELSE	231	19	231	20
Ukjent	22		22	
Infiltrasjon (OK)	6		6	
Infiltrasjon (bør oppgraderes)	6		6	
Kjemisk toalett	1		1	
Minirensanlegg	1		1	
Kun slamavsk. eller synkekum	165		165	
Sandfilter	16		16	
Tett tank	13		13	
Utedo	1		1	
SUM	1220	100	1176	100

*gjelder alle tilførsler fra landbruksarealer, 164 kg skyldes "naturlige" tilførsler.

Det er oppnådd en dokumentert reduksjon på 44 kg fosfor i årene 1992-97. Vi har ikke tall for mulige utbedringer av enkeltanlegg i spredt bebyggelse i løpet av perioden, som kan ha skjedd uten pålegg fra kommunen. I tillegg til dette kan det være en marginal effekt av redusert fosforgjødsling i perioden.

Siden det er relativt store usikkerheter i beregningene kan det sies at alt i alt har en oppnådd en reduksjon på i størrelsesorden 50 kg fosfor i perioden.

En ser av regnskapet at det er en god sammenheng mellom det som innsjømodellene beregnet på bakgrunn av snittkonsentrasjoner i Borrevann i 1992 (1200 kg), og det som teoretisk kan estimeres ut fra alle kildenes bidrag.

8. Tiltaksutredninger

Effekter og kostnader er her utredet sammen. For mer detaljerte beskrivelser av hvordan effekt og særlig kostnadene er utredet, vises det til rapporten fra 1993 (Bratli og medarbeidere 1993). For utredninger i forhold til innsjøinterne tiltak og kommunal kloakk vises det til denne rapporten.

8.1 Beregning av kostnadseffektivitet

I forhold til forrige rapport er det her gjort en forandring i og med at det opereres med kun et kostnadseffektivitetsbegrep der biotilgjengeligheten er tatt inn uten å regne effekten helt fram til algeinnhold (Kl.a), slik det ble gjort i forrige rapport.

Effekten av et tiltak beregnes som den mengde i kg et utslipp reduseres med pr. år. Skal en sammenlikne to tiltak må de ha samme benevnelse, f.eks. kg fosfor eller nitrogen. I de tilfeller overgjødning er hovedproblem og effektparameter er fosfor, bør en ta hensyn til at det bare er en del av fosforet som er direkte tilgjengelig for algene, og at denne andelen varierer med kilde og type vannforekomst som fosforet virker på. Dette kan måles ved biotilgjengelighetsfaktoren β (0-1), der 0=0% og 1= 100% biotilgjengelig (tabell 9).

Rangeringskriteriet vil være kostnadseffektivitet (K.eff.) og vil se ut som følger:

$$K. \text{ eff.} = \frac{\text{Netto årskostn. i 1000 kr}}{\text{red. kg Tot P pr. år} * \beta} \quad (+ \text{ evt. tilleggsvurderinger})$$

Jo større biotilgjengelighetsfaktoren β er, desto bedre blir dermed kostnadseffektiviteten (lavere tall).

Tabell 9. Biotilgjengelighetsfaktorer for fosfor fra forskjellige kilder (Berge og Källqvist 1990).

<i>Kilde</i>	<i>Faktor (0-1)</i>
Generell tilførsel fra bekker	0,6
Arealavrenning, korndyrkingsarealer	0,4
Sig fra gjødselkjellere	0,8
Silolekkasje	0,6
Kloakkutlekking fra ledningsnett, overløp etc.	0,6
Kloakk fra spredt bebyggelse	0,7

Tilleggsvurderingene vil være skjønsmessige og gjøres under sammenstillingen av tiltakspakka.

Ved å utføre en kostnads/effekt-beregning som vist i denne veilederen, vil man kunne få et uttrykk som kan legges til grunn ved sammenligning og rangering av tiltak. Dette blir derfor gjeldende rangeringskriterium ved utarbeidelse av tiltaksanalysen.

8.2 Tiltak på arealene

8.2.1 Overvintring i stubb

Opplysninger om egenskaper til den dyrka jorda i Borre tyder på at dette er jordarter som ikke behøver høstpløying for å gi sikre avlinger. Vårharving eller vårpløying vil gi godt resultat på praktisk talt alt areal i feltet og vil være et effektivt tiltak mhp. erosjon.

Tabell 10 viser hvilke jordarbeidingsystemer utenom høstpløying som er aktuelle for de ulike jordartene i feltet.

Tabell 10. Alternative systemer for jordarbeiding i forhold til jordegenskaper (etter Børresen et al. 1990).

<i>Jordart</i>	<i>Dreneringsgrad</i>		
	God/moderat	Ufullstendig	Dårlig/svært dårlig
Grov sand - siltig finsand Sandig silt - siltig leittleire	Vårharving/vårpløying/høstharving		
Organisk jord	Direkte såing/vårharving	Direkte såing/vårharving	Høstharving
Organisk jord	Vårharving/høstharving		

Som vi så av tabell 10 er det stor variasjon i avrenning av fosfor fra de ulike arealkategoriene. En kan tenke seg en oppsplitting av arealene der de minst erosjonsutsatte arealene gis anledning til høstpløying. Vi har satt denne grensen ved 45 g P/dekar.

Vel 1900 dekar har karakter av sandjord eller organisk jord med et stipulert P-tap på 35 - 44 g P/daa. I hellingsklasse 0 - 6 % på silt og leirjordarter er det beregnet et fosfortap på 83 g P/daa som et gjennomsnitt for hele klassen. NIJOS har gjennom jordsmonnkartleggingen i Borre funnet at det er 831 dekar i hellingsklasse 0 - 2 %. Dette er arealer hvor overflateavrenningen betyr lite eller ingenting. En differensiering av tapskoeffisientene i klasse 0 - 6 % ville gitt mye lavere tap enn 83 g pr. dekar for hellinger opp til 2 %. På den andre siden vil tapet i klasse 2 - 6 % gitt tilsvarende høye verdier.

Sumvirkningen av arealavrenningen vil derfor bli like stor om en tar ut 831 dekar og tillater høstpløying på dette areal.

Ved høstpløying av arealer med tapskoeffisient mindre enn 45 g P/dekar, tilsammen 2765 dekar, bidrar dette kun 14 kg mer enn hvis det hadde vært vårpløyd. De resterende (5035-2765) 2270 dekar bør ligge i stubb over vinteren og vil redusere avrenningen av fosfor til Borrevann med 92 kg. 792 daa er lagt om fra høst til vårpløying fra 1992-1997, noe som allerede har gitt en effekt på 33 kg.

Kostnader

Inntektstap som følge av forventet avlingsnedgang er en viktig kostnadsfaktor. Faktisk avlingsnedgang vil variere med ulik jordarbeiding på ulike jordarter. Det er derfor viktig å finne det alternativet som er best egnet på de ulike jordarter for å minimere kostnadene ved dette tiltaket. Ifølge Ekeberg og Njøs (1980) var det ingen påviselig forskjell i avlingsnivå mellom vår- og høstpløying på

morenejord. På siltjord kan vårpløying være en fordel pga. raskere opptørking og oppvarming av jorda, mens det på jord med leirinnhold over 25-30% vil være uheldig med vårpløying.

Etter opplysninger om jordartsfordelingen i området antar vi at overgang til vårpløying ikke vil medføre reduserte avlinger i forhold til høstpløying på de arealene som er aktuelle for tiltaket rundt Borrevann. Her er imidlertid forutsatt at såtiden ikke utsettes.

For mange, spesielt bønder med store arealer, vil utsatt såtid pga. mange arbeidsoperasjoner om våren være en realitet. En vil derfor få en såkalt rett-tidskostnad grunnet en viss avlingsnedgang, her satt til 2,5 kg/daa og dag.

Antall daa som bør endre jordarbeiding er oppgitt av Jordforsk til 2962 daa.

Samlet rett-tidskostnad blir dermed: $(2.5 \text{ kg/daa/dag} \times 4 \text{ dager} \times 2.28 \text{ kr/kg} \times 2962 \text{ daa}) = \text{kr } 67\,533$

Nettokostnad og kostnadseffektivitet er vist i tabellen nedenfor.

Biotilgjengeligheten (β) er her 0,4.

Kostnad (kr)	67 533
Redusert P (kg)	92
Kostnadseffektivitet (1000kr/kg P* β)	1,8

Det gis tilskudd på 120, 100, 70 og 50 kr/daa som legges om til vårarbeiding ettersom hvilken erosjonsklasse arealene ligger i.

8.2.2 Overgang fra høsthvete til vårhvete (1050 dekar)

Under beregning av P-tilførsel fra høsthvete har vi sett at denne veksten bidrar med betydelig fosfor pr. dekar i forhold til om en lar kornstubben stå urørt vinteren over. I de seinere vintre har en sett at arealer med høstkorn kan være svært utsatt for erosjon. Det er diskutert om høstkorn har noen som helst effekt i forhold til høstpløyd jord på arealer med noen helling. Det har også vært hevdet at høstpløyd areal under forhold som vi har sett de siste vintrene kan stå bedre mot erosjon enn høstkorn på grunn av at pløgsla danner ett større inntaksareal for vann enn høstkorn hvor jorda er svært finsmuldret i overflata.

Det er ikke nok forskningsresultater til å dokumentere noen sikker og entydig effekt av høstkorn. Vi har likevel beregnet at en overgang fra høsthvete til vårhvete med de effekter som er beskrevet foran, vil gi en ytterligere reduksjon i P-avrenningen på 16 kg. En nedgang fra 1992 til 1997 fra 1500 til 1050 dekar har allerede gitt 9 kg P. Denne effekten kan imidlertid bli mindre gjennom klimastabile/normale vintre etter en høst med gode etableringsforhold for hveten. De seinere vintre har det vært perioder med frossen jord, men et tint topplag etter nedbørepisoder og påfølgende avrenning. En har sett forholdsvis mange og tydelige gravespor i høstsådd hvete slike vintre.

Kostnader

Ifølge Stalleland (1992) oppnås en potensiell meravling på 100 kg/daa ved høstkorn sammenlignet med vårkorn. Et forsiktig anslag vil da tilsvare en avlingsnedgang på 50 kg/daa ved overgang fra høstkorn til vårkorn. Vi antar at usikkerhetene ved de to driftsformer omtrent utligner hverandre og at

andre kostnader ikke endres ved overgang fra høst- til vårkorn, slik at det bare er utbyttet (antall kg x kr/kg) som endres. Prisen for korn settes til 2.28 kr/kg.

Kostnaden ved tiltaket blir da: 2.28 kr/kg x 50 kg/daa x 1050 daa = kr 120.000.

Nettokostnad og kostnadseffektivitet er vist i tabellen nedenfor.

Biotilgjengeligheten (β) er her 0,4.

Nettokostnad (kr)	120000
Redusert P (kg)	16
Kostnadseffektivitet (1000kr/kg P* β)	19

8.2.3 All spredning av husdyrgjødsel i vekstsesongen

30-35 % av husdyrgjødsel ble i 1992 spredd om høsten på et areal rundt 750 dekar. Det er forutsatt en merutvasking av fosfor fra husdyrgjødsel på 2 % ved høstspredning i forhold til spredning i vekstsesongen (Vagstad 1990).

Tiltaket "all spredning av husdyrgjødsel i vekstsesongen" er beregnet å redusere avrenningen av fosfor til Borrevann med 24 kg. Det er ikke utvidet lagerkapasitet for noen gjødselkjellere i området. Det er derfor ingen grunn til å tro at dette har endret seg særlig fra 1992.

Kostnader

Dette tiltaket innebærer, hvis nødvendig, utbygging slik at alle husdyrgjødsellager har tilstrekkelig lagerkapasitet. Med dagens praksis i Borrevann-området, antar vi at dette tilsier minimum 8 måneders lagerkapasitet. I tillegg beregnes en rett-tidskostnad samt en kostnad pga. økt jordpakking.

A) I Magnussen og Sandberg (1989) benyttes en enhetspris ved utvidelse av gjødsellager på kr 750,- pr m³. Registreringer over gjennomførte utvidelser av gjødsellager i 1990 viste en gjennomsnittlig enhetskostnad på kr 759,- pr m³ (Sandberg, 1991). Sandberg (1991) antar at de gjenværende anlegg med behov for utvidelse vil være mindre anlegg med høyere kostnader pr m³, og benytter en enhetskostnad på kr 800,- pr m³. Denne enhetskostnaden må multipliseres med antall m³ husdyrgjødsel som spres på høsten pga. for liten lagerkapasitet på gårdsbruk i nedbørfeltet.

Det synes bare nødvendig med lagerutvidelse på ett bruk i nedbørfeltet til Borrevann. Dette må utvides med minimum 90 m³. For de øvrige brukene er det ut fra opplysninger fra landbrukskontoret og fylkesmannens miljøvern avdeling antatt at lagrene er store nok eller at det er gitt pålegg om utvidelser som vil bli gjennomført i 1993. Lageret avskrives over 30 år.

