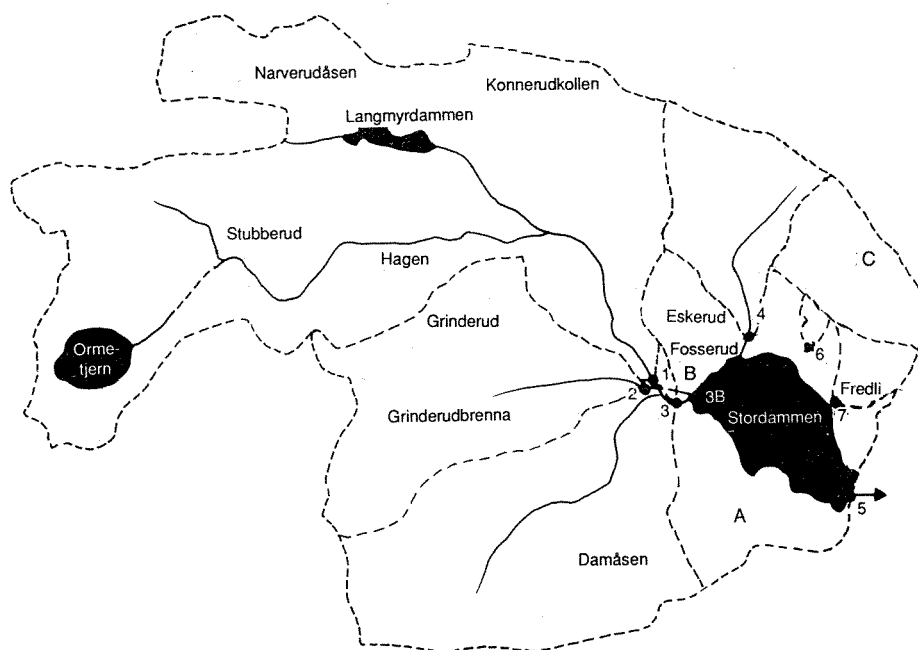


O-89242

Stordammen på Konnerud

Vannkvalitet 1990 og forslag til tiltak



NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor
Postboks 69, Korsvoll
0808 Oslo 8
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 89

Sørlandsavdelingen
Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 43 033

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752
Telefax (065) 78 402

Vestlandsavdelingen
Breiviken 5
5035 Bergen-Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.:

0-89242

Undernummer:

Løpenummer:

2543

Begrenset distribusjon:

FRI

Rapportens tittel: Stordammen på Konnerud. Vannkvalitet 1990 og forslag til tiltak.	Dato: 8. februar 1991
	Prosjektnummer: 0-89242
Forfatter (e): Bjørn Faafeng Pål Brettum Magne Grande Dag Hessen Tone Jøran Øredalen	Faggruppe: Vassdrag
	Geografisk område: Buskerud
	Antall sider (inkl. bilag): 59
Oppdragsgiver: Drammen Ingeniørvesen	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):

Ekstrakt: <p>Stordammen er en næringsrik (eutrof) innsjø pga. lang tids forurensning av urensset avløpsvann fra boliger og fra pelsdyroppdrett. Det legges fram forslag til omfattende restaurering av innsjøen, som både innebærer reduksjon av forurensningen og tiltak i selve innsjøen. Overdekking av bunnslammet med et lag grus vil hindre opphvirvling av næringsrikt slam og gir en bedre badestrand. Fjerning av fisken (brasme og vederbuk) vil gi raskere bedring av vannkvaliteten. Det anbefales å sette ut ørret.</p>

4 emneord, norske:

1. Eutrofiering
2. Innsjørestaurering
3. Biomanipulering
4. Rotenon

4 emneord, engelske:

1. Eutrophication
2. Restoration of lakes
3. Biomanipulation
4. Rotenone

Prosjektleder:

Bjørn Faafeng

For administrasjonen:

Dag Berge

ISBN 82-577-1857-2

Norsk Institutt for Vannforskning

0-89242

STORDAMMEN PÅ KONNERUD
Vannkvalitet 1990 og forslag til tiltak

dato: 7. januar 1990
Prosjektleder: Bjørn Faafeng
Medarbeidere: Pål Brettum
Magne Grande
Dag Hessen
Tone Jøran Oredalen

FORORD

Et av prosjektene som er igangsatt i forbindelse med Miljøpakke Drammen er "Vannbruksplan for Verkenselva". Målet med planen er å utarbeide forslag til planer, kartlegge problemstillinger og foreslå tiltak i forbindelse med forvaltningen av områdene langs Verkenselva fra Stordammen til Svingen. Dette omfatter både bruken av vannet og tiltak knyttet til vannkvalitet/vannføring. Planen skal også se på arealbruk og tilrettelegging i områder som har naturgitt eller bruksmessig sammenheng med denne delen av vassdraget. Hele området ligger tett opp til ganske store befolkningskonsentrasjoner og har potensiale for aktiviteter som sport, tur, bading, fiske og friluftsliv.

I "vandelen" av vannbruksplanen har NIVA vært engasjert på følgende prosjekter:

- Tiltaksrettet undersøkelse av Verkenselva
- Tiltaksrettet undersøkelse av Stordammen

Den foreliggende rapporten gjelder undersøkelsene av Stordammen. Resultatene fra undersøkelsene av Verkenselva og Svensedammen er rapportert i:

Iversen, E.R. og M. Grande 1990. Tiltaksrettede undersøkelser av Verkenselva. NIVA l.nr. 2415. 27 s.

som beskriver avfallsmengder og avrenning fra eldre gruvevirksomhet, og tiltak for å få kontroll med forurensingen.

I brev av 7. juli 1989 fra Drammen Ingeniørvesen (DIV) ble NIVA forespurt om å utarbeide forslag til tiltaksplan for Stordammen på Konnerud. Undersøkelsen skulle være "tiltaksrettet med mål om å oppnå en bedre vannkvalitet og bruk av vassdraget". Ved siden av en vurdering av vannkvaliteten i Stordammen og forslag til tiltak for bedring av denne, særlig mhp. bading og fiske, ble NIVA bedt om å:

- vurdere effekten av økt vannutskifting ved tilsetning av vann fra vannverket
- vurdere effekten av rotenonbehandling
- vurdere effekten av rensing av tilførselsbekker

Et slikt program ble utarbeidet i flere alternativer (datert 4. september og 5. oktober 1989) med forslag til varierende innsats fra Drammen kommune. Det rimeligste alternativet ble valgt, der Drammen kommune skulle foreta innsamling av bekkeprøver og stille med en person ved hver prøvetaking i Stordammen. DIV har vært behjelpelig med

å skaffe nødvendig informasjon om antall bosatte, tilknytning til renseanlegg, og annen informasjon som kunne ha betydning for forurensning av Stordammen. Konnerud jeger- og fiskerforening skulle foreta prøvefiske i Stordammen etter anvisning av NIVA.

Stordammen er tidligere undersøkt av NIVA i 1977-78 og resultatene er rapportert i:

Knutzen, J. og H. Holtan 1978. Overvåking av Verkenselva, Konnerud. Resultater 1977. NIVA 0-55/75. 23s.

Knutzen, J. 1979. Overvåking av Verkenselva, Konnerud. Resultater 1978. NIVA l.nr. 1120. 29s.

Tone Jøran Oredalen har hatt ansvar for NIVAs prøveinnsamling, samt registrering av data på EDB. Pål Brettum har artsbestemt planteplanktonet, mens Dag Hessen har artsbestemt dyreplanktonet. Magne Grande har vurdert data fra prøvefisket. Bjørn Faafeng har vært NIVAs prosjektleder.

Bak i denne rapporten finnes en liste med forklaring på faguttrykk.

INNHold

	side FORORD
1	
1. KONKLUSJONER OG SAMMENDRAG	4
2. VASSDRAGSBESKRIVELSE	7
2.1 Stordammen og nedbørfeltet	7
2.1.1 Beskrivelse av vassdraget	7
2.1.2 Forurensningsproduksjon	10
2.2 Gjennomføring av undersøkelsen	13
3. VANNKVALITET	14
3.1 Tilførselsbekker	14
3.1.1 Vannføring	14
3.1.2 Bakterier	14
3.1.3 Næringsstoffer	18
3.2 Stordammen	27
3.2.1 Temperatur, siktedyp, turbiditet og oksygen	27
3.2.2 Næringsstoffer	30
3.2.3 Planteplankton	34
3.2.4 Dyreplankton	36
3.2.5 Fisk	38
3.2.6 Vurdering av trofigrad	40
4. BEHOV FOR TILTAK	41
4.1 Reduksjon av forurensningstilførsler	41
4.2 Tiltak for å dempe opphvirvling av løst bunnslam	43
4.3 Økt fortykning med rentvann	44
4.2 Endring av fiskebestanden	45
LITTERATUR	48
ORDFORKLARING	49
VEDLEGG	51

1. KONKLUSJONER OG SAMMENDRAG

1.1 Konklusjoner

- *Stordammen ligger nær store befolkningskonsentrasjoner og har stor betydning for rekreasjon, bading og fiske*
- *Vannkvaliteten er fortsatt dårlig pga. tilførsler av urensset avløpsvann gjennom lang tid fra husholdninger og fra pelsdyroppdrett*
- *For å bedre vannkvaliteten bør flere tiltak settes i verk samtidig, både for å hindre ytterligere forurensing og for å dempe negative effekter av forhold i selve innsjøen.*
- *Avrenning fra en pelsdyrfarm og enkelte lekkasjer på ledningsnett for avløpsvann bør bringes under kontroll snarest*
- *Boliger nær hovedvei på øst- og nordsida av dammen bør i nær framtid kobles til det kommunale ledningsnett*
- *For å hindre opphvirvling av løst, næringsrik bunnslam bør bunnen ned til 3 meters dyp overdekkes med sand og grus*
- *Fisken i Stordammen, særlig brasme og vederbuk, har negative effekter på vannkvaliteten og bør derfor fjernes vha. rotenon. Senere kan ørret settes ut. Dette vil bidra til raskere bedring av vannkvaliteten, og kan gi grunnlag for et attraktivt fiske*
- *Det anbefales å gjennomføre et enkelt måleprogram i Stordammen for å følge endringer i vannkvaliteten etter at tiltakene er satt i verk.*

1.2 Sammendrag

Stordammen er fortsatt en næringsrik innsjø med betydelig vekst av planteplankton og med kraftig oksygenforbruk mot bunnen. De høye konsentrasjonene av planteplankton bidrar sammen med opphvirvling av bunnslam til grumsete og lite tiltalende vannkvalitet gjennom store deler av sommeren.

2/3 av boligene i nedbørfeltet, tilsvarende 184 personekvivalenter, er ikke tilkoblet det kommunale avløpsnett. Selv om enkelte av disse har biologisk toalett eller oppsamling i tette tanker, bidrar mange husstander til forurensning av Stordammen. Dette ser særlig ut til å gjelde boliger som ligger på øst- og nordsida av dammen. Tilkobling av disse til renseanlegget, eller tilfredsstillende lokale løsninger, vil bidra til bedret vannkvalitet i Stordammen.

Avrenning av ekskrementer, urin og forspill fra en pelsdyrfarm føres ukontrollert til Stordammens østside. Målinger i en grøft som leder ut i Stordammen viser av dette er en betydelig forurensingskilde. For å unngå forurensning av Stordammen må dette samles opp på tette flater og føres til renseanlegg.

Økt boligbygging i Stordammens nedbørfelt vil føre til ytterligere forurensning dersom det ikke bygges et oppsamlingsnett av høy kvalitet. Store boligfelter bidrar også til større andel av "tette flater" som dels kan bidra til forurensning, og dels føre til redusert naturlig gjennomspyling av Stordammen. Sistnevnte kan kompenseres ved tilføring av rentvann fra drikkevannsnettet om sommeren.

Erfaringer fra andre innsjøer tilsier at den type fiskebestand som vi finner i Stordammen også bidrar til dårligere vannkvalitet. Under skisseres tiltak som kan motvirke dette.

Fiskebestanden domineres av store mengder brasme, som kan virke negativt på vannkvaliteten på to måter: Brasmen spiser effektivt opp store former for dyreplankton som normalt bidrar til å holde planteplanktonet i sjakk. I Stordammen finnes derfor bare små og lite effektive "algebeitere" i dyreplanktonet. For det andre leter brasmen etter føde ved å rote opp store mengder bunnslam. Dette bunnslammet er næringsrikt etter lang tids forurensning. På den måten tilføres vannet ny plantenæring som ellers ville ha vært utilgjengelig for planteplanktonet.

Analyser av fosforinnholdet i Stordammen viser sterkt økende verdier utover sommeren. Dette kan dels forklares av fiskens aktivitet som beskrevet over. Observasjonene i 1990 viser også at vinden kan hvirvle opp løst, næringsrikt bunnslam i denne grunne innsjøen. Kombinert med høy pH kan dette bidra til økt tilførsel av fosfor til algene.

Overdekking av dette løse slammet med grovere sand og grus, særlig i de grunnere områdene, kan bidra til å dempe denne effekten.

Det anbefales derfor at Stordammen tømmes for vann og forblir tom gjennom en vinter. I denne perioden kan det kjøres på sand og grus på arealer ned til 3 meters dyp, totalt ca. 8000 m³ masse. Det bør vurderes om arealer ved badestranda bør dekket med separasjonsduk før overdekking for å gjøre tiltaket mer varig.

I den resterende vannmengden etter uttapping vil det være forholdsvis enkelt å fjerne fiskebestanden vha. fiskegiften rotenon om høsten. Fiskebestanden kan også reduseres betydelig ved hardt fiske, men dette tiltaket vil ikke ha varig effekt. Påfølgende vår kan det settes ut ny og mer attraktiv fisk, som f.eks. ørret. Tidligere utsetting viser at ørret har muligheter for god vekst i Stordammen.

Overføring av vann fra vannverket på Bremsa vil kunne ha en positiv effekt i Stordammen i perioder med lite naturlig tilsig på sommeren. Dette kan bli aktuelt når Konnerud får vannforsyning fra Glitre.

2. VASSDRAGSBESKRIVELSE

2.1 Stordammen og nedbørfeltet

Beskrivelse av vassdraget

Stordammen ligger 245 m.o.h. i Drammen kommune i Buskerud. Stordammen og dens nedbørfelt (figur 2.1) på Konnerud danner øvre deler av Sandeelvas nedbørfelt. Vassdraget drenerer mot sørøst og sør og renner ut i sjøen i Sandebukta.

Der Stordammen ligger i dag lå opprinnelig et lite tjern, Eskerudtjernet. Pga. omfattende gruvevirksomhet i området ble det behov for et større vannmagasin og Stordammen ble derfor bygget i perioden mellom 1741 og 1749.

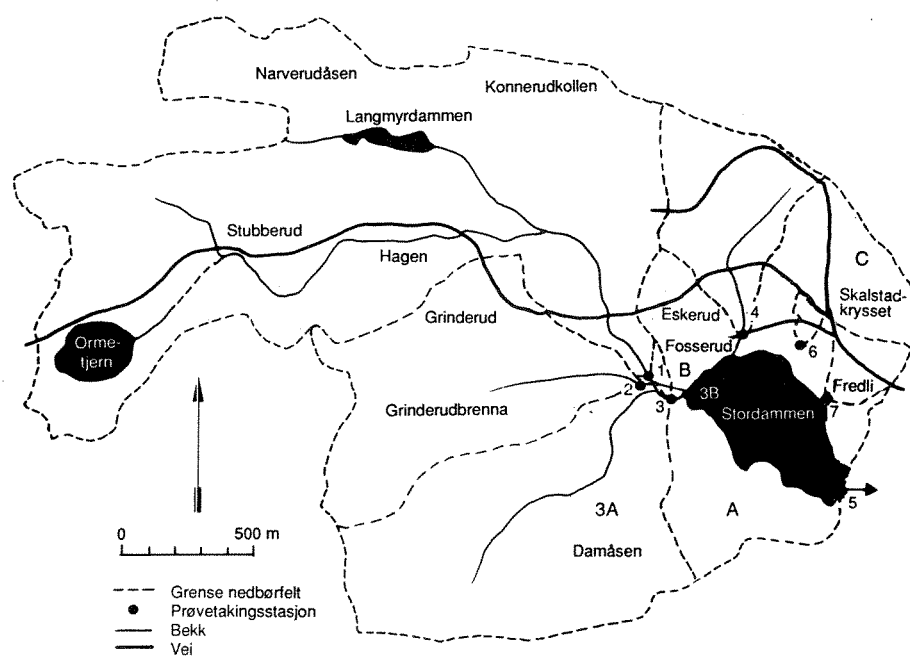
Tabell 2.1 Omtrentlige arealer i Stordammens nedbørfelt av forskjellige typer, Stordammen ikke medregnet

skog og myr	3.8 km ²
jordbruksareal	0.3 km ²
bebodd areal	0.3 km ²
vannareal	0.1 km ²
Totalt areal	4.5 km²

Stordammen ligger nær store befolkningskonsentrasjoner på Konnerud og har et betydelig potensiale for bading, fiske og rekreasjon. Det foreligger planer om økt utbygging av boligfeltet i området. Ønsket om å beskytte vassdraget mot forurensing for bevare det til rekreasjonsformål skaper behov for undersøkelser av vannkvalitet og forurensningskilder.

Pga. tilsig av plantenæringsstoffer fra urensset kloakkvann og fra landbruksaktiviteter har vannet store deler av sommeren vært grumset og uklart og i perioder grønnfarget av algeoppblomstringer.

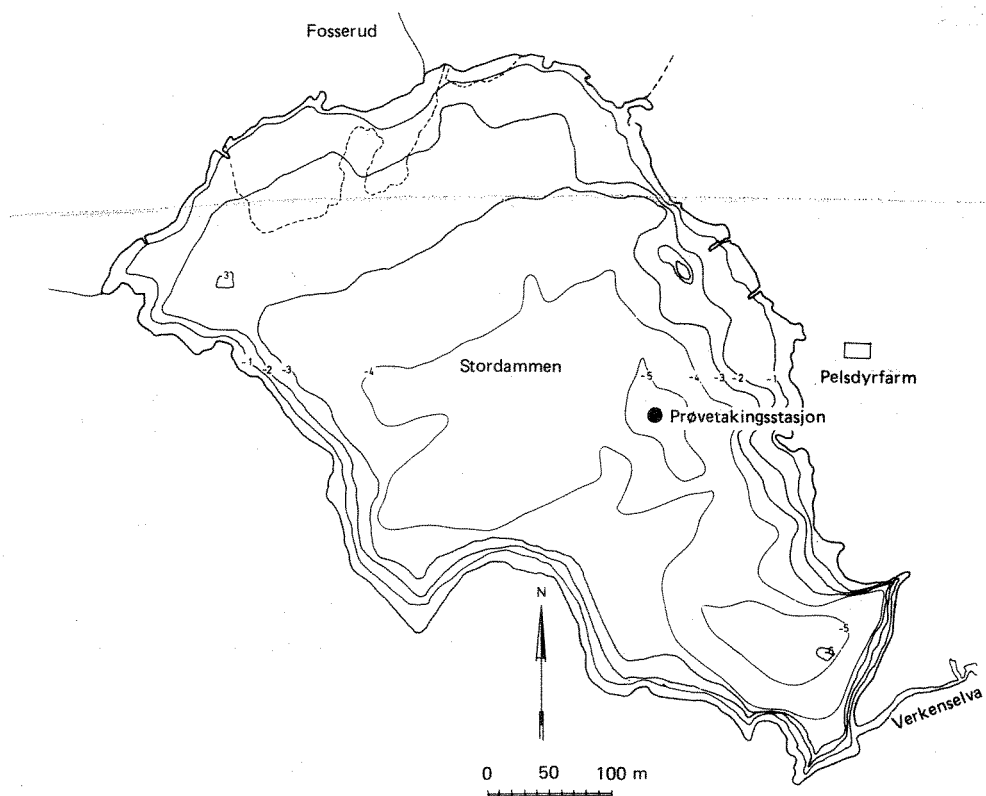
Stordammen er tidligere undersøkt av NIVA i forbindelse med en undersøkelse av hele Sandevassdraget i 1967-68 (Gjessing 1969), og ved overvåking av vannkvaliteten i Verkenselva i 1977-78 (Knutzen og Holtan 1978, Knutzen 1979). Særlig den sistnevnte undersøkelsen viste at Stordammen var næringsrik pga. forurensning fra nedbørfeltet og det ble påvist høye konsentrasjoner av planktonalger om sommeren.



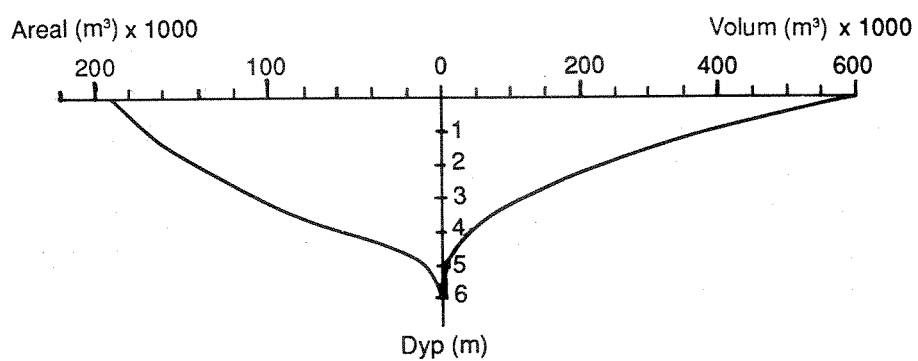
Figur 2.1 Kart over nedbørfeltet med prøvetakingsstasjoner (1-7) og deres nedbørfelter. Ikke målte restfelter merket A-C

Tabell 2.2 Stordammens areal, volum og maksimale dyp (fra Knutzen 1979)

Innsjøareal	0.19 km ²
Volum	570.000 m ³
Maksimaldyp	6 m
Middeldyp	3 m
Teoretisk oppholdstid	60 døgn



Figur 2.2 Dybdekart over innsjøen (fra Knutzen 1979)



Figur 2.3 Hypsografisk kurve

2.1.2 Forurensningsproduksjon

Arealfordeling

Innsjøens nedbørfelt er delt inn i delfelter etter de aktuelle målestasjoner i bekkene (figur 2.1). Delfeltene arealer er beregnet ved planimetering fra kart 1:5000. Arealet av delfeltene 6 og 7 er beregnet av DIV (Drammen Ingeniørvesen).

Tabell 2.2 Delfeltarealer: målte felter (1-7), og restfelter (A-C)

delfelter	areal (km ²)
Felt 5 (hele nedbørfeltet inkl. Stordammen)	4.46
Stordammens nedbørfelt	4.27
Felt 1 (Ormtjern, Langmyr, Frydenberg)	2.18
Felt 2 (Grinderud)	0.62
Felt 3 (felt 1 + felt2 + restfelt)	3.64
delfelt 3A (Damåsen)	0.83
delfelt 3B (NV for stasjon 3)	0.01
Felt 4 (Eskerud, Grubegata)	0.29
Felt 6 (S for Skalstadkrysset)	0.01
Felt 7 (Fredli)	0.11
restfelt A (S og V for Stordammen)	0.22
restfelt B (Hesthagen, Fosserud)	0.12
restfelt C (fratrasket felt 6 og 7)	0.26

Bosatte

Ved en registrering i 1979 var det 179 boliger i nedbørfeltet, hvorav bare 8 var tilknyttet det kommunale avløpsnett (DIV 1979).