Årlig kostnad blir : [(Kostnad per m³ utvidelse) x (antall m³) x 0.0806] = (800 kr/m³ x 90 m³ x 0.0806) = kr 5803.

B) Overgang fra høstspredning til vårspredning av husdyrgjødsel medfører en såkalt rett-tidskostnad, fordi det blir flere arbeidsoperasjoner som må utføres på våren, med forsinket såtid som følge. Vi følger kostnadsberegningene som er foretatt i Sandberg (1991) og som bygger på Magnussen og Sandberg (1989). Her settes avlingsnedgangen til 2.5 kg pr daa pr dag og utsatt såtid settes til 4 dager. Antall daa som går over fra høstspredning til vårspredning er anslått til 750 daa.

Samlet rett-tidskostnad blir dermed: (2.5 kg/daa/dag x 4 dager x 2.28 kr/kg x 750 daa) = kr 17100

C) I tillegg beregnes en kostnad som skyldes avlingstap pga økt jordpakking og som er anslått til 5% avlingstap (Sandberg, 1991). Byggprisen er 2.28 kr/kg for korn med 15% vann (gjeldende i perioden 1.6.92 - 31.5.93) (NILF, 1992), og gjennomsnittlig byggavling (i perioden 1980-90) for bruk på Østlandets flatbygder var ca. 400 kg//daa.

Kostnaden blir dermed : $[(400 \text{ kg/daa}) \times 5\% \times 2.28 \text{ kr/kg} \times (750 \text{ daa})] = \text{kr } 34200$.

D) Ved at gjødsla blir spredt i vekstsesongen, får den større gjødselverdi. Det sees som en kostnadsreduksjon ved gjennomføring av tiltaket. Antall kg nitrogen og fosfor som kan utnyttes bedre er oppgitt av Jordforsk til henholdsvis 2722 kg N og 1186 kg P.

Spart kostnad blir : $[(2722 \text{ kg N}) \times 6.5 \text{ kr/kg N}] + [(1186 \text{ kg P spart}) \times 11 \text{ kr/kg P}] = (\text{kr } 17693 + 13046) = \text{kr } 30739$.

Nettokostnad og kostnadseffektivitet for tiltaket er vist i tabellen nedenfor.

Biotilgjengeligheten (β) er her 0,4.

Kostnader (kr) (A+B+C)	57103
- Sparte kostnader (kr) (D)	30739
= Nettokostnad	26364
: Redusert P (kg)	24
= Kostn.eff. (1000kr/kg P* β)	2,7

8.2.4 Vegetasjonssoner

Langs størstedelen av Borrevann er det en stripe på 30-40 meter med skog eller anna vegetasjonsdekt mark som ikke høstes. I sørenden er det dyrket helt inntil en voll som er lagt opp i forbindelse med drenering og oppdyrking av våtmarken. Denne vollen er ca. 2 km lang.

For Sandeelvas vedkommende kan en grovt si at med unntak av der elva passerer gjennom planerte områder, er det en smal stripe med skog/kratt på begge sider av elva. De planerte arealene utgjør en lengde på ca. 800 m på hver side av elva.

Nye forsøk med vegetasjonssoner viser at disse har en god effekt på avrenningen av erosjonsmateriale og næringsstoffer (Syversen 1997). Det er referert 3 forsøksfelt (Romerike, Vestby kommune og Marker kommune) fra 1992-96. Topografien, tilstanden til ovenforliggende område, lengden, alderen og typen vegetasjon i denne sonen er avgjørende for effekten, og effekten varierer endel mellom år, felt og bredde på sonene. 10 m sonene viser seg å være mer stabil enn 5 m sonen. Variasjonene på 10 m sonene varierer likevel betydelig, fra 9% rensing i Marker til 96% i Vestby. Det laveste estimatet skyldes enkelte episoder under snøsmeltingen med negativ renseeffekt, samt at det var problemer med det automatiske måleutstyret.

Det er i prinsippet to effekter ved anlegging av vegetasjonssoner:

1. rensing tilsvann og fange opp partikler fra ovenforliggende areal og dermed felle fosfor
2. differansen mellom avrenning av P fra korn i stubb og skogdekt mark

Av disse to forholdene betyr punkt 1 klart mest. Men for å ta punkt 2 først. Differansen mellom avrenning av P fra korn i stubb (16 daa) og skogdekt mark, vil dette tiltaket gi en redusert avrenning på ca 1 kg P.

Hvis en regner en avrenningskoeffisient fra stubbareal beregnet i 1992 til 70,6 g P/daa, og at vegetasjonssonene tar opp 2 gP/m³ (variasjon 0,5-3,5), og at vegetasjonssonen reduserer tilrenning med 50%, kan vegetasjonssonen "behandle" avrenning fra et areale som er 56 X større enn seg selv. Hvis en forutsetter en vegetasjonssone på 10 meter i en lengde på 800 m på begge sider av elva, vil dette utgjøre et areal på 16 dekar. Det betyr at 896 daa av et stubbareale beregnet i 1992 til 3695 kan få fjernet 50 % av avrent fosfor. Det betyr en fjerning av 32 kg P/år. Forsøkene tyder på at det er særlig det partikulære fosforet som fjernes. Undersøkelsene fra Vestby kommune (som lettest kan sammenliknes med Borre) viser at hvis tilbakeholdelsen av totalfosfor er 50% vil under 25% av det løste fosforet fjernes.

Vegetasjonssoner kan bestå av en grasblanding eller treaktige vekster. I tillegg til renseeffekten av en vegetasjonssone, har den også positive virkninger på kulturlandskapet (mer variert landskap og levirkning) og på flora og fauna generelt.

Kostnader

Kostnadene ved etablering av vegetasjonssoner varierer endel i forhold til hvor verdifull den jorda som tas ut av produksjon er.

Beregninger i Magnussen og Sandberg (1989) og Sandberg (1991) viste at omlegging til lauvskogproduksjon gir dårlig lønnsomhet. I et beregningseksempel ga dette et utbytte på kr 10 per daa.

Utbytte i kornproduksjon er beregnet som salgsinntekt (avling x kilopris) fratrukket variable og andre kostnader. Disse størrelsene varierer mellom forskjellige områder. Kornavling er tatt fra NILF (1992) og er gjennomsnittlig kornavling for Østlandets flatbygder (ca. 400 kg/daa). Utbytte er beregnet ut fra NILF (1992) og Sandberg (1991).

Andre kostnader i kornproduksjonen omfatter arbeidsforbruk (jordarbeiding, sprøyting og skuronn) på 2 timer per daa, samt vedlikehold av maskiner og drivstoff på tilsammen kr 50 per daa. Dette er marginale betraktninger, slik at arbeidsforbruket blir lavere enn gjennomsnittstall i kornproduksjon.

Med disse forutsetningene blir utbyttet i kornproduksjon:

Dekningsbidrag (400 kg bygg per daa, 2.28 kr/kg bygg)	=	912 kr/daa
- Arbeidskostnader (2 timer à 69 kr/time)	=	138 kr/daa
- Vedlikehold, maskinkostnader, drivstoff:	=	50 kr/daa
<u>= Utbytte:</u>	=	<u>724 kr/daa</u>

Tapt utbytte ved overgang fra kornproduksjon til skogdekt mark (lauvskogproduksjon):
(724-10) kr/daa = 714 kr/daa.

Kostnad ved etablering av vegetasjonssone: 714 kr/daa x 16 daa = kr 11 500.

Det er ikke regnet noen kostnader ved tilplanting eller etablering av vegetasjon, men at dette gror naturlig til.

Biotilgjengeligheten (β) er 0,4 fra vanlig avrenning fra kornarealer. Siden forsøkene som Syversen (1997) har gjennomført viser at for løst fosfat er renseeffekten under halvparten av rensingen av totalfosfor, settes biotilgjengeligheten til 0,2.

Nettokostnad (kr)	11500
Redusert P (kg)	33
Kostnadseffektivitet (1000kr/kg P*β)	1,7

Landbruksdepartementet gir tilskudd (60-70%) og lån til etablering av vegetasjonssoner.

8.2.5 Grasdekte vannveger

Vann som renner av på overflaten vil samle seg i forsenkninger og grave i løs jord. Permanente grasdekte vannveger i slike forsenkninger kan være et godt tiltak mot erosjon på areal som høstpløyes. I stedet for gravespor kan en få sedimentering av en vesentlig del av materialet i vannvegen. Effekten blir mindre dersom det ikke jordarbeides etter tresking.

Det er ikke mulig å oppgi noen generell effekt av grasdekte vannveger, men et reellt eksempel brukt i Øygarden (1989) viser at et slikt tiltak på et jorde i Ullensaker medførte stor reduksjon i erosjon. Et gravespor som er 15 cm dypt og 20 cm bredt i en lengde på 100 m representerer et jordtap på 3 m³. Med et fosforinnhold på 0,1 % betyr dette en tilførsel på 3 kg P dersom denne jorda ikke sedimenterer før den renner ut i vassdraget.

Tiltaket grasdekt vannveg er gjennomført i Borrevannets nedslagsfelt på 3 daa i 1997. Det er imidlertid flere som løfter pløgen i forsenkninger slik at stubben får stå i forsenkningene over vinteren. Dette er også et tiltak som reduserer jordtapet i forsenkningene dersom det blir gjort riktig.

Forutsatt at det fortsatt blir høstpløyd, vil det være nyttig med grasdekte vannveger, men underlagsmaterialet er ikke godt nok for å kvantifisere virkningen av dette i området. Effekten av grasdekte vannveger reduseres dersom arealet inntil vannvegen overvintres i stubb. På arealer med høstkorn vil effekten av grasdekte vannveger være tydelig i vintre med stadige skiftninger mellom snø, regn, tele og opptining.

Behovet for, og mulig effekt av, grasdekte vannveger lar seg ikke beregne uten grundig befarings i området.

Det gis et tilskudd på kr 200/daa for grasdekte vannveger.

8.2.6 Avskjæringsgrøfter, nedløpskummer, drenering

Alle tiltak som går ut på å minimere mengden overflatevann og hindre at vann som allerede har begynt å renne blir tatt hånd om før mengdene og farten blir for stor, vil hindre erosjon og dermed avrenning av fosfor.

Det er viktig å ha avskjæringsgrøfter mot skog, nabojord og veier for å hindre at unødig overflatevann trenger inn på jordene.

For å få vannet raskt bort fra overflata, bør det være nedløpskummer plassert i forsenkninger der vannet renner.

Grøfting øker jordas evne til å ta inn vann og dermed redusere mengden overflatevann. Det gir også raskere opptørking og bedre jordstruktur.

Ingen av ovennevnte tiltak er mulig å beskrive behov for omfanget av og selvfølgelig heller ikke tallfeste noen effekten av. Dette krever en grundig feltbefaring. Landbrukskontoret opplyser at det står igjen noe arbeid her.

Landbruksdepartementet gir tilskudd og lån til etablering av hydrotekniske anlegg for å hindre erosjon på jordbruksarealer.

8.2.7 Restaurering av våtmark

For å utvide jordbruksarealene og/eller bedre arrondering av eksisterende arealer har våtmarker, dammer og bekker i kulturlandskapet blitt fjernet eller lukket gjennom omfattende senknings/dreneringstiltak. Slike inngrep gir normalt redusert selvrensningsevne i kulturlandskapet og er en medvirkende årsak til økt tap av jord og næringsstoffer fra jordbruksarealene.

I sørenden av Borrevann er det gjort inngrep i et våtmarksområde og vel 200 dekar er dyrket opp. Grøfting og rørlegging av små bekker har redusert vannets kontakttid og kontaktflate med omgivelsene før det renner ut i Borrevannet. Tilførslene fra disse områdene viser seg allikevel å bli rensset i stor grad i Vassbånn, slik at en tilbakeføring til våtmark for dette området vil ha begrenset effekt.

8.2.8 Etablering av fangdammer/vanningsdammer

Det kan være aktuelt å etablere/restaurere et system av mindre fangdammer og våtmarker i området. For å få god nok renskapasitet i situasjoner med stor avrenning bør disse våtmarkene/fangdammene helst ikke motta avrenning fra mer enn 1000 dekar. For å gi vannet tilstrekkelig oppholdstid, bør arealet at fangdam/våtmark utgjøre mellom 0,06 og 0,4 % av tilførselsarealet (Braskerud 1997).

Det kan tenkes et titalls fangdammer tilsammen på områdene Eskebekk, Ryggland, Skoppum og Adal. En samlet fangdamoverflate på tilsammen 5 daa vil, hvis fangdammen er 0,1 % av nedbørfeltstørrelsen, kunne betjene et område på 5000 dekar. La oss si at det for dette arealet er ca 50% dyrka mark med avrenningskoeffisient på 70 kg/daa, og 50% utmark med avrenningskoeffisient på 10 kg/daa. Dette gir tilsammen et fosfortap på $175 + 25 = 200$ kg P.