Drammen Ingeniørvesen oppgir at ialt 290 personer er fast bosatt i nedbørfeltet til Stordammen i 1990. I tillegg kommer 9 personer (personekvivalenter) som har fast arbeidsplass i nedbørfeltet. Av de ialt 299 personekvivalentene i feltet, har 184 ikke tilkobling til det kommunale avløpsnett, dvs. at de har "egen løsning" som: oppsamling i tett tank, biologisk toalett, spredegrøft eller direkte utslipp til vassdrag.

Det er også et antall hytter i området, men det foreligger ikke nok opplysninger til å vurdere forurensningsmengden fra disse. Det antas at samlet bidrag fra hyttebebyggelsen er lite.

Vi regner at hver person i gjennomsnitt produserer 1.7 g fosfor og 12 g nitrogen per døgn (Holtan og Åstebøl 1990). I overslaget under har vi regnet at 5% av produsert forurensning fra husstander som er tilkoblet det kommunale ledningsnett tapes til vassdraget pga.

feilkoblinger, overløp, kloakkstopp og utette ledninger. Hvis vi tilsvarende regner at 30% av ikke-tilkoblet avløpsvann finner veien til Stordammen får vi fram noen et grovt overslag over næringsstofftilførslene fra husholdninger:

Tabell 2.3 Anslag over tilførsler av fosfor og nitrogen fra husholdninger til Stordammen (kg/år)

	fosfor	nitrogen
115 tilkoblet kommunalt ledningsnett	4	25
184 uten tilkobling	34	242
Ialt fra befolkning	38	266

Landbruksaktivitet

Ifølge opplysninger fra Landbrukskontoret i Drammen kommune skal det være omlag 300 da jordbruksareal i nedbørfeltet, hvorav bare 100 da blir dyrket i dag. Forøvrig foreligger ikke detaljerte opplysninger om landbruksaktiviteten. Bortsett fra to gårder som driver med husdyr antas det at landbruksaktiviteten i feltet er lav. Det oppgis at ingen driver gårdsdrift på heltid.

På Fredli er det en pelsdyrfarm med ca. 200 sølv- og blårev. I 1979 ble det registrert at:

"burene står på peler med nettinggulv. Ekskrementer og urin havner direkte på bakken under og ekskrementene blir fraktet bort til komposthauger av og til. Det vil m.a.o. ofte ligge ekskrementhauger under burene."..."Etter 3-4 år blir komposten spredd utover, bl.a. enga ned mot Stordammen."

Det opplyses også at det er lagt drenerør under burene som leder vannet til Stordammen via en grøft (vår st. 7). Avløpsforholdene skal ikke være endret siden denne registreringen. Dette er uakseptabelt fra et forurensningssynspunkt.

I Stubberudveien drives kyllingoppdrett med konsensjon på maksimalt 30.000 dyr per år. Denne produksjonen fører også til en betydelig mengde gjødsel og annet avfall som er sterkt forurensende dersom det ikke blir håndtert tilfredsstillende.

Mulig forurensningsproduksjon fra disse to gårdene er beregnet ut fra spesifikke verdier fra Holtan og Åstebøl (1990). Da det ikke foreligger detaljerte opplysninger, er det regnet med at det er omtrent like mye blårev og sølvrev. Det er regnet med at det

produseres 30.000 kyllinger per år.

Tabell 2.4 Forurensningsproduksjon fra husdyrgjødsel (kg per år)
Bare en liten, men ukjent andel av dette når fram
til vassdraget

	fosfor	nitrogen
200 rev	340	1770
30.000 kyllinger	420	1590
Ialt	760	3360

Det er ikke mulig å tallfeste hvor mye av dette som tilføres vassdraget. Det er helt avhengig av hvordan gjødsla samles opp og håndteres, og hvor beskyttet vassdraget er mot de aktuelle forurensningskildene. Våre målinger gir grunn til å tro at betydelige mengder forurensing vaskes ut i Stordammen fra revefarmen. Målinger i grøfta ved stasjon 7 bekrefter dette. Derimot ser det ikke ut til at kyllingfarmen bidrar til forurensing vassdraget. Dette skulle i så fall kunne påvises ved vår st. 1, men det har ikke vært tilfelle.

Avrenning (utvasking) av gjødselsstoffer fra dyrket mark kan bare grovt anslås ved å sammenlikne med tidligere undersøkelser på tilsvarende områder. Holtan og Åstebøl (1990) angir avrenningskoeffisienter fra Buskerud i området 60-100 g fosfor/da og år og 2.1-3.0 kg nitrogen per daa og år. Bruker vi de laveste koeffisientene pga antatt lav dyrkingsintensitet, kan vi anslå følgende avrenning til vassdraget:

Tabell 2.4 Beregnet avrenning/utvasking fra dyrket mark (kg per år):

	fosfor	nitrogen
100 da dyrket mark	6	210

Utvasking av næringsstoffer fra jordbruksarealer er altså uten særlig betydning i dette nedbørfeltet.

Bakgrunnsavrenning fra skog og myr:

Holtan og Åstebøl (1990) oppgir følgende avrenningskoeffisienter for det aktuelle området: 88 kg nitrogen og 6 kg fosfor per km² og år.

Dersom vi regner at innsjøareal (Ormtjern og Langmyrdammen) utgjør 0.06 km², landbruksareal 0.3 km² og bebodd areal ca. 0.1 km², blir skog- og myrarealer tilsammen ca. 3.8 km². De aktuelle avrenningskoeffisientene gir følgende avrenningstall:

Tabell 2.5 Beregnet avrenning fra skog- og myrarealer (kg/pr)

	fosfor	nitrogen
bakgrunnsavrenning	23	334

Det må bemerkes at denne type tilførsler i stor grad er bundet til partikler som er lite tilgjengelig for algevekst.

2.2 Gjennomføring av undersøkelsen

Det ble samlet inn vannprøver fra 7 bekkestasjoner (se figur 2.1) på ialt 11 datoer (tabell 2.6).

Tabell 2.6 Datoer for prøvetaking i bekkene

27. november 1989
11. desember "
8. januar 1990
5. februar "
5. mars "
2. april "
7. mai "
11. juni "
2. juli "
6. august "
24. september "

Prøvetaking på stasjonene 1 og 2 ble kuttet ut etter juni 1990 etter ønske fra oppdragsgiveren.

Bekkevannet ble analysert på følgende parametre: total fosfor, fosfat, total nitrogen, nitrat, kimtall, totale koliforme bakterier og termostabile bakterier.

Det ble tatt vannprøver fra Stordammen over innsjøens dypeste punkt (se figur 2.2). Vannprøver ble samlet inn som blandprøver mellom 0

og 3 meters dyp på følgende datoer i 1989 og 1990:

Tabell 2.7 Datoer for prøvetaking i Stordammen

7. mai
28. mai
21. juni
11. juli
30. juli
23. august
10. september

Følgende parametre ble målt på blandprøven: konduktivitet, turbiditet, farge (filtrent), total fosfor, total nitrogen, nitrat, klorofyll og termostabile koliforme bakterier. I tillegg ble siktedyp målt hver gang, samt en dybdeprofil av temperatur og oksygen.

Det ble også tatt prøver for kvantitativ analyse av planteplankton og dyreplankton.

3. VANNKVALITET

3.1 Tilførselsbekker

3.1.1 Vannføring

Rammene for denne undersøkelsen ga ikke mulighet for måling av vannføring i noen deler av nedbørfeltet i 1990. Estimer av vannføring er derfor kun basert på midlere avrenning per år fra NVEs hydrologiske kartverk. Dette gir stor usikkerhet i anslaget av tilført mengde fosfor og nitrogen gjennom de forskjellige tilløpsbekkene. Dette gjør bl.a. at det ikke kan ventes godt samsvar mellom teoretisk beregnet og "målte" tilførsler til Stordammen.

3.1.2 Bakterier

Kimtall, totale koliforme og termotabile koliforme (tarmbakterier) for tilløpsbekkene og utløpet av Stordammen er vist i tabell 3.1. Median-verdier er vist i tabellen. Median-verdien er den midterste av alle målingene i en måleserie når disse er sortert i stigende rekkefølge. Årsaken til at median-verdiene er vist og ikke f.eks. gjennomsnittet, er at medianen er mer representativ når det finnes enkelte svært høye eller svært lave verdier i materialet.

Disse tre nevnte gruppene bakterier inngår i rutinemessige analyser av drikkevann og brukes til å påvise evt. påvirkning fra urensset avløpsvann eller sig fra husdyrgjødsel.

Termotabile bakterier er sikre indikasjoner på tilførsel av avføring fra mennesker eller varmblodige dyr og bør ikke forekomme i bekker og elver.

Tabell 3.1 Mediane konsentrasjoner av bakterier

stasjon	kimtall (per ml)	totale koliforme (per 100 ml)	termostabile koliforme (per 100 ml)
1	181	1.5	0.5
2	123	2.0	0.0
3	160	4.9	0.9
4	1705	25.4	11.9
5	302	1.0	0.0
6	12327	2595.1	675.9
7	1600	143.5	96.6

Tabellen viser at stasjonene 1, 2 og 3, som drenerer store arealer vest og nordvest for Stordammen, er lite påvirket av bakterier. Stasjon 4 viser derimot tydelig påvirkning fra husdyrgjødsel eller fra urensset avløpsvann, mens de to stasjonene 6 og 7 har svært høye konsentrasjoner av bakterier, også av ferske tarmbakterier (termostabile koliforme bakterier). Resultatene fra stasjonene 4, 6 og 7 er betenkelig ut fra et hygienisk synspunkt, både mhp. barn som måtte leke langs disse grøftene og mhp. badevannskvaliteten like ved utløpet av bekkene i Stordammen. Drammen Ingeniørvesen antyder i sine oversikter at det trolig er lekkasje i en septiktank oppstrøms st. 6.

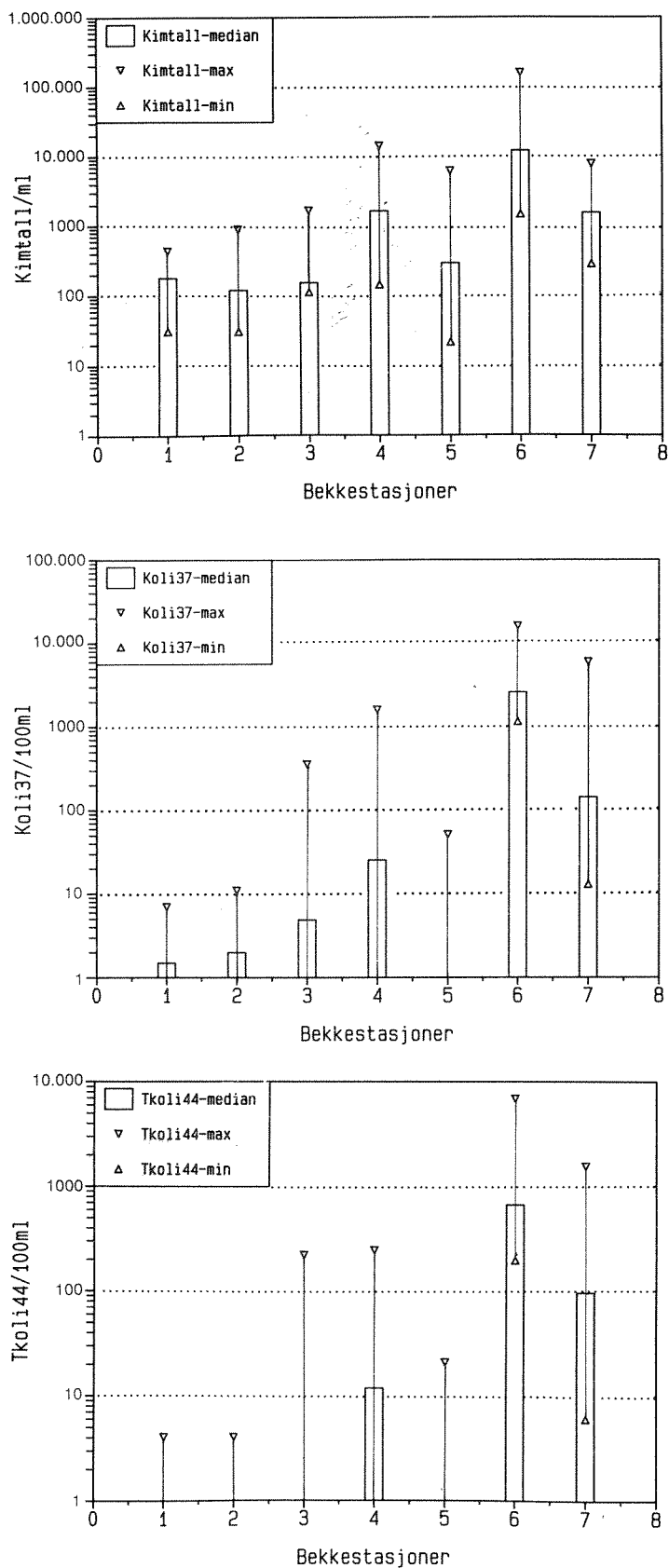
Ved gjennomføring av tiltak mot forurensning av Stordammen bør en derfor prioritere de områder som tilføres st. 4, 6 og 7. En bør også ha oppmerksomhet på ikke målte restfelter på øst- og nordsida av Stordammen (dvs. restfeltene B og C i figur 2.1).

Tabell 3.2 Mediane konsentrasjoner av bakterier på st. 4 og 5 fra 1977

stasjon	kimtall	totale koliforme	termostabile koliforme
4	1900	310	80
5	272	89	8

Bakterieinnholdet på stasjon 4 og 5 viser lavere verdier i 1977 enn i 1989-90. Dette indikerer, med forbehold om at det er tatt relativt få prøver, at den sanering av kloakkutslipp som er foretatt har gitt visse resultater, men at st. 4 fortsatt er tydelig påvirket. Denne undersøkelsen kan ikke gi svar på hvor i dette feltet de viktigste forurensningskildene befinner seg.

Bakterie-resultater fra bekkene i 1990 er vist i mer detalj i figur 3.1. Det er viktig å merke seg at resultatene er presentert i



Figur 3.1 Bakterieinnhold i tilløpsbekkene i 1990. Kimtall, totale koliforme og termotabile koliforme.

logaritmisk skala. Figuren bekrefter at stasjonene 1, 2, 3 og 5 er lite påvirket av tarmbakterier, at st. 4 er tydelig påvirket, og at st. 6 og 7 er sterkt påvirket.

I figur 3.2 er tilsvarende resultater fra st. 4 og 5 vist fra undersøkelsen i 1977. Særlig st. 5 viser markert bedret bakteriologisk vannkvalitet. For st. 4 er det også markert reduksjon i innholdet av tarmbakterier siden 1977, men denne bekken er fortsatt tydelig påvirket av urensset avløpsvann.

3.1.3 Næringsstoffer

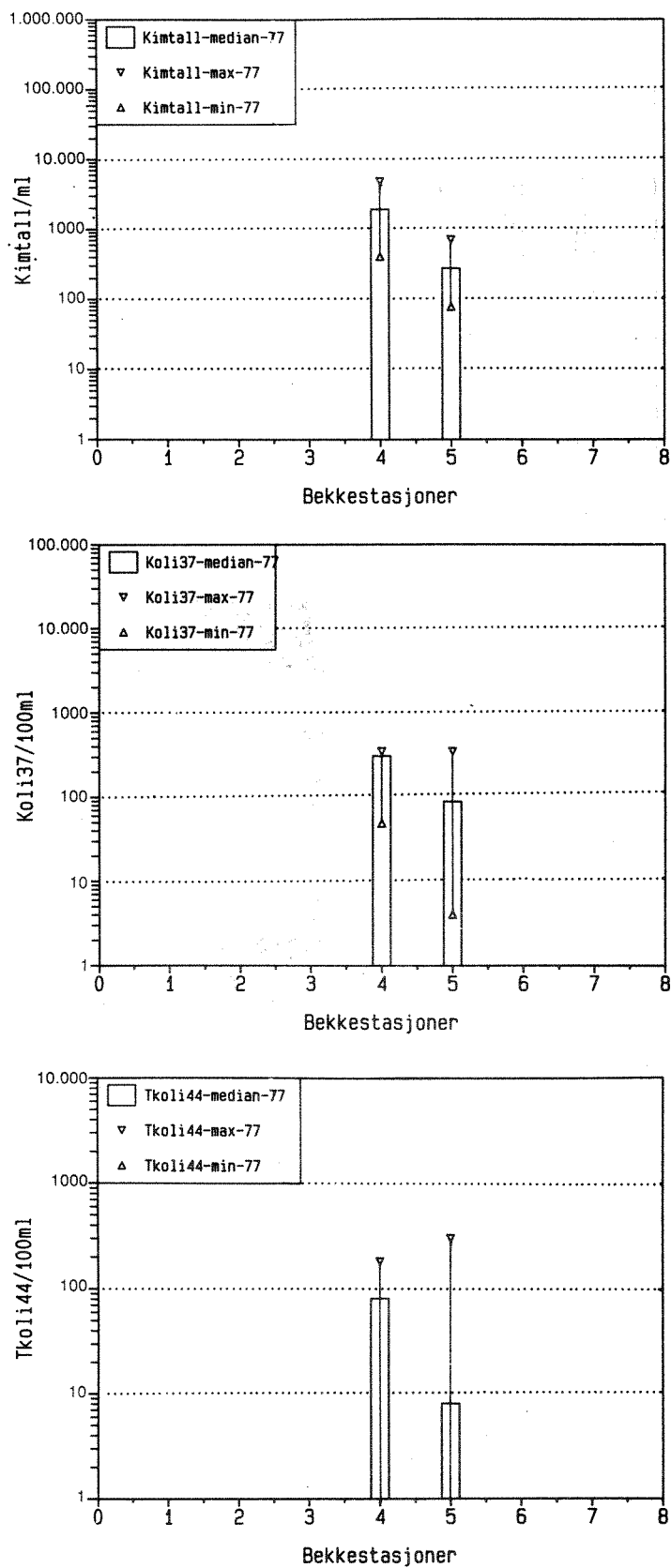
Plantenæringsstoffene fosfor og nitrogen stimulerer veksten av planteplankton i innsjøer. Dette gjelder særlig oppløste forbindelser, som fosfat (PO_4), nitrat (NO_3) og ammonium (NH_4).

Resultater fra målinger i bekkene er presenert i figurene 3.1 - 3.4. For sammenlikningens skyld har vi beregnet medianverdier for hver av bekkene vist i tabell 3.3.

Tabell 3.3 Mediane konsentrasjoner av fosfor og nitrogen (mg/m^3)

stasjon	total-P	PO_4 -P	total-N	NO_3 -N
1	3.0	0.5	1174	982
2	3.0	0.5	819	750
3	3.0	1.0	1100	825
4	37.0	24.0	1200	935
5	13.0	1.0	700	470
6	222.9	206.1	3342	1430
7	489.9	380.5	3901	3401

Igjen viser resultatene at st. 1, 2 og 3 er lite påvirket av forurensning. St. 4 er tydelig påvirket og st. 6 og 7 er meget sterkt belastet med avløpsvann.

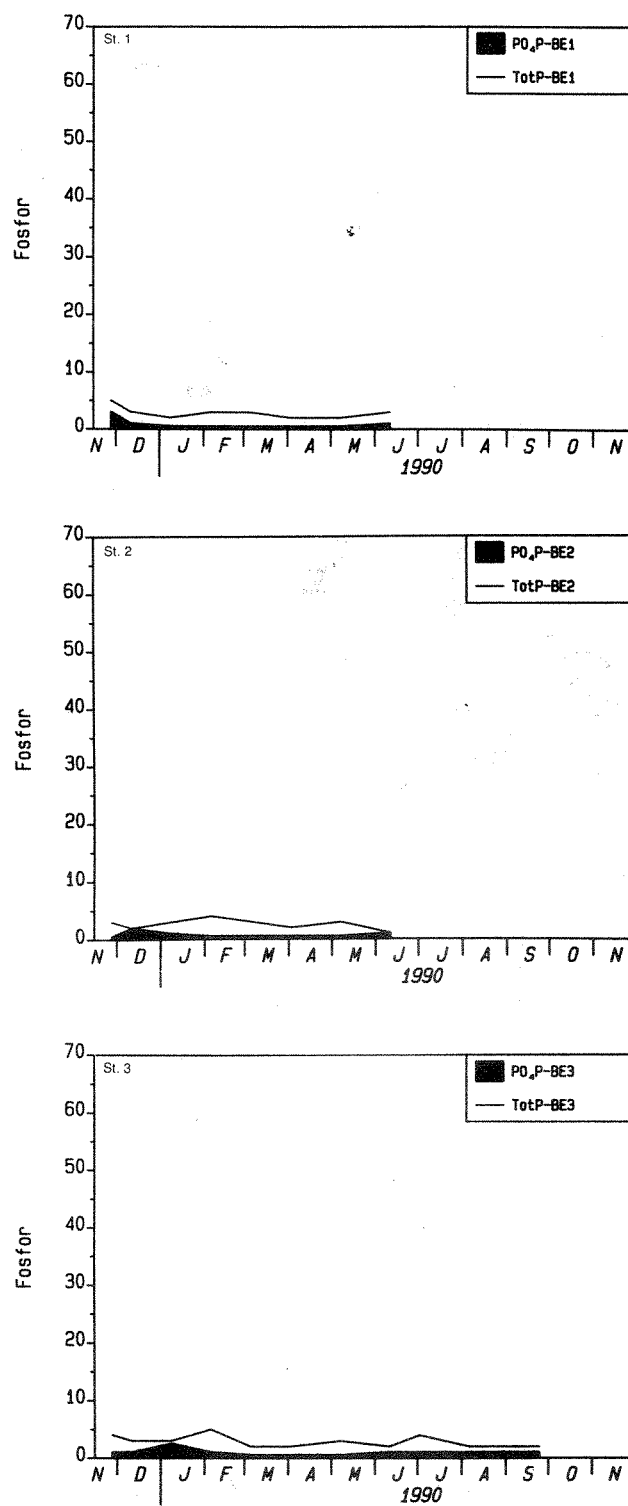


Figur 3.2 Bakterieneinnhold på st. 4 og 5 i 1977. Kimtall, totale koliforme og termostabile koliforme.

Til sammenlikning er også tilsvarende verdier fra undersøkelsen i 1977 vist for st. 4 og 5 i tabell 3.4. Fosforverdiene vil være særlig påvirket av antallet prøver og tid på året. Det antas at dette er viktigste årsak til reduksjonen på stasjonen ved utløpet (st.5). Dersom også verdiene fra selve Stordammen tas med var medianverdien 22 mg/m³ i 1990.