200 kg P på 5000 m² fangdamoverflate gir 40 gP/m². I følge Braskerud (1997) og satt inn i hans empiriske formel: $40 \text{ g/m}^2 * 0,40 - 0,18 \text{ g/m}^2 = 8,8 \text{ g/m}^2$, dvs. 44 kg på 5000 m² fangdam.

Kostnader

Kostnadene ved etablering av fangdam varierer mye, bla. a. i forhold til hvor gode dyrkingsområder som tas i bruk.

Tapt utbytte av kornproduksjon regnes ved at 2/3 av arealene er fulldyrka arealer, mens 1/3 er marginale arealer:

$$724 \text{ kr/daa} * 2/3 = \underline{483 \text{ kr/daa}}$$

Kostnad (tap i inntekt) ved etablering av fangdam: $483 \text{ kr/daa} \times 5 \text{ daa} = \text{kr } 2\,413$.

I tillegg kommer de direkte kostnader til gravesmaskinleie, tilplanting etc. Kostnader for anlegging av slike dammer i Akersvannets nedbørfelt varierte fra 40-70 kr/m² (Braskerud 1995). Med en

gjennomsnittspris på 55 kr /m² blir dette en investering på 275 000 kr. Neddiskontert over 20 år tilsvarer det 26 000 pr år. I tillegg kommer tømning av dammene hvert femte år på 3-4000 kr pr dam. Dette utgjør 7000 i året for 10 dammer.

Biotilgjengeligheten (β) er 0,4 fra vanlig avrenning fra kornarealer. Det er ikke målt innhold av løst fosfat ut og inn av fangdammene. Siden oppholdstiden er såpass beskjeden i disse dammene er det naturlig å tro at omsetningen av løst fosfor er nokså beskjeden. I mangel av noe annet er det brukt overslag for renseseffekt som Syversen (1997) har brukt som viser at rensingen av løst fosfor er under halvparten av rensingen av totalfosfor. Biotilgjengeligheten settes derfor til 0,2.

Nettokostnad (kr)	35 400
Redusert P (kg)	44
Kostnadseffektivitet (1000kr/kg P* β)	4,0

Det gis opp til 70% støtte til å gjennomføre tiltaket fra landbruksdepartementet. I tillegg gis det støtte til planlegging.

8.2.9 Eng i stedet for korn

Jorder som ligger ned mot Borrevannet (inkl. dreneringskanal) har en "strandlinje" på 4750 m. Herav er golfbane 1100 m, anna grasmark 550 m og kornareal 3100 m.

Å restaurere våtmark (234 daa) vil være et stort inngrep i forhold til slik det er idag. Det vil imidlertid være fornuftig å legge om en stripe på ca. 10 meter langs vannkant/voll til permanent eng for å hindre eventuell erosjon langs kanten, mens kanskje viktigst; for å lette tilgjengelighetet for rekreasjon/friluftsliv.

Hvis en forutsetter at det ikke skal dyrkes korn eller andre åpenåkervekster i en sone på 10 m langs kanaler og vannbredd til Borrevannet, vil dette utgjøre ca. 31 dekar. Dette engarealet må gjødsles forsiktig eller helst ikke gjødsles og det må høstes (også gjenvekst) for å hindre utfrysing av fosfor gjennom vinteren. Det er ikke beregnet effekt av dette tiltaket da det sannsynligvis betyr lite mhp. utvasking av fosfor.

En omlegging til eng fra korn på andre arealer vil gi en positiv gevinst på avrenning av fosfor, særlig på de bratteste arealene. Vi har likevel ikke beregnet effekt for omfang av et slikt tiltak da vi mener det ikke er realistisk i forhold til behovet for mer grovfôr i distriktet. Det er imidlertid mulig å styre produksjonen noe i retning av f.eks. mer frøavl og andre produksjoner som gir mindre avrenning, men dette er et politisk spørsmål. En slik omlegging vil kunne redusere avrenning av fosfor med gjennomsnittlig 35 g pr. dekar forutsatt at det er erosjonsutsatte arealer som legges om.

8.2.10 Ikke beite ned til vannkant

Det beites i dag til vannkant på noen steder. Av kulturlandskapshensyn er dette positivt, men denne interessen kan komme i konflikt med hensyn til drikkevann. Dette gjelder både avrenning av næringsstoffer og hygieniske forhold. Jorda vil bli opptrekket og i perioder med oversvømmelse av beite vil en kunne få vasket ut uønskede stoffer.

Det er ikke mulig å kvantifisere et eventuelt redusert tap ved å unngå beiting til vannkant. Som et generelt råd vil vi imidlertid anbefale at det ikke beites på arealer som kan oversvømmes og at drikkevannsforsyningen til beitedyrene foregår minst 50 meter fra vannkant.

8.2.11 Pleie av bekkeløp

I et bekkeløp vil det som regel være en viss fare for graving og utrasing. Særlig er dette et problem i forbindelse med flommer. Bekker, som også er resipient for urban avrenning, er kanskje spesielt utsatt da flommene kommer hurtig.

Det er nødvendig å stille bekkeløp for å unngå graving og å utnytte bekkens sjølrensningsevne. Det er flere aktuelle tiltak (Rognerud 1993):

- grøfteutløp må sikres slik at vannet ikke graver i bekkekanten
- en må aldri ta ut masser fra bekkekanten hvor dette kan føre til større erosjon
- hogg ned og frakt bort store trær før de velter ut i bekken. Rotvelter gir sår i bekkeløpet og kan skape endrede strømningsforhold
- vanskelig sår i bekkekanten kan repareres med steinsetting.

8.2.12 Tilplanting med skog

Tilplanting med skog er et tiltak som kan være særlig effektivt på arealer med mye erosjon. I praksis betyr dette bratte arealer, over 20 % helling. Det er svært lite arealer av slik karakter i Borrevannets nedslagsfelt. Det kan være noen ustabile planeringskråninger og for disse er regelen at de generelt bør plantes til med skog for å binde jorda og hindre utglidning. Omfanget av disse arealene er så lavt at tiltaket totalt sett vil ha liten effekt. Pr. arealenhet vil et slikt tiltak imidlertid komme godt ut.

Avrenning fra skog- og utmark er satt til 10 g/ daa. Gjennomsnittlig avrenning fra åpenåker-arealene i Borrevannets nedslagsfelt etter tiltak (høst 92) er 76 g/daa. Hvis en tenker seg en tilplanting av åpenåkerarealer vil en få en redusert P-avrenning på ca. 7 kg pr. 100 dekar som plantes til. Det er da ikke differensiert mellom de ulike arealkategorier.

8.3 Tiltak på tekniske anlegg innen landbruket

8.3.1 Gjødse lagre

Oppgradering av 6 lagre med små lekkasjer til standard "tett lager" samt utbedringer av dyngeplasser er beregnet å gi en redusert avrenning av fosfor på 6,5 kg. 2 lagre er utbedret og to har slutta med dyr siden 1992, og har gitt en effekt på 7 kg P.

Kostnader

Tiltaket forskriftsmessige gjødse lagre er siktet inn på gjødse lagre med lekkasje. Lager av husdyrgjødse skal være helt tett. Det skilles mellom lekkasje fra gjødse port og annen lekkasje fra gjødse lagre. Portlekkasje kan utbedres ved innsetting av ny prefabrikkert port. Tetting av annen lekkasje kan være mer omfattende. Et aktuelt tiltak kan f.eks. være innvendig behandling av lageret med sprøytebetong. Kostnadene til tetting av gjødse lagre er knyttet til bygningsmessige investeringer.

Det er bare de to gårdsbrukene som lagrer husdyrgjødsel i dynger som ikke har tilfredsstillende løsninger i dette området ifølge landbrukskontoret i Borre.

I Stalleland (1992) anslås gjennomsnittlige kostnader ved utbedring av gjødsellager å ligge mellom kr. 50.000 og kr. 80.000. Siden utbedringene i dette tilfelle må antas å være omfattende, antar vi at øvre kostnadsoverslag er riktigst å bruke. Gjødselmengden som innspares, er oppgitt av Jordforsk. Mengden nitrogen og fosfor som gjøres nyttbart, gis en verdi lik tilsvarende mengder næringsstoff i handelsgjødsel. Kostnadsbesparelsen forutsetter at gårdsbruket har et areal som husdyrgjødsel kan nyttes på.

A) Gjennomsnittlige investeringskostnader per bruk ved utbedring av gjødsellager: kr 80.000.

Årlige kostnader i området blir dermed: [(gjennomsnittlig årlig kostnad per bruk) x (antall bruk) x (annuitetsfaktor) = 80.000 kr/bruk x 2 bruk x 0.0806 = kr (80000 x 2 x 0.0806) = kr 12896.

B) Tiltaket medfører kostnadsbesparelser ved at husdyrgjødsel som tidligere gikk tapt, etter utbedringen kan erstatte handelsgjødsel. Tiltaket vil redusere avrenningen med 145 kg N og 6,5 kg P. Av dette er 61 kg N og 6,5 kg P nyttbart for plantene.

Reduserte kostnader til handelsgjødsel:

[(61 kg N) x 6.5 kr/kg N] + [(6,5 kg P) x 11 kr/kg P] = (kr 397 + 72) = kr 469.

Nettokostnad og kostnadseffektivitet er vist i tabellen nedenfor. Biotilgjengelighetsfaktoren er satt til 0,8.

Kostnader (kr) (A)	12896
- Sparte kostnader (kr) (B)	469
= Nettokostnad	12427
: Redusert P-avrenning (kg)	6,5
= Kostnadseffektivitet (1000kr/kg P*β)	2,4

8.3.2 Siloanlegg

Etter de opplysninger vi sitter inne med er alle siloanlegg i en slik tilstand at det ikke er nødvendig med spesielle tiltak pr. i dag. Det er imidlertid nødvendig med en kontinuerlig oppfølging av slike anlegg for å hindre uhell og at lekkasjepunkter utvikler seg.

8.3.3 Melkerom

Utslipp av fosfor fra melkerom er relativt lite i nedbørfeltet, men ett bruk har avløp på bakken eller til åpen grøft. Det er flere alternativer for å oppnå mer tilfredsstillende løsninger. En mulighet er å lede melkeromsavløpet til gjødselkjelleren dersom denne har stor nok kapasitet. En annen mulighet er å lede avløpet til infiltrasjon i grunnen eller tilkobling til offentlig kloaknett. Det må avgjøres i hvert enkelt tilfelle hva som er billigst og samtidig er tilfredsstillende med hensyn til avrenning.

Som eksempel vil et infiltrasjonsanlegg til 21 kyr koste anslagsvis kr 30.000. I tillegg kommer kostnader til eventuelle tilkjørte masser og eventuelle planleggingskostnader. En annen løsning er

kummer med slamavskiller med tilløp til et grunt infiltrasjonsanlegg med overløp til bekk. Dette anlegget må ligge nær bekk. Det vil koste ca. kr 10.000, i tillegg til kostnader til grøf팅 og grøfてledninger. Kostnadene til dette tiltaket vil avhenge av avstand mellom fjøs, kum, infiltrasjonsanlegg og bekk. Muligens vil det billigste være å knytte melkerommet til offentlig kloakk dersom slikt anlegg går forbi gården. Dette er imidlertid ikke aktuelt for det enegårdsbrukene det her er snakk om.

Som et første anslag kan vi regne at kostnaden vil bli ca. kr 25.000 per anlegg. Det avskrives over 20 30 år. Dette må imidlertid bare betraktes som et regneeksempel uten at vi har gjort grundigere undersøkelser av det enkelte gårdsbruk.

Kostnaden blir dermed: 1 anlegg x kr 25.000 per anlegg x 0.0806 = kr 2015

Nettokostnad og kostnadseffektivitet er vist i tabellen nedenfor. Biotilgjengelighetsfaktoren er satt til 0,8.

= Nettokostnad	2015
: Redusert P-avrenning (kg)	1
= Kostnadseffektivitet (1000kr/kg P*β)	2,5

8.3.4 Lagerplass for rundballer

Vi antar at det i første omgang vil være aktuelt å lagre rundballene i god avstand fra vassdrag og ikke over drensssystem mot vassdrag og generelt håndtere rundballene på en slik måte at en unngår unødig avrenning. Slike tiltak krever først og fremst omtanke, og vi har derfor ikke beregnet kostnader ved dette. Dersom det blir aktuelt å kreve kontrollert avrenning fra lagringsplass eller bortledning til gjødselkjeller e.l. som vil kreve investeringer i form av støping av plating for lager eller oppsamling- og rørsystem e.l., vil dette medføre investerings- og arbeidskostnader som i tilefelle må beregnes som kostnader ved tiltaket.

De opplysningene vi har tyder imidlertid ikke på at det skjer ukontrollert avrenning av pressaft fra rundballer i dette området.