Tabell 3.4 Mediane konsentrasjoner av fosfor og nitrogen (mg/m³) fra st. 4 og 5 1977

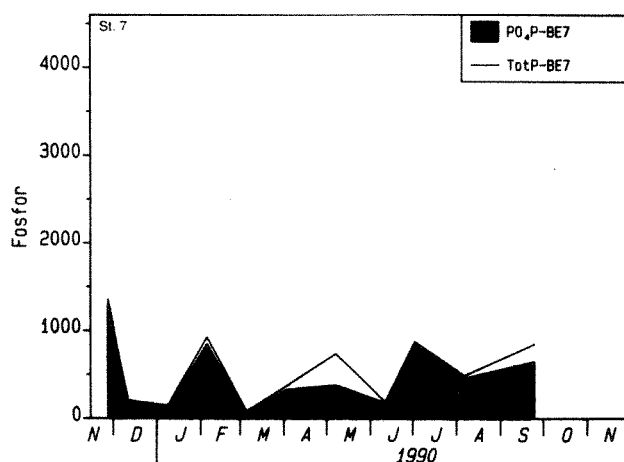
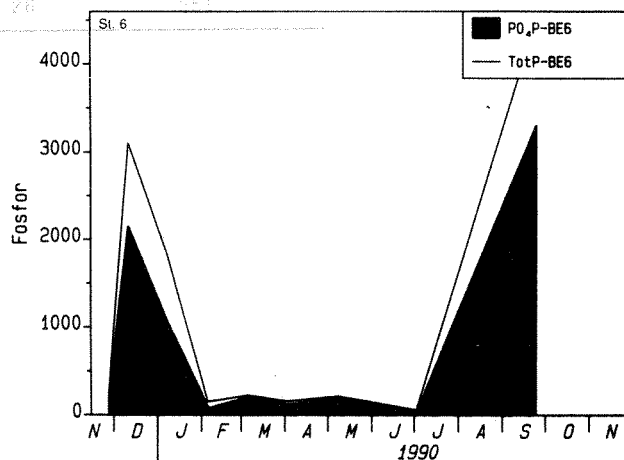
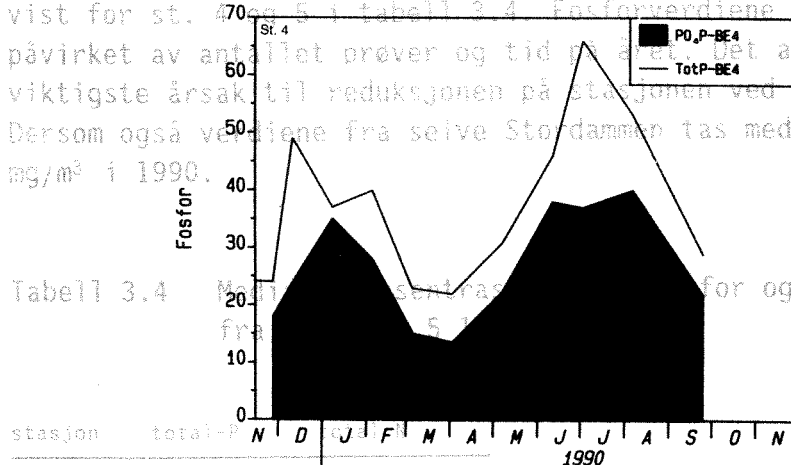
stasjon	total-P	total-N
4	25	496
5	26	551



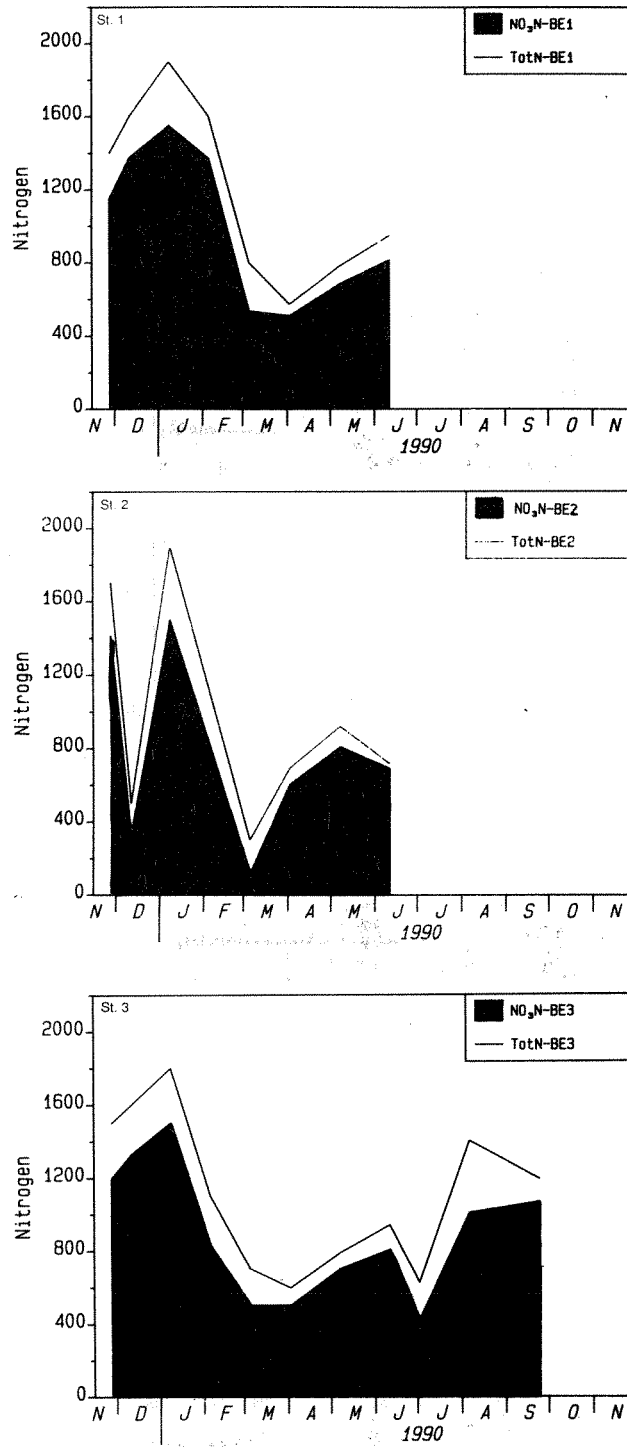
Figur 3.3 Fosforkonsentrasjon på bekkestasjoner 1, 2 og 3 1989-90

Til sammenlikning er også tilsvarende verdier fra undersøkelsen i 1977 vist for st. 5 i tabell 3.4. Fosforverdiene vil være særlig påvirket av antallet prøver og tid på året. Det antas at dette er viktigste årsak til reduksjonen på stasjonen ved utløpet (st.5). Dersom også verdiene fra selve Stordammen tas med var medianverdien 22 mg/m³ i 1990.

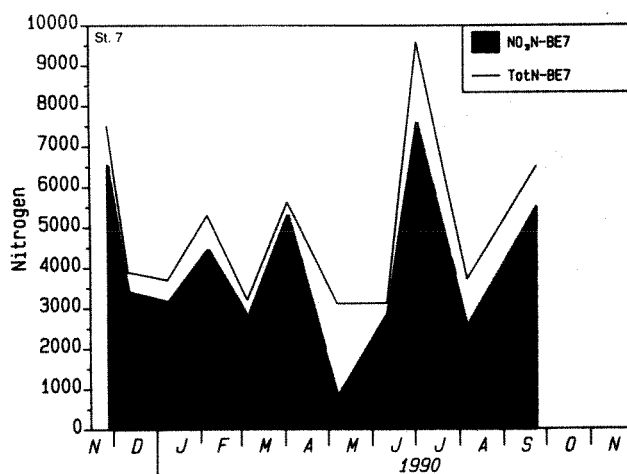
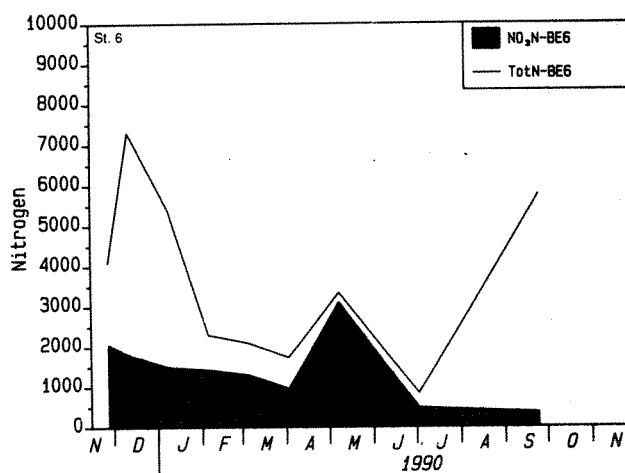
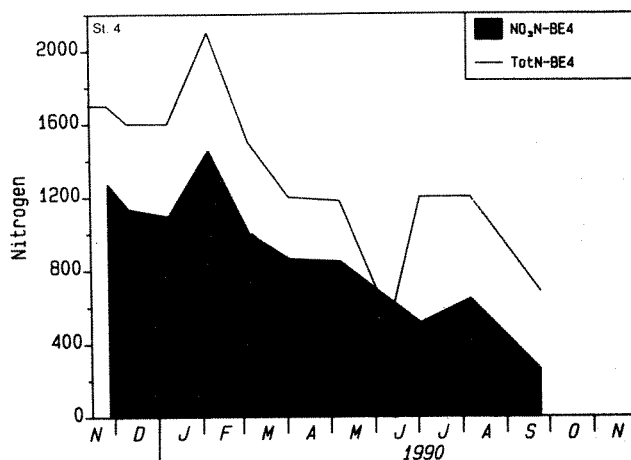
Tabell 3.4 Mediankonsentrasjon av fosfor og nitrogen (mg/m³)



Figur 3.4 Fosforkonsentrasjon på bekkestasjoner 4, 6 og 7 1989-90
NB! annen skala enn fig. 3.3 for st. 6 og 7



Figur 3.5 Nitrogenkonsentrasjon på beekkestasjoner 1, 2 og 3 1989-90



Figur 3.6 Nitrogenkonsentrasjon på bekkestasjoner 4, 6 og 7 1989-90
NB! annen skala enn fig. 3.5 for st. 6 og 7

Tabell 3.5 Grovt overslag over forurensningstilførsel fra de målte bekkestasjoner i 1990 beregnet fra normal nedbør og median stoffkonsentrasjon

Felt	Areal (km ²)	Fosfor		Nitrogen	
		median kons. (mgP/m ³)	transport (kg/år)	median kons. (mgN/m ³)	transport (kg/år)
1	2.18	3	3.7	1174	1453
2	0.62	3	1.1	819	288
3	3.64	3	6.2	1100	2273
4	0.29	37	0.5	1200	198
6	0.01	223	1.3	3342	19
7	0.11	490	30.6	3901	243
utløp	4.46	13	32.9	700	1772

Tabellen viser at bidraget fra pelsdyrfarmen gir det desidert største tilskuddet av fosfor til Stordammen, under forutsetning av at dette enkle måleprogrammet og disse overslagene gir et riktig bilde av situasjonen. Det knytter seg antakelig størst usikkerhet til hvor stort nedbørfeltet som drenerer til st. 7 er, men selv om arealet f.eks. bare skulle være halvparten så stort, er dette bidraget fortsatt det største.

Dersom en summerer verdiene fra st. 1 og 2 og legger til beregnet bakgrunnsavrenning fra restfelter 3A og 3B (se figur 2.1) samsvarer dette ikke med beregnet transport på st.3. Dette bekrefter at det er store usikkerheter i disse anslagene og at disse kun må brukes som grove anslag.

Dersom en setter sammen disse verdiene og legger til ikke-målte restfelt, kan en få et grovt bilde av de totale tilførsler til Stordammen. Vi regner at ikke-målte delfelter har samme vannkvalitet som de reneste tilløpsbekkene (tabell 3.6).

Tabell 3.6 Grove anslag for forurensningstransport til Stordammen via de forskjellige delfelter. "nedbør" angir nedfall direkte på innsjøen (jfr. Holtan og Åstebøl 1990)

Felt	Areal (km ²)	Fosfor		Nitrogen	
		median kons. (mgP/m ³)	transport (kg/år)	median kons. (mgN/m ³)	transport (kg/år)
3	3.64	3	6.2	1100	2273
4	0.29	37	0.5	1200	198
6	0.01	223	1.3	3342	19
7	0.11	490	30.6	3901	243
restf.A	0.22	3	0.4	819	102
restf.B	0.12	3	0.2	819	55
restf.C	0.26	3	0.4	819	121
nedbør	0.19	-	6.0	-	162
Sum tilført Stordammen		-	45.6	-	3173
Målt utløp 4.46		13	32.9	700	1772

Det må igjen understrekes at dette er svært grove overslag. Med det beskjedne antallet vannprøver kan større tilførsler lett ha foregått mellom de aktuelle tidspunktet for prøvetaking fra bekkene. Manglende vannføringsmåling bidrar også til det usikre resultatet. Målt transport over Stordammen kan likevel tjene som en viss kontroll av overslagene over, idet vi kan anta at i underkant av halvparten av tilført fosfor normalt vil holdes tilbake i Stordammen i hht. Berge (1987).

Vi kan beregne midlere konsentrasjon i tilløpene ved å dele mengden P vi har beregnet tilført (45.6 kg/år i tabell 3.6), med det teoretiske vannvolumet som er tilført innsjøen per år (18 l/sek/km²), som gir 18.8 mgP/m³. For Stordammen, som har en teoretisk oppholdstid på 0.16 år, bør derfor innsjøkonsentrasjonen (egentlig i utløpet) være omtrent halvparten av tilløpskonsentrasjonene. Dette skulle gi en teoretisk midlere fosforkonsentrasjon i innsjøen på ca. 10 mgP/m³.

Median fosfor-konsentrasjon i Stordammen er målt til 22 mgP/m³. Overslaget indikerer at den beregnede tilførsel av fosfor er altfor liten til å forårsake så høy konsentrasjon i innsjøen. Av dette kan man slutte at det enten kan være:

- store kilder i nedbørfeltet som ikke er blitt målt
- at grunnlaget for beregningene av totale tilførsler er feil, eller
- at det tilføres store mengder fosfor fra sedimentet ("gamle synder")

Summen av disse feilene for fosfor må trolig være av samme størrelsesorden som beregnede tilførslene fra nedbørfeltet eller, dvs.

40-50 kg fosfor/år. Det kan selvsagt godt tenkes en kombinasjon av disse faktorene, men som vi skal se av figur 3.9 er det klare indikasjoner på at tilførsler fra sedimentene er meget store.

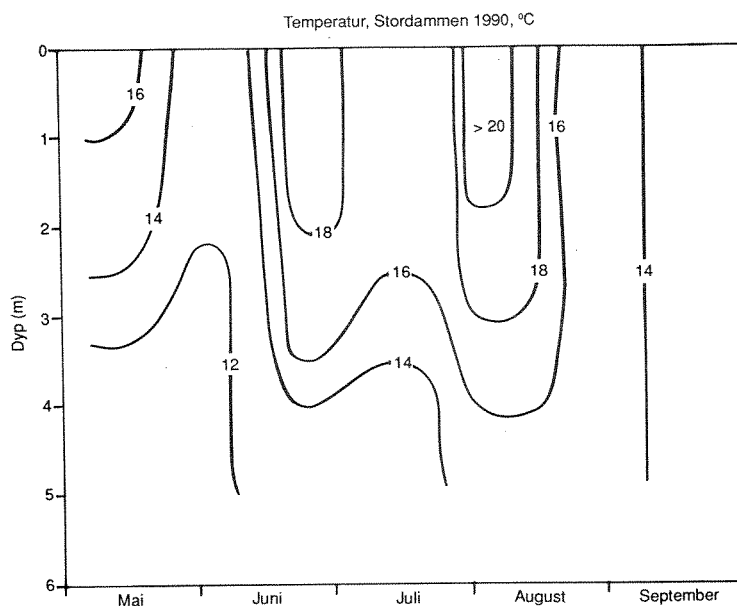
En annen slutning man kan trekke av dette er at bidraget fra befolkningen i området og fra bakgrunnsavrenningen ikke kan være på langt nær så store som anslått i tabell 2.3 - 2.5.

3.2 Stordammen

3.2.1 Temperatur, siktedyp, turbiditet og oksygen

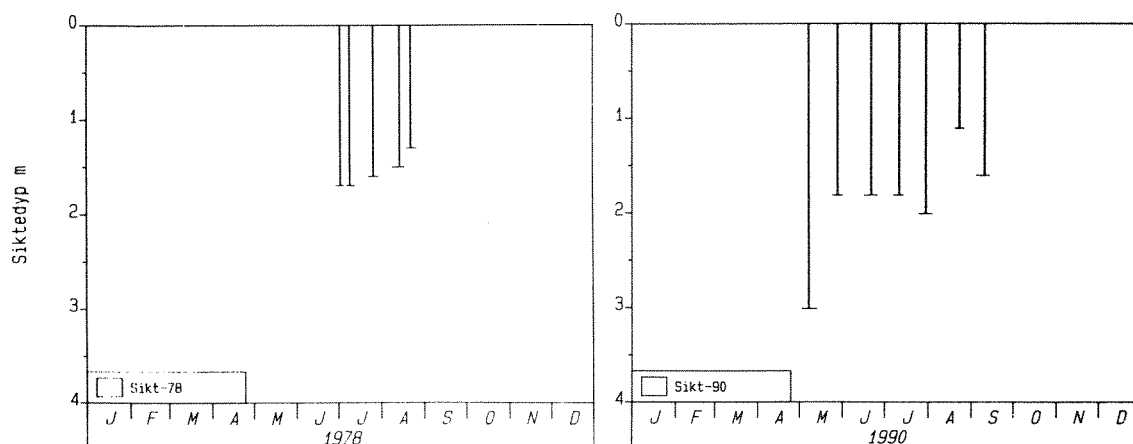
Normalt vil dype innsjøer ha en ganske stabil sjiktning om sommeren med varmere overflatevann og kaldere bunnvann. I grunnere innsjøer kan vinden i perioder blande vannmassene fra overflate til bunn slik at temperaturen blir utjevnet i perioder. Vår og høst vil innsjøer ha samme temperatur gjennom hele vannmassen.

Temperaturgangen i Stordammen viser et ganske komplekst mønster, slik vi gjerne finner det i grunne innsjøer. I stille perioder om sommeren bygger det seg opp en temperatursjiktning med varmere overflatevann over kaldere bunnvann (midt i mai, i slutten av juni og tidlig i august). Slike perioder avløses av perioder med lik temperatur fra topp til bunn, dvs. perioder hvor vinden har brutt ned denne sjiktningen (slutten av mai til midt i juni, midt i juli og fra slutten av august). Alternerende perioder med sjiktning og omblending av vannmassene har stor betydning for bl.a. oksygenforholdene. Det er mulig, og sannsynlig, at det har forekommet flere sirkulasjons-episoder mellom våre observasjoner.



Figur 3.7 Temperaturisopleter

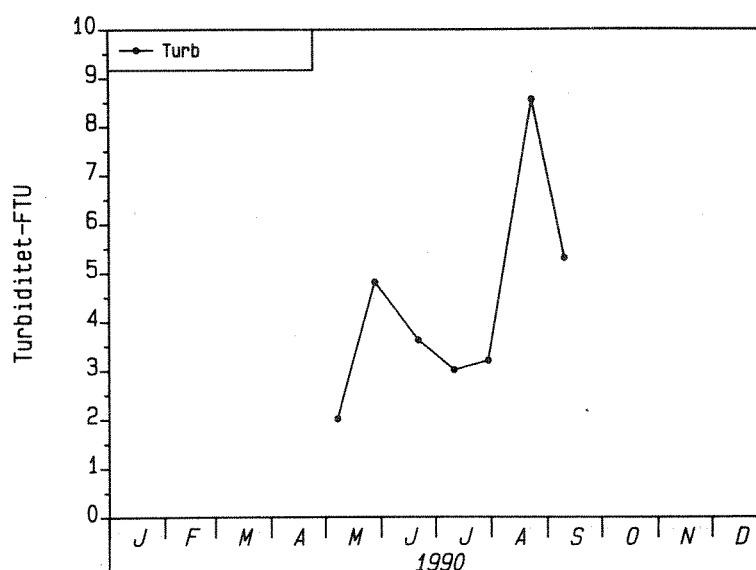
Siktedypet i Stordammen (figur 3.8) var ganske lavt og varierte ikke systematisk hverken med algekonsentrasjonen (figur 3.15) eller turbiditeten (figur 3.8). Dette tyder på at både planteplankton og andre partikler sammen bidro til redusert siktedyp. Siktedyp ble også målt midt på sommeren 1978. Verdiene lå da på ca. 1.5m, som ikke avviker særlig fra verdiene i 1990 (figur 3.8).



Figur 3.8 Siktedyp 1978 og 1990

Turbiditet er et mål for partikkelinnholdet i vannet. Partiklene kan generelt sett både være tilført som jord- og leirepartikler fra nedbørfeltet, de kan være oppvirvlet fra bunnen av innsjøen, eller kan bestå av planteplankton.

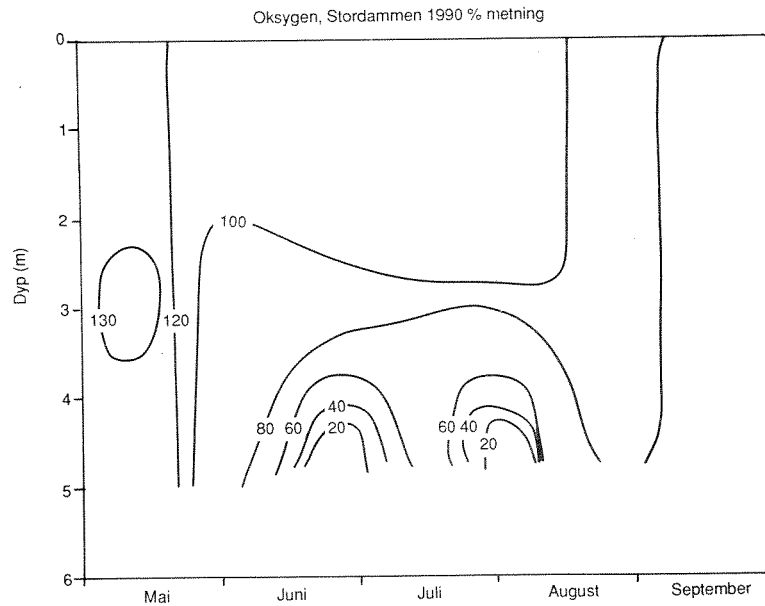
Turbiditeten i Stordammen var jevnt over høy, noe som kan skyldes det høye innholdet av planteplankton. Periodevis ble det også registrert svært høye verdier (figur 3.9) som trolig skyldes opphvirvling av løs innsjøbunn (sediment). Dette blir diskutert i mer detalj i et senere kapittel.