8.4 Utredning av tiltak i spredt bebyggelse

Etter gjennomgangen av enkeltanlegg i regi av kommunen i 1995, ble det på bakgrunn av anleggstype, tilstand, grunnforhold og avstand til resipient foretatt en vurdering av hvilke anlegg som burde oppgraderes. I alt 55 av de 257 anleggene burde etter konsulentens vurdering bli oppgradert. I tillegg til en resipientbetragtning mhp. fosfor ble her bakteriologiske forhold tatt med i betraktningen. Disse anleggene belaster Borrevannet med tilsammen 93 kg fosfor.

Utifra en fosforbetragtning, og fosfortilførslene er den største trusselen for Borrevannet, vil det være vanlig at alle anlegg med renseløsning basert på kun en synkekum, septiktank eller sandfilterinfiltrasjon blir foreslått oppgradert. Som vi ser av tabell 7, har disse renseløsningene en særdeles dårlig renseseffekt. Et slikt alternativ vil medføre at en i tillegg til de 55 tidligere nevnte anleggene bør oppgradere 38 anlegg med septiktank, 8 med synkekum og 10 med sandfilter. Dette gir 111 anlegg som tilsammen gir en belastning på Borrevannet med 187 kg fosfor. Her er det ikke tatt med de 27 anleggene av ukjent type.

Ved oppgradering bør førstevalget være en infiltrasjonsløsning, i tråd med de gjeldende forskrifter. Infiltrasjonsforholdene er tildels dårlige eller varierende i de fleste deler av nedbørfeltet. Denne løsningen hadde derfor sannsynligvis allerede blitt gjennomført hvis det hadde vært passende grunnforhold.

For dem som ikke har egnede infiltrasjonsforhold vil tett tank løsning, eller minirensesanlegg være valgmulighetene. En tett tank løsning fordrer en separering av sort- og gråvann, med vannbesparende klosett og infiltrasjon av gråvannet i en sandfiltergrøft. En må foreløpig basere seg på bortkjøring av sortvannet. Det foregår imidlertid en betydelig forskningsaktivitet på å behandle sortvannet, f.eks. våtkompostering (SFT 1992, Jensen og medarb.). I framtiden kan en derfor kanskje behandle sortvannet på stedet, noe som gir en optimal ressursutnyttelse og resirkulering av næringsstoffene.

En annen løsning som også krever separering av sortvann og gråvann er biologisk klosett som f.eks. Snurredassen. Dette er imidlertid ikke tatt med i de videre utredningene da systemet ikke er vannbasert, og oppfyller derfor ikke det som folk vanligvis oppfatter som "normal standard". Dette skyldes imidlertid først å fremst vanetenking, og neppe kravet til komfort. Systemet er neppe mindre komfortabelt enn vannklosett, bare annerledes.

Kostnadmessig kommer det omtrent ut som ved en infiltrasjonsløsning.

Tabell 11. Kostnader og effekter ved oppgradering av dårlige enkeltløsninger til alternative og gode løsninger. Biotilgjengelighetsfaktoren(β) er satt til 0,7.

<i>Oppgradering av Enkeltanlegg</i>	<i>Årskostnad (tusen kr)</i>	<i>Effekt (ant kg red P)</i>	<i>Kostnadseffektivitet (1000kr/kg P*β)</i>
Løsning 1 (55 anlegg):			
Minirensesanlegg	469	83	8,1
Tett tank	297	83	5,1
Løsning 2 (111 anlegg):			
Minirensesanlegg	946	167	8,1
Tett tank	600	167	5,1

Som hovedalternativ til de dårlige løsningene med synkehum/septiktank eller sandfilter er det her beregnet kostnader ved overgang til tett tank eller minirensesanlegg. Effekten ved overgang til tett tank og minirensesanlegg framgår av tabell 11. Det vil fortsatt være et restutslipp på 10 for løsning 1 (55 anlegg) og 20 kg for løsning 2 (111 anlegg).

766 personer bor spredt i området, noe som gir en brutto forurensningsproduksjon på 447 kg P/år. Restutslippet fra 257 velfungerende anlegg (etter oppgradering av 111 anlegg) innebærer fortsatt en tilførsel til Borrevannet på 65 kg. Dette er 15% av brutto forurensningsproduksjon fra enkeltanlegg. Det er altså et godt stykke fram til målsettingen fra teknisk hovedstyre om kun 1% tilførsel.

9. Evaluering av utredede tiltak og forslag til tiltaksplan

9.1 Anbefalte innsjøinterne tiltak.

9.1.1 Utsetting av rovfisk

Det anbefales utsetting av gjørs. Selv om tidligere utsetninger av gjørs i Borrevann har vært delvis mislykket, er det allikevel ingenting som tyder på at gjørs ikke vil trives i Borrevann. Erfaringer fra bl.a. Gjersjøen viser at gjørsen vil holde særlig de små årsklassene av laue og mort i sjakk. Dette skjer dels ved direkte predatering og at disse karpefiskene blir skremt fra de åpne vannmasser inn til strandområdene hvor de kan søke skjul for gjørsen. I strandområdene venter imidlertid både abbor og gjedde da kan beskatte disse karpefiskene. Karpefiskens setters derfor under et krysspress som ofte vil medføre sterkt reduserte bestander.

9.1.2 Høyere sommervannstand

Ved å holde en høy vannstand i Borrevannet spesielt på ettersommeren vil en få et større vannvolum å fortynde forurensningene i og dermed mindre konsentrasjoner av fosfor alger og blågrønnalger. Det er vist at å holde en middelvannstand som er 0,5 m høyere enn dagens tilsvarer avlastingstiltak på 16 kg fosfor. Med en gjennomsnittlig kosteffektivitet for hele tiltakspakka på ca 2000 kr /kg P redusert, tilsvarer det en total årskostnad på 32 000 kroner dvs. en investering over 40 år på kr 427 000, forutsatt at det ikke er noen drifts og vedlikeholdskostnader ved tiltaket.

I tillegg til den rent forurensningsmessige gevinsten vil et utbedret utløp der flomtoppene også vil kunne reduseres gi en fordel for bøndene idet faren for oversvømmelse av jordene vil antas å være mindre til tross for høynet middelvannstand. Den naturlige renseseffekten i Vassbånn kan bli noe mindre ved at en ikke oppnår like lang oppholdstid på det tilrente vannet i Vassbånn hvis vannet renner fortere ut av Vassbånn (Bratli og medarbeidere 1997). Dette synes allikevel av underordnet betydning for Borrevannet enn å sikre en noe høyere sommervannstand.

9.2 Anbefalte landbrukstiltak

Det foreslås gjennomført en rekke tiltak både i forbindelse med tekniske installasjoner og i forhold til arealavrenning.

Kjernetiltaket vil være å la være å pløye om høsten på resterende erosjonsutsatte kornarealer. En rekke andre tiltak vil dessuten bidra endel. For nærmere beskrivelse, se landbrukskapittelet.

Så godt som alle utredede tiltak foreslås her gjennomført. Kun tiltakene "overgang fra korn til eng" og "tilplanting av skog" er ikke anbefalt gjennomført. Det førstnevte tiltaket har marginal effekt og store konsekvenser for landbruksnæringa. En tilplanting med skog på deler av dagens landbruksarealer vil ha god effekt, men vil medføre store strukturmessige og samfunnsmessige konsekvenser. Tiltaket er dessuten lite kostnadseffektivt idet kostnadene er svært høye.

9.3 Anbefalte tiltak for kommunal kloakk og spredt bebyggelse

Det foreslås ingen konkrete tiltak innen kommunal kloakk foruten de forslagene om EDB-basert overvåking og bakvaktordning, som allerede er foreslått i forbindelse med saneringsplanen.

Noe gammelt ledningsnett på vannskillet bør på sikt utbedres selv om ikke bidragene er særlig store.

Det foreslås en omfattende oppgradering av diverse dårlige enkeltanlegg i spredt bebyggelse. Grunnlagsdataene er mangelfulle, og en må begynne med å registrere anleggene på nytt.

Nye undersøkelser viser at det i den spredte bebyggelsen er svært mange enkle løsninger med kun synkekum eller septiktank før utledning i bekk. Det er også registrert noen sandfilteranlegg, som ut fra tidligere erfaringer antas å ha en dårlig virkningsgrad. Disse nevnte anleggstyper anbefales oppgradert til tett tank for sortvann. Et tett tank system fordrer en oppfølging fra kommunen med et fast avgiftssystem for tømning. Med en slik ordning vil løsningen ha en bedre kostnadseffektivitet enn alternativet som er minirensesanlegg. Av de to utredede alternativene, med henholdsvis oppgradering av 55 og 111 anlegg, anbefales det at sistnevnte alternativ velges. Dette utifra at det er viktigst å redusere fosfortilførslene til Borrevannet, og at den hygieniske betydningen er underordnet.

9.4 Oversikt over foreslåtte tiltak

Tabell 12 viser en sammenstilling av alle de foreslåtte tiltakene i denne tiltaksanalysen.

Tabell 12. Foreslåtte tiltak for restaurering av Borrevann.

<i>Foreslåtte tiltak</i>	<i>Årskostnad (tusen kr)</i>	<i>Effekt (ant kg red P)</i>	<i>Kostnadseffektivitet (1000kr/kg P*β)</i>
INNSJØINTERNE:			
Utsetting av rovfisk	10	-	-
Høyere sommervannstand	-	16	-
LANDBRUK:			
Ingen høstpløying	68	92	1,8
Overgang fra høsthvete til vårhvete	120	16	19
All spredning av husdyrgjødsel i vekstsesongen	26	24	2,7
Vegetasjonssoner	12	33	1,7
Grasdekte vannveier	-	-	-
Avskjæringsgrøfter, nedløpskummer, drenering	-	-	-
Etablering av fangdammer/vanningsdammer	35	44	4,0
Ikke beite ned til vannkant	-	-	-
Gjødsellager	12	6,5	2,4
Siloeanlegg	0	0	0
Melkerom	2	1	2,5
Lagerplass for rundballer	0	0	0
SPREDT BEBYGGELSE:			
Oppgradering av dårlige løsninger til tett tank, løsning 2 (111 anlegg)	600	167	5,1
SUM	885	400	

Som vi ser er det relativt store forskjeller i kostnadseffektivitet mellom de foreslåtte tiltakene. Det mest kostnadseffektive tiltaket er overgang fra høst- til vårløying og etablering av vegetasjonssoner. Utbedring av gjødsellager og å spre gjødsel i vekstsesongen er også kostnadseffektivt. Etablering av

fangdammer ligger omtrent på linje med oppgradering av enkeltanlegg i spredt bebyggelse. Disse tiltakene er under halvparten så kostnadseffektivt som de nevnte arealtiltakene i landbruket, men må allikevel gjennomføres.

På bakgrunn av overvåkingsdata fra 1992 ble det satt opp en målsetting om halvering av fosfortilførselene. Som vi ser av overvåkingsdataene 1992-96 har det vært en viss forbedring i vannkvaliteten de senere årene. På bakgrunn av et snitt i fosforinnholdet i innsjøen for disse årene på 24,4 µg P/l, kan det se ut som om en prosentvis avlastning på vel 40 % vil være tilstrekkelig for å komme ned i en akseptabel vannkvalitet på ca 15 µgP/l.

Tiltakspakka vil, som et minste anslag, redusere belastningen på Borrevann med 400 kg. Dette kommer i tillegg til de ca 50 kg P som allerede er oppnådd i perioden 1992-97. Tilsammen representerer 450 kg P en reduksjon på 38 %, hvis en regner 1200 kg som utgangsbetragningen i 1992.

For en rekke av de foreslåtte tiltakene er effekten imidlertid ikke kvantifisert.

Ved gjennomføring av denne tiltakspakka vil den totale effekten derfor sannsynligvis ligge over det som her er antydnet.

Det ser derfor ut som om den foreslåtte tiltakspakka vil være tilstrekkelig for å få en "akseptabel" vannkvalitet.

Det anbefales at ovenfornevnte tiltaksplan søkes implementert de nærmeste 5 årene, og at planen på nytt revideres rundt år 2002-3.

10. Litteratur

- Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. NIVA-rapport O-85110, 45 s.
- Berge, D. 1989. Fosfortilførsler til Borrevann ved Horten, notat. O-84116. 4 pp.
- Berge, D og T. Källqvist 1990. Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning. Sammenliknet med andre forurensningskilder. Sluttrapport. NIVA-rapport O-87079. 130 s.
- Berge, D. & J. E. Løvik 1988. Morfometri, hydrologi, vannkvalitet og beregning av akseptabel fosforbelastning i 15 Vestfoldinnsjøer. NIVA-rapport nr. O-87062. 98 pp.
- Berger, M. & F.H. Johnsen, 1988: Kostnader ved tiltak mot landbruksforurensninger. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning. Forskningsmelding A-007-88.
- Braskerud, B. 1995. Fangdammer renser bekkene. Vann 2-95:286-295.
- Braskerud, B. 1997. Fangdammer som tiltak mot landbruksforurensninger V: Beregning av renseseffekt. Jordforsk rapport nr. 135/97. 33 s.
- 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 Borrevannet - Tiltaksanalyse for reduserte fosfortilførsler, Utprøving av nye tiltak mot diffus landbruksforurensning. Hovedrapport. NIVA/Jordforsk-rapport O-92064, E-92426, L.nr. 2893. 97 p.
- Bratli, J. L. 1994. Restaurering av Borrevannet - Tiltaksorientert overvåking av Borrevannet og tilførselsbekker 1993. NIVA-rapport O-92064, E-92426, L-3006. 32 pp.
- Bratli J. L., Holtan H. og S. O. Åstebøl 1995. Tilførselsberegninger, veileder. Miljømål for vannforekomstene. SFT-veileder nr. 95:02. 70 s. ISBN-nr. 82-7655-258-7.
- Bratli, J. L., A. Gjøstein & M. Mjelde 1997. Restaurering av Borrevannet. Selvrensing av næringsalter og suspendert stoff gjennom naturlige sivbelter. Sluttrapport. NIVA-rapport. O-92064, E-92426. Lnr. 3741-97. 46 s.
- Brettum, P., R. T. Arnesen, D. Berge, M. Laake & B. Rørslett 1976. En undersøkelse av Borrevann, 1975. NIVA-rapport O-174/73. 119 s.
- Børresen, T. , E. Ekeberg og H. Riley 1990. Planlegging av jordarbeiding på ulike jordtyper. Fagnytt nr. 1. Aktuelt fra SFFL.
- Eggestad, H.O. 1992. Tiltak mot jorderosjon og avrenningstap av fosfor og nitrogen fra jordbruksarealer. JORDFORSK-rapport. 32 s.
- Ekeberg, E. og A. Njøs, 1980: Forsøk med pløying til to dybder høst og vår på morenejord i Stange i årene 1969-1975. Forskning og forsøk i landbruket 3.3.

- Finansdepartementet, 1978: Kalkulasjonsrente ved utarbeiding av programanalyser m.v. Rundskriv R-25/78. Oslo.
- Landbrukskontoret i Tønsberg distrikt, 1992: Restaurering av Borrevannet. Brev med vedlegg av 11.12.92.
- Landbrukskontoret, Tønsberg distrikt, 1992, 1993. Opplysninger om vekster, husdyr og driftspraksis ved S. Eggum. Diverse notater.
- Magnussen, K. og J.H. Sandberg, 1989: Kostnader ved tiltak mot landbruksforurensninger. Delrapport av Nasjonal Nordsjøplan. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning, Oslo.
- Mæhlum, T. & P. D. Jenssen 1991. Jord og plantebaserte renseanlegg for avløpsvann - en oversikt. Vann 26(4): 418-425.
- NILF, 1992: Handbok for driftsplanlegging 1992/1993. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning, Oslo.
- Sandberg, J.H., 1991: Kostnader ved tiltak mot landbruksforurensninger - Revidert utgave. Delrapport til Nasjonal Nordsjøplan. Rapport D-015-91. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning, Oslo.
- SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning 97:04 TA-nr. 1468/1997, 31 s.
- 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. 1986. Kontroll av giftproduserende alger - Akersvannet, Vestfold. Forskningsbehov i Norge. NOTAT til Miljøverndepartementet av 11. november. 10 s.
- Skulberg, O., J. Kotai & R. Skulberg 1989. Giftproduserende blågrønnlager i Vestfold. Undersøkelser utført i 1987 og 1988. NIVA-rapport O-87173, L-2254. 30 s.
- SSB 1997. Resultatkontroll jordbruk 1997. Gjennomføring av tiltak mot forurensninger.
- Stalleland, T., 1992: Kostnadseffektivitetsanalyse av tiltak for å redusere utslipp av næringssalter fra landbruket på Romerike. Foreløpig rapport. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning, Oslo.
- Svendsen, S. Å. 1991. Saneringsplan avløp, delrapport randbebyggelse og spredt bebyggelse. Borre kommune, planavd. datert 03.12.91. 3 s. + kart.
- Syversen, N. 1997. Vegetasjonssoners som tiltak for å redusere overflateavrenning fra kornarealer. Jordforsk rapport nr. 30/97. 29 s + vedlegg.
- Vagstad, N. , S.O. Åstebøl og J. Deelstra 1989. Effekt av tiltak mot landbruksforurensning i Vestfold fylke. Rapport for Fylkesmannen i Vestfold. 47 s.
- Økland, J. 1964. The eutrophic lake Borrevann (Norway) - an ecological study on shore and bottom fauna with special reference to gastropods, including a hydrographic survey. Folia limnol. scand. 13: 1-337.
- Østlandskonsult 1992. Borre kommune, Saneringsplan, Avløpsnett, Sammendrag. O.Nr.279.006 13 s. ekskl. illustrasjoner.

Øygarden, L. 1989. Utprøving av tiltak mot arealavrenning i Akershus. Rapport nr 6. Handlingsplan mot landbruksforurensninger. GEFO. 112 s.

Vedlegg A. Primærdata oksygenmålinger

Dato	Dyp	O2	Temp	Temp	O2
	m	mg/l	sonde °C	termo °C	% metn.
12/08/92	1	11,2	18,0		122,0
12/08/92	2	10,6	17,9		115,0
12/08/92	3	10,5	17,8		114,0
12/08/92	4	9,9	17,6		108,0
12/08/92	5	9,5	17,5		102,0
12/08/92	6	9,3	17,4		100,0
12/08/92	7	9,2	17,4		99,0
12/08/92	8	8,8	17,2		94,0
12/08/92	9	7,0	17,1		75,0
12/08/92	10	4,1	16,2		43,0
12/08/92	10,5	2,7			
12/08/92	11	0,1	14,0		1,0
12/08/92	11,5	0,1			
12/08/92	12	0,1	11,7		<1
12/08/92	13	0,1	11,0		<1
12/08/92	13,5	0,1	11,0		<1
25/03/93	0	13,0	3,8		
25/03/93	5	13,0	3,2		
25/03/93	8	9,2			
25/03/93	10	6,6	2,7		
25/03/93	11	5,6	2,7		
25/03/93	12	4,5	2,8		
25/03/93	13	2,8	3,0		
25/03/93	14,5	0,2	3,8		
08/04/94	1	10,9	1,2		
08/04/94	3	9,9	1,0		
08/04/94	6	7,7	1,2		
08/04/94	9	5,8	2,1		
08/04/94	10	4,7	2,4		
08/04/94	11	3,5	2,7		
08/04/94	12	2,0	2,8		
08/04/94	13	0,7	2,9		
08/04/94	14	0,2	3,0		
08/04/94	15	0,2	4,0		
08/04/94	15,5	0,2	4,1		

Dato	Dyp	O2	Temp	Temp
	m	mg/l	sonde °C	termo °C
28/03/95	1	11,3	2,0	2,4
28/03/95	3	11,2	2,0	2,5
28/03/95	6	7,3	1,8	2,5
28/03/95	9	6,3	2,1	2,5
28/03/95	10	5,4	2,2	
28/03/95	11	3,5	2,2	
28/03/95	12	1,7	2,3	2,5
28/03/95	13	0,2	2,4	
28/03/95	14	0,2	3,1	3,6
28/03/95	15	0,2	4,0	
18/08/95	1	11,7	22,0	21,5
18/08/95	2	11,6	21,8	
18/08/95	3	10,5	21,7	21,5
18/08/95	4	8,5	20,8	
18/08/95	5	7,0	20,5	
18/08/95	6	3,1	19,6	18,3
18/08/95	7	3,0	17,8	
18/08/95	8	0,2	16,5	
18/08/95	9	0,2	15,7	14,8
18/08/95	10	0,2	15,2	
18/08/95	11	0,2	14,0	
18/08/95	12	0,2	13,2	13,3
18/08/95	13	0,2	12,5	
18/08/95	14	0,2	12,2	12,8
23/04/96	1	13,4	5,2	3,0
23/04/96	3	13,1	3,2	2,2
23/04/96	6	13,0	3,2	2,2
23/04/96	9	12,4	3,2	2,1
23/04/96	10	12,2	3,2	
23/04/96	11	6,2	3,2	2,1
23/04/96	12	3,2	3,2	
26/08/96	1	9,2	21,0	21,9
26/08/96	2	9,2	20,9	
26/08/96	3	9,2	20,9	21,6
26/08/96	4	8,6	20,8	
26/08/96	5	8,6	20,7	
26/08/96	6	7,2	20,5	20,7
26/08/96	7	2,6	19,0	
26/08/96	8	1,6	18,5	
26/08/96	9	0,7	18,0	18,9
26/08/96	10	0,5	17,5	
26/08/96	11	0,4	17,0	
26/08/96	12	0,3	15,8	17,5
26/08/96	13	0,3	14,5	
26/08/96	14	0,2	13,8	15,2
26/08/96	14,5	0,2	13,8	

Vedlegg B. Primaerdata vannkjemi

Diskrete dyp

Dato	Dyp	NO ₃ -N	Tot-N	PO ₄ -P	Tot-P	pH	Kond	Turb	Farge
	m	µg/l N	µg/l N	µg/l P	µg/l P		mS/m	FTU	mg Pt/l
12/08/92	1	850	1220	6	22	8,5	24,4	1,4	32
12/08/92	3	850	1350	3	54	8,5	22,7	1,4	29
12/08/92	6	860	1210	5	19	8,0	22,3	1,4	27
12/08/92	9	820	3440	2	35	7,6	22,1	1,5	31
12/08/92	12	670	1180	14	36	7,2	22,5	5,5	57
12/08/92	13	330	1060	36	105	7,2	23,6	148,0	142
25/03/93	1	2100	2600	<20	30	8,4	17,8	1,8	46
25/03/93	3	2300	2800	<20	30	8,1	22,8	2,1	55
25/03/93	6	2300	2900	<20	30	7,8	22,6	2	25
25/03/93	9	2300	2700	<20	20	7,1	23,7	1,7	21
25/03/93	12	2000	2400	<20	20	6,7	28,4	2,7	22
25/03/93	14	1900	2300	<20	30	6,8	31,3	2,7	23
08/04/94	1,0	1560	2000	32	51	6,8	9,1	13,0	32
08/04/94	3,0	1890	2340	35	54	6,9	17,3	12,0	31
08/04/94	6,0	1985	2430	27	40	6,9	18,8	11,0	28
08/04/94	9,0	1615	2000	20	28	7,0	22,5	2,3	21
08/04/94	12,0	1650	2040	15	22	6,8	26,6	2,1	21
08/04/94	14,5	1450	1930	18	30	6,9	27,1	2,8	25
28/03/95	1,0	1655	2060	10	36	7,4	14,0	1,2	31
28/03/95	3,0	2075	2500	15	43	7,4	16,4	10,0	64
28/03/95	6,0	2050	2440	16	30	7,3	19,9	6,8	33
28/03/95	9,0	1935	2380	17	27	7,4	21,2	4,5	30
28/03/95	12,0	1905	2300	15	25	7,2	24,9	3,5	34
28/03/95	14,5	1810	2560	8	22	7,1	31,1	3,6	31
11/07/95	1	1655	2060	10	36	7,4	14,0	1,2	30,9
11/07/95	3	2075	2500	15	43	7,4	16,4	10,0	34,4
11/07/95	6	2050	2440	16	30	7,3	19,9	6,8	33,0
11/07/95	9	1935	2380	17	27	7,4	21,2	4,5	30,0
11/07/95	12	1905	2300	15	25	7,2	24,9	3,5	33,6
11/07/95	14	1810	2560	8	22	7,1	31,1	3,6	30,7
18/08/95	1	930	1860	47	124	8,5	20,7	27	16,1
18/08/95	3	940	1480	3	22	8,6	19,8	2,2	16,1
18/08/95	6	1030	1570	4	22	7,4	20,0	1,8	16,3
18/08/95	9	830	1525	10	24	7,4	20,4	2,7	19,2
18/08/95	12	480	1510	32	47	7,5	21,1	5,7	21,9
18/08/95	13	170	1510	51	67	7,5	21,6	1,3	24,2
23/04/96	1	970	1330	3	15	7,35	5,63	3,00	9,79
23/04/96	3	1140	1760	4	27	7,37	18,40	3,10	15,60
23/04/96	6	1180	1880	3	26	7,36	22,90	2,80	17,50
23/04/96	9	1220	1800	3	21	7,34	24,40	2,50	17,70
23/04/96	11	1220	1730	3	17	7,20	24,80	2,70	17,30
26/08/96	1	325	1050	3	26	8,5	22,6	2,2	13,8
26/08/96	3	325	1030	3	24	8,4	22,5	2,1	12,9
26/08/96	6	335	1030	5	20	7,6	23,0	2	13,8
26/08/96	9	320	1030	12	23	7,4	23,2	1,7	14,2
26/08/96	12	51	1120	34	49	7,4	24,0	2,2	17,5
26/08/96	14	15	1800	278	300	7,5	25,7	4	31,1