Figur 3.9 Turbiditet

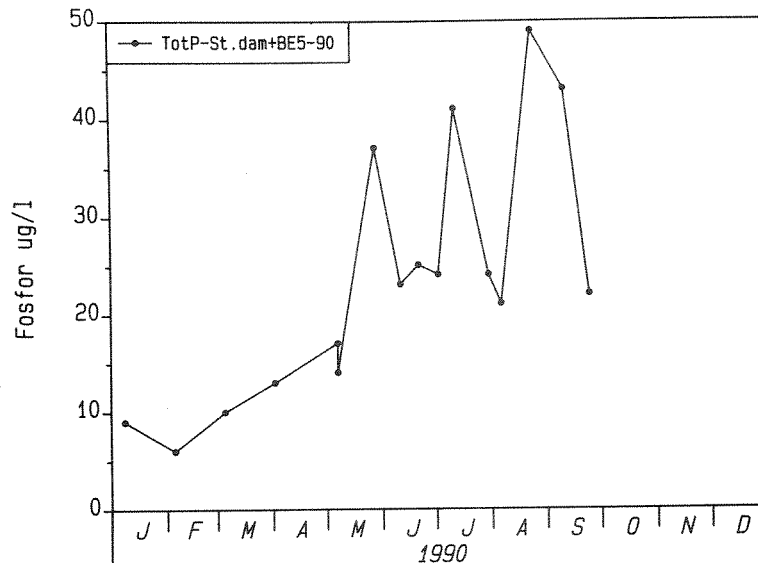
Oksygenets oppløselighet i vann er sterkt avhengig av temperaturen. Mer oksygen kan løses opp ved lav temperatur enn ved høy temperatur. Oksygenkonsentrasjonen oppgis derfor ofte i % av det som kunne løses opp ved den aktuelle temperaturen. 100% metning angir da "naturlige forhold".

Oksygenkonsentrasjonen påvirkes av flere forhold, f.eks. omblending av vannmassene (se figur 3.7). Planteplankton produserer oksygen ved sin vekst (fotosyntese) på samme måte som andre grønne planter. Overmetning opptil 117% i juli skyldes derfor kraftig vekst av planteplanktonet. Figur 3.10 viser også betydelig oksygenforbruk i bunnvannet som resultat av nedbrytning av planteplankton som synker til bunns. Kraftig vind kan periodevis bringe nytt oksygen ned til bunnen (jfr. figur 3.7).



Figur 3.10 Oksygenmetning

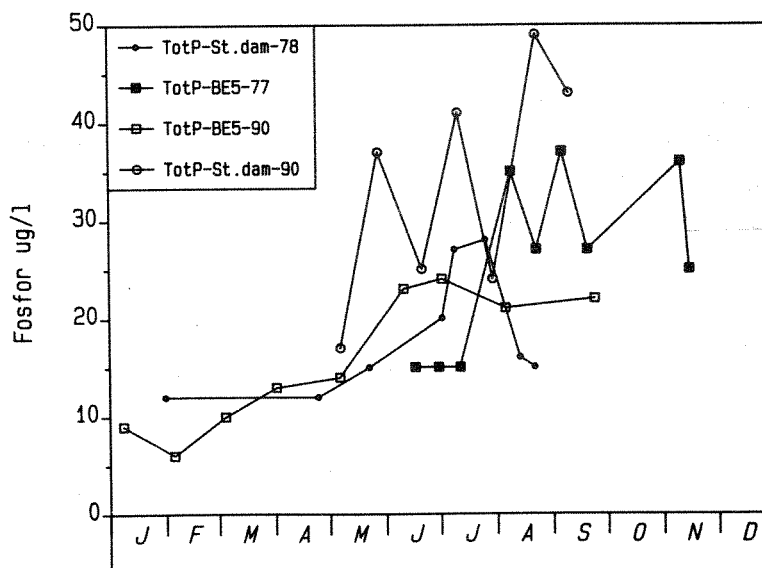
3.2.2 Næringsstoffer



Figur 3.11 Total fosfor i Stordammen og i utløpet (st.5) i 1989-90

Fosforkonsentrasjonen økte kraftig utover sommeren 1990. Dersom vi også tar resultatene fra utløpet i betraktning (se figur 3.11), kan vi registrere at fosforkonsentrasjonen synes å øke ganske jevnt fra februar til høsten, fra 6 mgP/m³ til ca. 25 mgP/m³. Utpå sommeren var det også tre perioder med særlig høye verdier, opp mot 50 mgP/m³.

Tidligere undersøkelser viser liknende tendenser til økende fosforverdier utover sommeren. Knutzen (1978) fant økning i utløpet fra 15 mgP/m³ i juni til 37 mgP/m³ om høsten i 1977 (figur 3.12).



Figur 3.12. Fosforkonsentrasjoner i Stordammen 1977, 78 og 90.
For 1990 er det presentert resulater både fra Stordammen og fra utløpet (st.5)

Vi kan se fire mulige forklaringer på denne økningen utover sommeren:

- høy utspyling av forurensing i sommermånedene
- opphvirvling av sediment ved kraftig vind
- fosforlekkasje fra sedimentene (bunnslammet) ved høy pH
- opphvirvling av fosforrikt bunnslam pga. fisken

Vi har ikke nok informasjon til å avklare dette, men vil spekulere litt på de tre alternativene:

Vi kan ikke se noen spesiell grunn til økende forurensing av Stordammen alle disse tre somrene i forhold til resten av året. Tilsvarende synes også økt forurensing fra pelsdyroppdrettet om sommeren usannsynlig om ikke spesielle forhold ved driften skulle tilsi dette.

I grunne innsjøer kan løst sediment hvirvles opp når vannet settes i kraftig bevegelse. Slike situasjoner kan oppstå ved kraftig vind. Vi har ikke vindobservasjoner fra dette området, men temperaturgangen i innsjøen kan gi nyttig informasjon (figur 3.7). Normalt vil en innsjø være sjiktet om sommeren med varmt overflatevann og kaldere bunnvann. Kraftig vind kan blande om vannmassene slik at vannet får samme temperatur i overflaten som nær bunnen. I slike perioder er opphvirvling mulig fra hele innsjøbunnen. Ved nærmere studier av figur 3.7 viser det seg at det er godt samsvar mellom perioder med sirkulasjon og høy fosforkonsentrasjon (se våre observasjoner 28. mai, 11. juli og 23. august). Disse tre dagene var det også særlig høyt partikkelinnhold i vannet (turbiditet, se figur 3.7), uten at dette kan skyldes høy algekonsentrasjon (klorofyll, se figur 3.9).

Vi vet også at næringsrike sedimenter, som i Stordammen, kan ha et potensiale til å frigjøre store mengder fosfat (PO_4) til vannet dersom pH overstiger ca. 9. Kraftig økt algevekst kan forårsake høyere pH om sommeren. Det ble ikke målt pH i 1990, men enkelte høye verdier i 1978 indikerer at denne mekanismen kan være aktiv.

Den tredje faktoren som kan bidra til økt fosforkonsentrasjon utover sommeren er fiskens aktivitet. Særlig brasme, som dominerer i Stordammen, roter i sedimentet etter mat og hvirvler på den måten opp store mengder næringsrikt sediment. Store mengder fosfat som er bunnfelt fra tidligere forurensning, kan på den måten reaktiveres og bidra til økt algevekst. Dette er dokumentert fra Gjersjøen i Oppegård, der en stor mortebestand bidro til store tilførsler av fosfat i sommermånedene (Brabrand og medarb. 1990). Faktisk bidro fisken, selv i denne dype innsjøen, med like store mengder fosfor som tilførslene i bekkene i sommermånedene. Det kan tenkes at fiskens aktivitetsområde faller sammen med sirkulasjonsdybden i Stordammen, fordi det i stagnasjonsperioder raskt utvikler seg lavere oksygen-konsentrasjoner i de dypere vannlagene som fisken vil unngå.

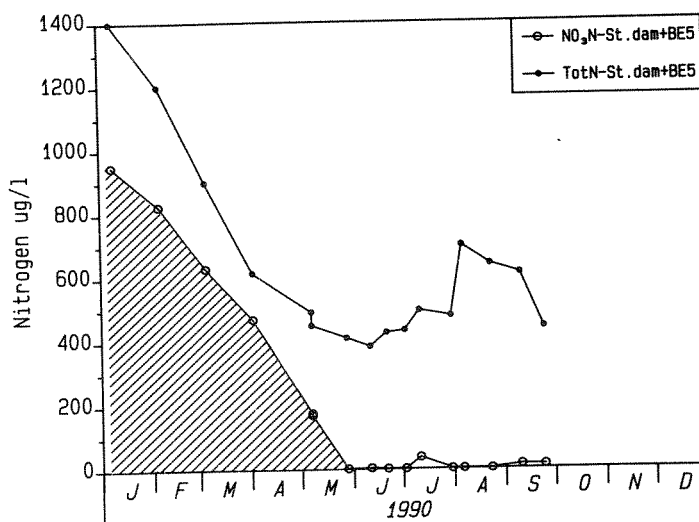
I perioden 1977 til 1990 har det vært en viss reduksjon i mediane konsentrasjoner av fosfor i Stordammen (se figur 3.12), fra 26 mgP/m³ i 1977 (hvis vi også regner med verdiene fra utløpet) til 22 mgP/m³ i 1990, men denne forskjellen kan skyldes tilfeldigheter ved at det foreligger ganske få målinger fra 1977. Som det går fram av kapittel 3.2.3 tyder også forekomsten av forskjellige arter av planteplankton i 1990 i forhold til i 1978 på at forholdene i Stordammen var enda verre tidligere. Vi kan se følgende årsaker til dette:

- Stordammen Sanatorium (Konnerudkollen Turisthotell) som brant ned på slutten av 1960-tallet kan ha hatt ganske store utslipp
- pelsdyrfarmen hadde flere dyr tidligere
- enkelte kloakkutslipp er sanert
- landbruksaktiviteten er redusert

Konsentrasjonen av nitrogen varierte ikke på samme måte som for fosfor (figur 3.13). Det indikerer at bunnslammet ikke inneholder særlig mye løst nitrogen. Relativt høy konsentrasjon om vinteren (1400 mgN/m³) ble etterfulgt av raskt og jevnt avtak utover våren til verdier rundt 400 mgN/m³ om sommeren. Dette er typisk for mange innsjøer der både tilførslene av nitrogen er mindre om sommeren, og mye av nitrogenet tas opp av planteplanktonet. Avtaket i total nitrogen følger for en stor del avtaket i nitrat.

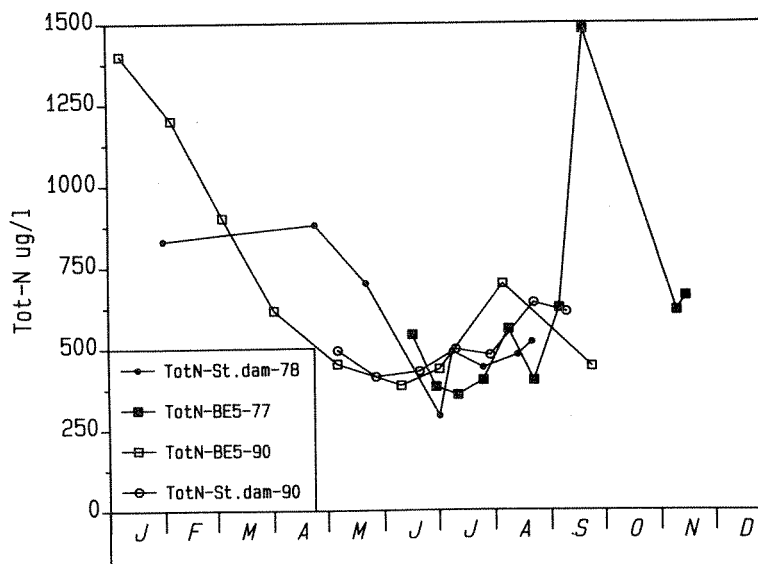
Nitratverdiene avtar til konsentrasjoner under det vi kan måle allerede i slutten av mai måned (figur 3.13). Dette er normalt i

høyproduktive systemer der algene tar opp alt tilgjengelig nitrat fra vannmassene under rask vekst. Dette kan indikere at planteplanktonet i Stordammen er vekstbegrenset av nitratinholdet om sommeren, men maksimale konsentrasjoner av planteplanktonet begrenses nok også her av tilgjengelig fosfor. Ved gradvis reduksjoner av fosfor-konsentrasjonen i Stordammen vil dette stoffet også bli vekstbegrensende en større del av sesongen. Lave nitratverdier om sommeren innebærer også en latent fare for oppblomstring av spesielle typer blågrønnalger som kan gi spesielle brukerkonflikter bl.a. i forhold til bading.