Blandprøver 0-6 meter

Dato	Dyp	NO3-N	Tot-N	PO4-P	Tot-P	pH	Kond	Turb	Farge	KLA / S	Siktedyp
	m	µg/l N	µg/l N	µg/l P	µg/l P		mS/m	FTU	mg Pt/l	ug/l	m
23/04/92	0-6	2140	2600		20	7,3	23,5	1,8	25	21,9	2,5
11/05/92	0-6	2300	2600		28	8,1	22	3,2	25	16,2	
25/05/92	0-6	2000	2230		25	7,9	25,7	1,5	23	5,8	
08/06/92	0-6	1890	2440		26	7,3	23,6	0,7	20	4,4	3,3
29/06/92	0-6	1280	2140		41	9,0	26,9	2,0	18	10,6	3,1
27/07/92	0-6	1050	2030		30	8,2	25,2	2,0	18	15,9	2,2
10/08/92	0-6	980	2840		59	7,8		1,4	18	27,9	2,0
24/08/92	0-6	700	1400		23	8,8		1,8	18	36,7	1,8
07/09/92	0-6	760	1400		32	8,4		1,5	20	17,2	1,6
28/09/92	0-6	1200	1600		24	7,5		1,6	18	4,7	2,5
11/10/92	0-6	1300	1600		27	7,7		0,8	20	5,6	2,3
03/11/92	0-6	1500	1900		40	7,5		2,4	38	7,1	2,0
26/05/93	0-6		2650		15	7,7	24,1	0,82	46	7,0	2,0
15/06/93	0-6		2750		21	8,0	21,6	0,51	37	11,0	
29/06/93	0-6		2380		21	8,3	24,1	0,80	31	4,9	1,2
13/07/93	0-6		1860		23	7,9		0,95	17	10,0	1,5
27/07/93	0-6		1705		25	8,9		0,55	51	15,6	
10/08/93	0-6		1650		27	8,1		0,60	43	12,3	2,5
24/08/93	0-6		1700		31					36,8	0,9
07/09/93	0-6		1980		57	8,8	23,8	0,50	34	115,0	0,8
28/09/93	0-6		940		17	7,3		0,80	42	1,6	1,6
12/10/93	0-6		1790		28	7,4		2,80	25	4,5	2,8
26/10/93	0-6		2020		24	7,0	23,7	1,90	23	5,1	
26/04/94	0-6	1610	2030	15	33	7,0	17,2	5,50	29		1,1
10/05/94	0-6		2330	4	23	7,5	18,7	2,10	24	7,7	2,0
27/05/94	0-6	1160	1750	3	22	7,7	19,6	2,20	21	11,8	
06/06/94	0-6	1050	1550	2	22	7,7	17,4	1,60	19	11,9	2,4
16/06/94	0-6	1025	1430	4	20	7,6	19,0	1,50	18	7,8	2,7
23/06/94	0-6	900	1440	3	25	7,7	19,9	1,80	18	13,4	2,0
20/07/94	0-6	475	1200	5	35	7,9	20,2	1,50	18	13,4	2,9
09/08/94	0-6	250	924	4	28	8,6	20,4	2,20	16	23,5	1,8
25/08/94	0-6	150	1060	3	34	8,2	20,1	1,90	12	52,7	1,6
12/09/94	0-6	1490	1	3	32	7,7	19,9	3,20	18	35,9	1,7
26/09/94	0-6	1230	2130	2	18	7,6	20,1	1,40	21	8,6	1,8
11/10/94	0-6	1330	1930	2	16	7,6	4,3	1,20	20	5,7	3,7
28/10/94	0-6	1310	1720	2	17	7,6	21,2	1,70	18	3,6	
10/05/95	0-6	1580	1880	2	17	7,5	18,6	2,5	22,3	12,7	2
26/05/95	0-6	1390	1800	2	17	7,7	19,0	1,6	18,8	6,9	2,3
09/06/95	0-6	1260	1720	1	20,0	7,6	19,2	1,3	16,3	9,8	
20/06/95	0-6	425	2150	3	26	7,8	19,2	2,9	19,8	10,7	1,7
07/07/95	0-6	1590	2050	2	21,0	7,9	19,7	1,3	29,8	9,8	2,7
21/07/95	0-6	1380	1980	3	15	7,7	19,5	1,5	18,6	9,5	
02/08/95	0-6	1230	1750	4	26	8,1	19,6	1,9	16,3	9,6	3,2
18/08/95	0-6	920	1480	3	30	8,7	19,9	2,2	17,1	26,2	
05/09/95	0-6	735	1200	3	19	7,6	19,9	1,4	15,2	10,9	2,1
26/09/95	0-6	840	1380	6	27	7,7	20,3	3,0	16,3	11,0	2,2
16/10/95	0-6	1055	1580	3	23	7,5	20,4	1,4	15,6	14,6	2,6
23/05/96	0-6	1390	1960	4	23	7,7	23,1	2,0	17,7	9,6	2,2
29/05/96	0-6	1305	1675	3	21	7,7	24,2	2,1	16,3	13,4	2,3
05/06/96	0-6	1205	1860	4	20	7,8	22,5	1,8	20,0	10,1	2,8
20/06/96	0-6	1040	1445	3	21	7,4	22,0	2,3	16,7	6,6	2,5
17/07/96	0-6	755	1200	3	20	8,2	22,9	0,9	15,0	12,1	3,7
07/08/96	0-6	450	1040	4	22	8,8	22,4	1,6	14,4	16,5	3
20/08/96	0-6	370	950	3	21	8,6	22,6	2,0	13,4	16,6	2,6
04/09/96	0-6	300	850	3	22	7,4	22,6	1,4	13,1	14,2	2,6
20/09/96	0-6	280	800	3	19	7,6	22,8	1,2	12,5	4,2	
04/10/96	0-6	535	970	6	20	7,8	23,4	1,3	14,0	5,3	3,2

Vedlegg C. Generelle beregningsparametre for renetekniske løsninger for kloakk.

Forurensningsproduksjon pr. pe:	1,6 g P/døgn		
Kostnader (kr):	Investering	Drift	Årskostnad
Infiltrasjonsanlegg	30.000	900	3.730
Minirensanlegg 1 hus	55.000	3.300	8.500
Minirensanlegg 2 hus	76.000	4.500	11.700
Tett tank	33.400	2.250	5.400
 Snurredassen	 27.000	 1000	 3.550
Off. ledn. anlegg pr lm	700		
Priv. ledn. anlegg pr lm	350		

Levetiden for systemene er satt til 20 år.

Infiltrasjonsanlegg:

Slamavskilleren tømmes en gang pr år.

Minirensanlegg:

Prisinformatjonen for minirensanlegg er hentet fra Biovac. Prisen gjelder systemet ferdig montert. Driftsutgiftene gjelder kjemikalier (250.-) og serviceavtale (ca 2000.-) med besøk 2-3 år. Strømutgifter er medregnet (kr. 1000.- /år).

Tett tank:

Prisen på tett tank system er basert på opplysninger fra Heidenreich, Skien v / Berge. Det er tatt utgangspunkt i en 6000 l tett tank for sortvann og en 2000 l slamavskiller for gråvann med etterfølgende fordelingspumpe og sandfilterinfiltrasjon.

Sortvannet tømmes 2 g. pr.år, gråvannet en gang annenhvært år. Prisen forutsetter et fast opplegg med regulær tømming. Priser innhentet fra Vestfold Septikrens. Deponeringsgebyr på 60 kr m³ er innkalkulert.

INVESTKOSTN.:		DRIFTSKOSTN.:	
Bia Li 60:	8.600	Tømming	2.250
Bia SL 22:	4.800		
Fordelingspumpe:	8.000		
Rør	2.000		
Graving	10.000		
Sum:	33.400		

Snurredassen

Opplysninger fra Vera A/S. Investeringen estimert til ca 22.000. Rørleggerarbeid to dager, ca. kr 5.000 (kan gjøres selv). Må stå i kjeller (1.30*1.30). Driftsutgifter innbefatter strøm og sanitærbark.

Vedlegg D. Planteplankton - artslister

Tabell Kvantitative planteplanktonprøver fra: Borrevatn (bl.pr.0-6 m dyp)												
Volum mm ³ /m ³												
GRUPPER/ARTER	Dato>	930526	930615	930629	930713	930727	930810	930824	930907	930928	931012	931026
Cyanophyceae (Blågrønnalger)												
Boophsphaeria lacustris	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.2	-	-
Microcystis aeruginosa	-	12.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum	-	12.0	-	-	-	-	-	-	-	.2	-	-
Chlorophyceae (Grønnalger)												
Carteria sp. (1=6-7)	-	-	-	-	-	-	-	2.4	-	.7	-	.3
Chlamydomonas sp. (1=10)	.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlamydomonas sp. (1=8)	-	-	.8	.3	.8	-	.8	.8	-	-	-	-
Coelastrum asterioideum	-	.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 ecornis	.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	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dichromonas 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	-
Synura sp. (1=9-11,b=8-9)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	.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. (1=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	.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. (1=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 cf. parapyrenoidifera</i>	-	-	-	-	-	-	6.4	-	-	-	-
<i>Cryptomonas curvata</i>	2.2	30.8	4.4	-	2.0	-	2.0	6.6	-	-	-
<i>Cryptomonas 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 erosa v. reflexa (Cr.refl.?)</i>	43.7	254.4	42.3	-	42.4	4.8	5.8	33.4	13.5	76.3	119.3
<i>Cryptomonas marssonii</i>	8.7	96.5	26.2	-	.4	-	1.3	31.0	3.2	9.5	81.6
<i>Cryptomonas sp. (l=20-22)</i>	-	70.0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cryptomonas spp. (l=24-28)</i>	24.4	322.0	40.8	1.5	3.6	3.6	3.2	5.3	8.8	29.6	123.9
<i>Katablepharis 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 lacustris (+v.nannoplanctica)</i>	146.7	37.1	45.3	15.6	35.6	26.0	39.3	62.3	10.8	47.5	29.3
<i>Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)</i>	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 furcoides</i>	-	-	-	5.0	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ceratium hirundinella</i>	354.0	672.0	714.0	1326.0	3996.0	4326.0	14520.9	47463.0	108.0	60.0	-
<i>Gymnodinium cf. lacustre</i>	-	-	19.5	1.1	2.1	-	1.1	2.1	-	-	1.1
<i>Gymnodinium helveticum f. achroum</i>	-	6.0	2.0	-	-	-	-	-	1.6	7.0	2.8
<i>Peridinium cinctum</i>	-	42.0	7.0	16.0	8.0	18.0	24.0	14.0	-	-	-
<i>Peridinium gosslaviense</i>	-	1.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Peridinium inconspicuum</i>	-	1.0	2.0	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Peridinium palatinum</i>	-	8.0	-	6.0	-	6.0	-	-	-	-	-
<i>Peridinium sp. (l=15-17)</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	.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 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

Kvantitative planteplankton analyser: B o r r e v a t n

Dato =>	940426	940510	940527	940606	940616	940623	940720	940809	940825	940912	941011
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter											
Cyanophyceae (blågrønnalger)											
Anabaena solitaria f. planctonica								2.6	1.3	4.0	
Chroococcus minutus					1.3			18.0		4.0	
Microcystis aeruginosa											0.5
Microcystis reinboldii	1.6										
Woronichinia naegeliana											
Sum	1.6				1.3			20.6	1.3	9.2	0.5
Chlorophyceae (grønnalger)											
Ankara juddayi							0.5	4.2	0.5		
Ankara lanceolata							0.6				
Botryococcus braunii						0.7					
Chlamydomonas sp. (l=10)	51.0		2.8	4.6	0.9						
Chlamydomonas sp. (l=12)	17.5										
Chlamydomonas sp. (l=8)	20.1	1.6	0.8	0.3			22.5	8.5		0.3	
Chlorogonium cf. elongatum	16.2										0.6
Coelastrum asteroidesum							0.5			2.4	0.7
Coelastrum microporum					0.4		1.1		9.8		
Coelastrum sphaericum									6.4		
Cosmarium depressum				1.0	1.4	1.4	1.9	28.8	31.8	5.8	5.3
Cosmarium reniforme										7.0	
Cosmarium subcostatum								0.6	3.4	0.3	
Crucigeniella rectangularis			1.4								
Cyste av Chlorogonium maximum		8.0									
Dictyosphaerium pulchellum							1.4				
Elakatothrix biplex							0.9				
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	0.5						0.6				
Eudorina elegans		1.5									
Gonium sociale		0.2									
Gyromitus cordiformis			1.2						1.9		
Kirchneriella obesa											
Koliella longiseta	1.1						0.6				
Lobomonas sp.		10.6									
Monoraphidium convolutum								4.3			
Monoraphidium dybowskii					0.5		2.9	3.6	1.4		0.2
Monoraphidium minutum				1.1	1.1	1.7	0.5	4.2	1.9	0.3	1.4
Oocystis lacustris							0.8	4.0	2.7	1.3	1.6
Oocystis parva								4.0	10.6	1.3	0.3
Paulschulzia pseudovolvox					1.6						
Pediastrum boryanum					1.0		4.0	6.0	12.0		1.0
Pediastrum duplex							2.7	0.4	1.3		
Pediastrum tetras											
Platymonas sp.		3.2									
Pteromonas sp.	0.5										
Scenedesmus armatus			2.0	3.2	0.9	1.9	4.0	8.0		8.7	2.8
Scenedesmus bicaudatus			1.1	2.7	6.6	4.2	2.8	1.3	4.2		
Scenedesmus ecornis							4.2	4.8	13.0		9.3
Scenedesmus opoljensis								2.7		2.7	
Scenedesmus quadricauda											0.6
Scenedesmus sp. (Sc. bicalcularis ?)		3.2	17.2	7.4	3.8	2.7	2.7	2.1	15.3	4.0	
Scourfieldia complanata		1.6									
Sphaerellopsis sp. (l=20)	9.5										
Sphaerocystis Schroeteri											
Staurastrum paradoxum											
Staurastrum planktonicum					0.5	1.2	15.2	1.0	3.8	0.6	
Tetraedron caudatum									20.4		
Tetraedron minimum					0.8	0.6	0.4	176.2	38.2	22.5	15.5
Tetraedron minimum v. tetralobulatum		1.1	5.2	1.3	1.3	0.1	29.8				0.3

B o r e v a t n f o r t s .

Dato	940426	940510	940527	940606	940616	940623	940720	940809	940825	940912	941011
Gruppe	Volu	Volu	Volu	Volu	Volu	Volu	Volu	Volu	Volu	Volu	Volu
Arter											
Ubest.cocc-gr.alge (Chlorella sp.?)				0.8	0.7	3.3	13.9	9.8	13.4	0.5	0.7
Ubest.ellipsoidisk gr.alge	0.3				1.7	3.8	13.8		11.2	4.8	1.4
Ubest-gr.flagellat											
Sum	116.7	30.9	31.7	22.3	23.1	21.7	132.0	270.4	203.1	61.3	42.4
Chrysophyceae (gulalger)											
Aulomonas purdyi	1.9										
Bicosoeca sp.			2.7								
Chromulina sp.						2.3	0.2	12.5	118.6	0.1	1.1
Chrysochromulina parva			0.4								
Chrysooccus cordiformis								0.6	8.9	1.2	
Craspedomonader		3.8								0.8	
Cyster av chrysophyceer											
Desmarella moniliformis	0.6										
Dinobryon cylindricum	0.2										
Dinobryon cylindricum var. alpinum											
Dinobryon divergens		15.3									
Løse celler Dinobryon spp.		9.3		1.4	3.9						
Mallomonas akrokomos (v.parvula)		9.5	0.5		0.4						
Mallomonas spp.		4.5									
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	19.5	9.4	6.2	2.9	6.6	16.7	3.7	5.2	4.6	6.6	7.1
Små chrysonomader (<7)	29.3	44.4	37.6	10.3	16.5	36.5	3.1	20.7	18.3	8.6	16.7
Stelexomonas dichotoma	12.2										
Stone chrysonomader (>7)	32.7	94.7	25.8	12.1	10.3	5.2	5.2	12.1	37.9	2.6	10.3
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)		10.2	23.1							11.1	4.8
Ubest.chrysonomade (Ochromonas sp.?)	0.3		2.6								
Ubest.chrysophyceer											
Sum	96.7	201.5	117.3	26.7	37.8	60.7	12.2	51.0	188.3	31.3	40.0
Bacillariophyceae (kiselalger)											
Achnanthes sp. (l=15-25)											
Asterionella formosa			0.8	0.6	0.9	0.3				1.8	
Aulacoseira alpicana			2.2	5.8	9.7	10.1	1.2			3.4	1.4
Aulacoseira italica	0.4	0.5	5.3						4.5		16.2
Cocconeis piacentula									19.1		
Cyclotella glomerata		1.6	22.2	16.9	8.5	3.3	0.9			1.6	4.6
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)				0.9	2.4						
Cyclotella stelligera					4.0	4.2	3.6				
Diatoma tenuis			1.2								
Fragilaria crotonensis								79.2	620.8	78.8	2.5
Nitzschia sp. (l=40-50)				0.9							
Stephanodiscus hantzschii		13.8			29.7	118.7	11.1	3.7	11.9	11.9	29.2
Synedra acus									8.0		
Synedra sp. (l=30-40)		1.1	124.7	65.6	15.1	4.4				0.4	
Synedra sp. (l=40-70)				2.8					2.1		
Synedra ulna			1.6	1.6						36.0	12.0
Tabellaria flocculosa							0.6				
Sum	0.4	17.0	158.0	95.1	70.2	141.1	17.4	82.9	666.4	132.5	65.8
Cryptophyceae											
Cryptomonas curvata	2.4	16.0	6.0	18.0	33.3	30.0	19.2		54.8	8.8	40.8
Cryptomonas erosa			244.9	340.3	31.8	42.9	78.0	101.8	10.1	3.2	166.3
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	8.4	57.2	254.4	233.2	48.9	11.0	366.4	107.3	19.9	31.9	178.9
Cryptomonas marssonii	1.2		17.2	17.2	11.7	3.7	17.2		5.3	4.0	25.4
Cryptomonas parapyrenoidifera											
Cryptomonas sp. (l=15-18)		6.4							1.9		

B o r r e v a t n f o r t s .

D a t o ⇒		940426	940510	940527	940606	940616	940623	940720	940809	940825	940912	941011
G r u p p e	A r t e r	Volu	Volu	Volu	Volu	Volu	Volu	Volu	Volu	Volu	Volu	Volu
	Cryptomonas spp. (l=24-28)	10.4	167.0	63.6	31.8	16.8	26.0	307.4	12.4	21.2	4.4	31.8
	Katablepharis ovalis	4.8	37.1	16.2	6.2	4.8	10.7	10.0	7.2	17.2	0.5	9.7
	Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantctica)	57.9	314.0	139.9	182.7	60.1	65.2	292.0	75.6	326.7	0.3	7.6
	Rhodomonas lens	.	26.0	1.1
	Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	5.2	.	18.9	8.7	18.9	17.2	39.8	9.5	68.9	.	41.3
	S u m	90.2	623.6	761.2	838.1	226.3	206.8	1129.9	313.8	526.0	53.1	483.0
	D i n o p h y c e a e (fureflagellater)											
	Ceratium hirundinella	.	114.0	636.0	366.0	468.0	248.4	1116.0	4488.0	13446.0	7345.5	12.0
	Gymnodinium cf.lacustre	5.0	7.4	1.1	0.9	.	.	1.1	4.0	3.0	.	.
	Gymnodinium cf.uberrimum	9.0	17.6	.	2.0
	Gymnodinium fuscum	.	2.0
	Gymnodinium helveticum	2.0	.	6.0	23.4	22.4	3.6
	Gymnodinium sp. (l=14-16)	8.3	.	.
	Peridiniopsis edax	1.9	.
	Peridinium aciculiferum	.	4.0
	Peridinium inconspicuum	0.5
	Peridinium sp. (l=15-17)	6.3	43.7	4.4	1.0	2.3	0.3	.	.	15.9	.	8.7
	Peridinium umbonatum	106.6	55.2
	Peridinium willei	9.0
	Ubest. dinoflagellat (l=9-10)	.	38.2	1.9
	Ubest.dinoflagellat	1.3
	S u m	128.8	282.1	649.3	393.3	493.2	261.3	1117.1	4493.3	13473.2	7347.4	20.7
	R a p h i d i o p h y c e a e											
	Gonyostomum semen	.	.	.	1.0
	M y - a l g e r											
	My-alger	57.1	21.4	27.6	32.9	13.6	15.8	7.2	17.0	18.8	12.6	15.6
	T o t a l s u m (mm³/m³ = mg våtvekt/m³)	491.5	1176.5	1745.0	1409.3	865.5	707.3	2415.8	5249.0	15077.1	7647.4	667.9

Kvantitative planteplankton analyser: B o r r e v a t n									1
Dato →	950510	950526	950620	950721	950802	950818	950905	950926	951016
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter									
Cyanophyceae (blågrønner)									
Anabaena planctonica	26.0	57.6	2.0	.	.
Anabaena solitaria	4.2	34.3	.	.	.
Chroococcus minutus	6.7	20.1	0.7	.	.
Microcystis aeruginosa	.	.	2.0	6.4	.	.	.	20.1	.
Microcystis marginata	1.3	21.2	2.1	.	.
Radiocystis geminata	.	.	.	0.3	2.0	9.0	29.0	.	.
Snowella lacustris	.	.	.	8.0	.	30.4	48.0	80.4	78.0
Woronichinia naegeliana
Sum	.	.	2.0	14.7	40.2	172.6	81.8	100.5	78.0
Chlorophyceae (grønner)									
Ankistrodesmus falcatus	2.8	7.0	1.0	.	.
Ankyra lanceolata	1.6	.	.	.
Botryococcus braunii	.	.	.	3.2
Chlamydocapsa planctonica	.	.	.	1.9	0.8	.	0.5	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	20.3	26.5	.	.	.
Chodatella ciliata	3.2
Coelastrum asteroidum	6.1	1.5	.	.	1.5
Coelastrum microporum	9.8	.	4.9	26.5	0.5
Coelastrum reticulatum	.	.	.	1.2	0.5	0.5	1.4	3.4	0.7
Coelastrum sphaericum	.	.	1.4	39.4	21.6	5.8	3.8	1.9	.
Cosmarium depressum	0.4	.	.	.
Cosmarium granatum	63.6
Cosmarium phaseolus	.	.	.	13.3
Cosmarium sp. (l=14 b=14)
Dictyosphaerium subsolitarium	.	6.8	1.7
Elakatothrix biplex	.	.	.	0.3	.	1.1	.	.	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	.	.	.	23.9	13.3	111.3	15.3	1.7	1.0
Eutetramorus fottii	.	.	1.9	.	1.2	.	.	.	0.5
Fusula viridis	2.4	0.2	1.1	.
Gyromitus cordiformis	.	0.3
Monoraphidium contortum	.	.	0.4	0.2	1.5	4.2	0.4	.	.
Monoraphidium dybowskii	.	.	0.4	1.2
Monoraphidium minutum	.	.	.	0.8	90.1	1706.6	8.0	.	0.4
Oocystis lacustris	.	.	.	0.8	43.2	91.6	10.6	8.0	9.5
Oocystis parva	.	.	.	6.5
Oocystis solitaria	9.5
Paulschulzia pseudovolvox	.	.	3.2
Pediastrum boryanum	.	.	.	5.0	.	2.0	2.0	.	.
Pediastrum duplex	.	2.7	.	.	0.2	0.2	.	.	.
Pediastrum tetras	5.3	23.9	4.8	.	.
Scenedesmus arcuatus	1.9	.	0.8	2.1	1.6	6.4	2.7	1.6	.
Scenedesmus armatus	4.6	.	.
Scenedesmus bicaudatus	.	4.2
Scenedesmus denticulatus	.	2.9	3.2	5.6	.	9.3	1.2	1.1	.
Scenedesmus ecornis	1.1	.	.
Scenedesmus opoliensis	.	0.8	2.1	.	.	.	10.6	.	.
Scenedesmus quadricauda	.	.	10.7
Scenedesmus sp. (Sc.bicellularis)	33.4	18.9	.	.	0.8	2.1	.	.	.
Scenedesmus sp. (Sc.bicellularis ?)	.	.	.	1.2
Staurastrum paradoxum	8.4	8.0	.	0.2	.
Staurastrum paradoxum v.parvum	.	.	1.6	4.8	46.4	300.0	.	.	.
Staurastrum planctonicum	13.3	9.5	.	.	.
Tetrachlorella alternans	.	1.6	0.7	1.6	5.3	8.0	5.1	.	.
Tetraedron minimum	4.8	19.3	0.3
Tetraedron minimum v.tetralobulatum	0.4	.	.
Treuberia triappendiculata	.	.	.	21.2	28.6	25.2	.	3.6	.
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	1.4	3.1	.	.
Ubest.ellipsoidisk gr.alge
Sum	53.6	57.8	33.3	159.3	387.5	2352.4	76.6	22.5	15.2
Chrysophyceae (gullalger)									
Aulomonas purdyi	.	0.3	0.8	.	2.8
Chromulina sp.	8.0	.	1.3
Chrysochromulina parva	.	5.2	0.5	0.4	9.6	40.1	.	1.3	.
Craspedomonader	1.3	1.3	.	0.2	.	.	1.7	.	.
Dinobryon bavarium	1.7
Dinobryon crenulatum	.	.	.	0.4
Dinobryon cylindricum	0.4
Dinobryon sertularia	0.2
Lase celler Dinobryon spp.	0.9
Mallomonas akrokonos (v.parvula)	11.1	1.6
Mallomonas crassissquama	3.9
Mallomonas spp.	6.8	10.6	.	.	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	8.3	6.0	7.2	5.7	2.0	10.6	7.4	6.5	3.2
Pseudopedinella sp.	0.9
Små chrysonader (<7)	24.8	34.3	19.3	9.5	4.1	67.5	9.1	4.5	16.4
Spiniiferomonas sp.	0.3
Store chrysonader (>7)	37.9	27.6	17.2	2.6	4.3	5.2	8.6	9.5	12.9
Syncrypta sp.	3.2
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	.	.	4.0	3.2	.
Ubest.chrysonade (Ochromonas sp.?)	.	0.5
Ubest.chrysophyceae	0.3
Sum	99.0	75.2	49.4	18.7	31.0	133.9	27.7	24.9	36.9
Bacillariophyceae (kiselalger)									
Asterionella formosa	2.1	.	.	4.1	10.1	8.4	4.6	15.2	.
Aulacoseira alpigena	.	.	38.4	43.7	0.3	0.3	.	1.1	3.4
Aulacoseira distans	.	.	.	11.1
Aulacoseira italica	113.9	12.7	14.3	6.0

B o r r e v a t n forts.

Dato⇒	950510	950526	950620	950721	950802	950818	950905	950926	951016
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter									
Cyclotella glomerata	21.0	41.9	16.7
Cyclotella stelligera	7.4	14.3	.	.	.
Fragilaria construens	1.8	.	.	.
Fragilaria crotonensis	6.5	.	9.9	7.2	45.1	1067.0	1371.7	104.5	1.1
Melosira varians	.	.	.	3.0
Nitzschia sp. (l=40-50)	.	.	2.8
Stephanodiscus hantzschii v.pusillus	4.5	9.5	200.3	15.9	.	.	.	5.2	.
Stephanodiscus hantzschii	1.8	0.6	4.2	1.0	12.7	.	.	7.4	95.6
Synedra sp. (l=30-40)	162.3	1.1	5.6
Synedra sp. (l=40-70)	4.8	3.2	5.6	.	.
Synedra ulna	11.2	5.6
Tabellaria flocculosa	15.2	3.0	1.4
Sum	343.3	77.6	293.6	86.0	75.6	1091.8	1381.9	133.3	106.0
Cryptophyceae									
Cryptomonas curvata	24.0	44.0	164.0	2.0	.	1.0	.	.	348.0
Cryptomonas erosa	50.9	15.1	27.7	.	30.2	12.7	7.2	237.7	388.0
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	25.4	13.8	28.6	.	13.8	3.9	.	286.2	158.5
Cryptomonas marssonii	5.8	6.9	9.5	11.9	37.1
Cryptomonas parapyrenoidifera	40.5	57.2	.	10.3	.
Cryptomonas sp. (l=20-22)	6.4	139.9	93.0
Cryptomonas spp. (l=24-28)	21.2	18.4	79.5	0.8	30.8	18.0	0.8	63.6	127.2
Cyathomonas truncata	1.4	.	.
Katablepharis ovalis	21.9	29.6	11.4	0.7	1.7	1.4	7.2	13.1	31.8
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	34.7	127.2	4.0	0.7	64.1	140.2	8.0	52.0	40.9
Rhodomonas lens	4.2
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	.	.	.	1.6	15.9	47.7	.	11.9	25.4
Sum	190.4	394.9	417.8	5.8	197.0	282.2	24.5	686.8	1161.2
Dinophyceae (fureflagellater)									
Ceratium furcoides	25.0	10.0	.	.	.
Ceratium hirundinella	15.0	37.8	72.0	464.0	474.0	1512.0	48.0	6.0	.
Gymnodinium cf.lacustre	.	4.2	1.2
Peridiniopsis edax	1.9
Peridinium cinctum	.	.	16.0	7.0	32.0	56.0	35.0	7.0	.
Peridinium polonicum	5.0	.	50.0	.	.
Peridinium sp. (l=15-17)	.	7.6	4.4	.
Peridinium willei	27.0	.	.
Sum	16.9	49.6	88.0	471.0	536.0	1578.0	160.0	17.4	1.2
Euglenophyceae									
Trachelomonas volvocina	4.3	.	.
My-alger									
My-alger	132.9	132.9	56.0	6.8	9.5	16.6	10.3	13.8	12.9
Totalsum (mm³/m³ = mg våtvekt/m³)	836.1	788.1	940.1	762.2	1276.8	5627.6	1767.1	999.2	1411.5

Kvantitative planteplankton analyser: B o r r e v a t n

Dato =>	960523	960529	960620	960717	960807	960820	960904	961004
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter								
Cyanophyceae (blågrønnalger)								
Anabaena solitaria f.planctonica	.	.	.	1.4	.	8.8	8.8	2.7
Aphanothece sp.	.	.	.	4.8
Chroococcus minutus	5.3	.	.	.
Microcystis aeruginosa	.	.	.	5.0	.	43.5	17.1	34.5
Microcystis reinboldii	15.6	23.9	.	5.3
Snowella lacustris	.	.	.	1.1	.	.	2.7	.
Woronichinia compacta	32.7	203.2	1.7
Woronichinia naegeliana	.	6.4	16.0	12.8	.	.	1.6	.
Sum	.	6.4	16.0	24.9	20.9	108.8	233.3	44.2
Chlorophyceae (grønnalger)								
Ankyra lanceolata	.	.	.	4.1	3.2	18.6	3.6	.
Chlamydomonas sp. (l=10)	66.8	.	.
Chlamydomonas sp. (l=12)	3.2	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	.	.	.	0.5
Coelastrum asteroideum	0.7	.	.	2.0	.	.	11.2	.
Coelastrum microporum	47.7	14.3	0.4	25.0
Coelastrum reticulatum	6.4	15.8	15.4	.
Coelastrum sphaericum	.	.	.	0.4	0.8	19.5	6.0	1.0
Cosmarium depressum	.	.	.	4.3	46.3	131.6	1.2	0.4
Cosmarium margaritiferum	6.4	.	.
Dictyosphaerium subsolitarium	2.8	0.5	.
Elakatothrix biplex	0.8	.	.	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	.	.	.	1.7	73.0	.	1.2	.
Eutetramorus fottii	8.0	.	.
Franceia ovalis	0.7	.	.
Fusola viridis	2.4	.
Gyromitus cordiformis	.	.	2.8	1.9	8.6	10.1	.	0.5
Monoraphidium dybowskii	.	.	.	10.6	71.6	15.9	23.3	.
Oocystis parva	583.5	68.6	.	.
Oocystis solitaria	2.0	.	.
Pediastrum boryanum	4.0	4.0	3.0	1.0
Pediastrum duplex	.	.	.	5.3
Pediastrum tetras	.	0.2	.	.	.	4.2	.	.
Scenedesmus arcuatus	.	.	3.7	.	3.2	2.2	11.1	4.0
Scenedesmus armatus	.	.	.	1.1	2.1	.	.	.
Scenedesmus bicaudatus	.	.	2.4	1.1	29.2	2.8	8.3	0.9
Scenedesmus ecornis	.	.	0.3	.	0.8	.	.	.
Scenedesmus quadricauda	.	.	.	0.8
Scenedesmus sp. (Sc.bicellularis ?)	169.8	184.1	38.7
Sphaerocystis Schroeteri	18.8	10.6	.	.
Staurastrum paradoxum	.	.	.	0.2	8.4	13.3	1.6	.
Staurastrum paradoxum v.parvum	.	.	.	0.2	9.9	2.0	.	.
Staurastrum planktonicum	.	.	.	6.4	96.0	.	.	.
Tetraedron minimum	.	.	.	0.7	10.2	4.8	1.2	0.6
Tetraedron minimum v.tetralobulatum	11.6	7.0	0.3
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)	.	.	.	8.5	.	230.6	15.5	.
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	0.8	.	3.6	.	5.2	.	.	.
Ubest.ellipsoidisk gr.alge	10.5	9.1
Sum	196.2	200.4	51.5	43.2	940.0	748.7	109.2	33.6
Chrysophyceae (gullalger)								
Chrysochromulina parva	2.5	18.4	.	20.8	7.2	38.8	.	.
Craspedomonader	.	.	0.2	1.6	.	0.8	0.3	0.5
Dinobryon bavaricum	1.3	0.4
Løse celler Dinobryon spp.	.	.	1.4
Mallomonas caudata	.	.	.	2.9	5.2	87.5	.	.
Mallomonas spp.	7.6	27.8	.
Mallomonas tonsurata
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	2.0	0.9	2.8	0.1	2.3	1.4	3.0	6.6
Små chrysomonader (<7)	11.4	16.5	11.7	16.5	11.0	9.3	12.4	8.7
Store chrysomonader (>7)	62.0	55.1	1.7	3.4	6.0	15.5	3.4	2.6
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	1.1	1.0
Sum	80.3	92.4	17.8	45.4	31.7	160.8	48.1	18.4
Bacillariophyceae (kiselalger)								
Asterionella formosa	236.1	447.9	10.2	0.2	.	.	0.4	4.3
Aulacoseira alpigena	.	.	86.7	.	.	.	2.3	.
Aulacoseira distans	.	.	6.8
Aulacoseira granulata	0.6	.	.	.
Aulacoseira italica	117.1	117.1	20.3	.	.	0.9	.	.
Aulacoseira italica v.tenuissima	4.2
Cocconeis placentula	.	.	0.5
Cyclotella glomerata	1.2	4.1	17.5	1.4
Cyclotella radiosa	2.6	.	.
Cyclotella sp. (d=8-12 h=5-7)	.	5.3
Fragilaria capucina v.rumpens	.	0.5
Fragilaria crotonensis	.	1.3	12.1	1.1	12.1	235.5	1953.8	9.9
Fragilaria sp. (l=30-40)	.	.	1.1
Fragilaria ulna (morfortyp"acus")	0.6	1.5
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	.	7.2	4.0
Nitzschia sp. (l=40-50)	0.9	0.1
Nitzschia sp. (l=60-80)	.	.	1.2
Stephanodiscus hantzschii v.pusillus	5.3	2.4
Stephanodiscus hantzschii	4.2	1.4	636.3	.	3.2	26.9	119.1	63.1
Sum	364.5	586.4	796.6	1.3	15.9	266.2	2080.9	81.1

B o r r e v a t n forts.

Dato ⇒	960523	960529	960620	960717	960807	960820	960904	961004
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter								
Cryptophyceae								
Cryptomonas curvata	5.0	1.8	16.2	11.0	18.0	12.4	0.9	40.5
Cryptomonas erosa	.	3.4	96.2	715.5	76.8	17.6	11.3	126.4
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	3.2	3.1	46.8	362.5	254.4	.	2.6	196.6
Cryptomonas marssonii	5.1	14.6	14.6	61.2	28.6	13.3	5.8	47.7
Cryptomonas pyrenoidifera	.	.	8.0
Cryptomonas sp. (l=20-22)	29.2	3.2
Cryptomonas spp. (l=24-28)	6.0	2.8	41.2	243.8	291.5	3.5	2.8	145.8
Katablepharis ovalis	4.3	12.7	18.0	5.6	0.7	1.4	3.7	2.4
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	90.5	342.5	3.3	138.4	83.4	32.2	194.0	24.3
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	5.2	13.3	3.4	146.4	5.2	4.8	19.9	24.8
Sum	148.4	397.4	247.6	1684.4	758.6	85.1	241.0	608.5
Dinophyceae (fureflagellater)								
Ceratium hirundinella	6.0	12.0	.	6.0	6.0	48.0	186.0	.
Gymnodinium cf.lacustre	0.9	.	.	.	1.9	6.0	.	.
Gymnodinium sp. (28*25)	19.3	.	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	6.4	.	.	.
Peridiniopsis edax	13.0	11.2	.	.
Peridinium (Peridiniopsis) elpatiewskyi	1.9	.
Peridinium cinctum	.	.	.	28.0	14.0	380.0	14.0	.
Peridinium goslaviense	1.5	.
Peridinium palatinum	14.0	32.0	.	.
Peridinium polonicum	22.4	.
Peridinium raciborskii (P.palustre)	117.0	.	.
Peridinium sp. (l=15-17)	0.7	3.6	.	.	5.3	8.7	0.7	0.7
Peridinium willei	72.0	72.0	9.0	.
Ubest. dinoflagellat (l=9-10)	38.2	69.2
Sum	45.7	84.8	.	34.0	132.5	694.2	235.5	0.7
Euglenophyceae								
Trachelomonas volvocina	0.4
My-alger								
My-alger	119.6	77.7	19.8	12.2	16.3	21.4	13.6	13.9
Totalsum (mm³/m³ = mg våtvekt/m³)	954.8	1445.4	1149.4	1845.4	1916.0	2085.4	2961.5	800.7