Figur 3.13 Total nitrogen og nitrat i Stordammen og i utløpet (st.5) i 1990

Sammenlikning av nitrogenkonsentrasjonene for 1977-78 og 1990 tyder ikke på endringer av betydning i denne perioden.



Figur 3.14 Total nitrogen i Stordammen og i utløpet (st.5) i 1977 - 1990

3.2.3 Plantep plankton

Konsentrasjonen av klorofyll gir et godt bilde av mengden plantep plankton i vannet. Figur 3.15 viser at verdiene i 1990 varierte mellom 6 og 16 mg klorofyll/m³. Næringsfattige innsjøer har til sammenlikning mindre enn 4 mg klorofyll/m³ i gjennomsnitt i løpet av sommersesongen. Dette understreker at Stordammen er tydelig forurenset av næringsstoffer. Verdiene fra 1978 er også tegnet inn i figuren. Disse ligger jevnt over noe høyere enn i 1990 og har i tillegg en kraftig maksimumsverdi i august. Tilsvarende ble ikke funnet i 1990.

I 1990 ble det samlet inn kvantitative prøver av plantep plankton 7 ganger. Prøvene ble samlet inn med jevne tidsintervaller i perioden mai til september som blandprøver mellom overflaten og 3 meters dyp. Analyseresultatene er gitt i tabell i vedlegg og er vist i figur 3.16.

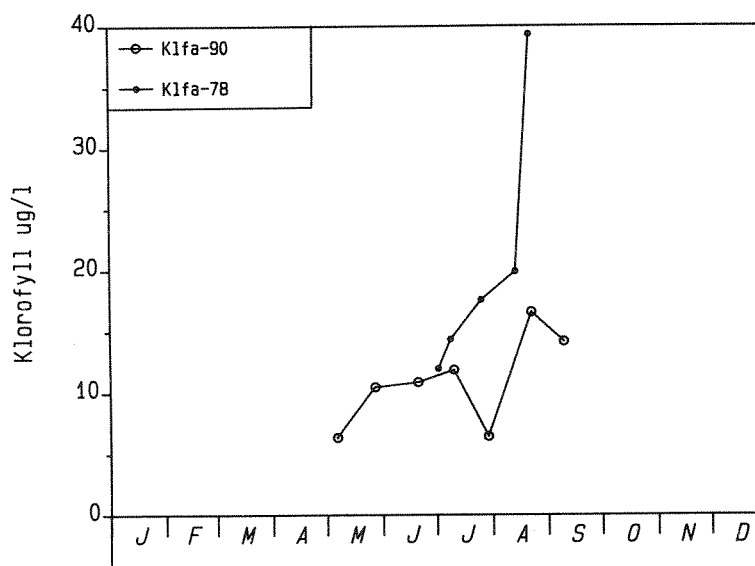
Det største registrerte alge volumet (algebiomasse våtvekt) i 1990 var 3600 mm³/m³ (tilsvarende mg/l) 23. august. Gjennomsnittsverdien er beregnet til 2224 mm³/m³.

Som det fremgår av figuren var kiselalger den dominerende gruppen gjennom hele vekstsesongen, først og fremst representert ved artene *Cyclotella comta* og *Fragilaria crotonensis*. En art av slekten *Synedra* utgjorde også til tider en betydelig del av det samlede

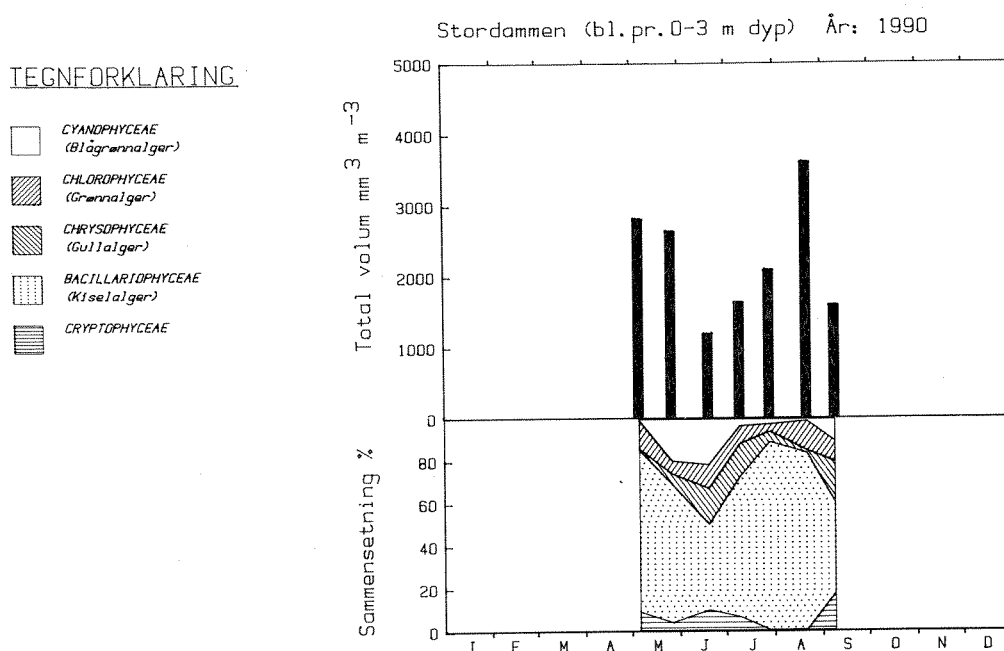
planteplankton. På forsommeren, i mai-juni, var det prosentvis stor andel av blågrønnalgen Gomphosphaeria naegeliana. Andre grupper utgjorde ved de fleste prøvetakingstidspunkter en ganske beskjeden andel.

Vurdert ut fra maksimalt totalvolum og gjennomsnitt gjennom sesongen, sammen med dominans av de nevnte arter, må vannmassene i Stordammen betegnes som næringsrike (eutrofe).

Ved undersøkelser av vannmassene i Stordammen i 1978 ble det også analysert kvantitative planteplanktonprøver. Den gang ble kun de dominerende artene tallet opp. Registrert maksimum i 1978 var hele $11.000 \text{ mm}^3/\text{m}^3$, også dengang i siste halvdel av august. Til forskjell fra 1990 var det den gang en grønnalge som dominerte: antagelig Cosmarium sphagnicolum v. pachygonum, sammen med blågrønnalgen Lyngbya limnetica. Ingen av disse artene ble registrert i 1990. I 1978 ble det også registrert større forekomst av slekten Synedra. Observasjonene fra 1978 gir grunnlag for å klassifisere Stordammen den gang som svært næringsrik (hypereutrof). Tilsammen indikerer dette at vannkvaliteten kan ha vært betydelig verre i 1978 enn i 1990.



Figur 3.15 Klorofyllkonsentrasjon i 1978 og 1990



Figur 3.16 Totalvolum og sammensetning gjennom 1990

3.2.4 Dyreplankton

Dyreplanktonsamfunnet i Stordammen var dominert av små arter. Også individstørrelsen innen artene av krepssdyrplankton var liten. Dette viser at fisken utøver sterkt beitepress på dyreplanktonet ved å spise de største individene og artene.

Den lille cladoceren (vannloppen) Bosmina longispina var totalt dominerende art gjennom det meste av sesongen. Bestanden viste en helt regelmessig tetthetsøkning fra tidlig i mai til et maksimum i august (> 800 ind. per liter) (tabell 3.7). Individene var også små gjennom hele sommeren, med totallengder på 0.30-0.45 mm. To arter av Daphnia ble påvist, D. cristata og D. hyalina. Begge forekom i meget lave tettheter, og med liten individstørrelse (< 0.7 mm). Av øvrig krepssdyrplankton fantes mindre tettheter av en cyclopid hoppekreps (bare ungstadier) samt den calanoide hoppekrepsen Eudiaptomus gracilis (noe usikker artsbestemmelse, da voksne individer ikke ble påvist). Også hjuldyrsamfunnet var sparsomt, dominerende art her var rovformen Asplanchna.

For 23. august ble også dybdeutbredelsen undersøkt. Samfunnsstrukturen og størrelsesfordeling var den samme ved alle dyp (1, 3 og 4.5 m), men det var en betydelig lavere individtetthet ved 3 og 4.5 m. Den dominerende art, Bosmina longispina hadde en individtetthet på over 800 ind. per liter på 1 m dyp, mot 380 og 500 ind. per liter ved henholdsvis 3 og 4.5 m dyp.

Tabell 3.7 Totalantall (ind./l) og biomasse ($\mu\text{gDW/l}$) av registrerte arter dyreplankton i 1990

dato:	7.5		28.5		21.6		11.7		30.7		23.8		10.9	
	(ind./l) ($\mu\text{gDW/l}$)													
COPEPODER														
Eudiaptomus cf.	30	30	6	16	3	12	3	12	2	10	-	-	-	-
Cyclops sp.	-	-	-	-	1	1	2	4	-	-	10	5	-	-
CLADOCERA														
Bosmina longispina	25	50	70	140	77	169	107	224	300	450	830	996	270	324
Ceriodaphnia quadr.	-	-	1	1	5	12	-	-	30	38	28	35	30	38
Daphnia hyalina	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	9	-	-
Daphnia cristata	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	-	-	-	-
SUM ($\mu\text{gDW/l}$)	80		157		194		242		498		1045		362	
ROTATORIA														
Asplanchna priodonta	10	-	16	-	5	-	7	-	20	-	53	-	15	-
Polyarthra sp.	-	-	15	-	20	-	27	-	-	-	-	-	-	-
Filinia longiseta	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-
Keratella cochlearis	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-

Basert på lengdemålinger og tetthet, ble biomassen av krepsdyrplankton regnet ut som tørrvekt per liter. Denne varierte fra 80 til 1045 mikrogram tørrvekt per liter (ved 1 m dyp) (tabell 3.8). Bosmina utgjorde ved de fleste prøvetakinger ca. 90 % av denne biomassen.

Ved en kvantitativ bestemmelse av dyreplankton i Stordammen 22. august 1978 ble det funnet en noe annen samfunnsstruktur. Det ble påvist dominans av hjuldyr, og meget lave tettheter av krepsdyrplankton. Også dengang dominerte Bosmina krepsdyrplanktonet, men i langt lavere tettheter enn i 1990 (< 3 ind. per liter i en blandprøve fra 2, 3 og 4 m). Det ble ikke påvist noen arter av Daphnia.

Dyreplanktonsamfunnet bærer preg av intens beiting (predasjonspress) fra fisk. Bosmina synes imidlertid å gå klar, og vil, når den opptrer i slike tettheter, i stor grad filtrere ut små algeformer (< 20 μm) fra vannet. Den dramatiske tetthetsøkningen som synes å ha skjedd fra 1978 kan skyldes tre faktorer: bedret fødetilgang (andre typer alger),

reduisert predasjonspress fra fisk, eller reduisert predasjonspress fra rovformer blandt dyreplanktonet (rovcopepoden Heterocope forekom vanlig i 1978, men ble ikke påvist i 1990). Det kan også være en samvirkende effekt av disse faktorene.

Forekomsten av Daphnia kan indikere et noe lavere predasjonspress fra fisk, men det er fortsatt åpenbart at dyreplanktonsamfunnet generelt er preget av store tettheter av planktonspisende fisk som effektivt fjerner de store arter og individer blandt dyreplanktonet. Dette bidrar til mindre naturlig kontroll med algekonsentrasjonen, og følgelig større algeoppblomstringer.

3.2.5 Fisk

Den 8. juni 1990 ble det sendt et forslag til opplegg for prøvefiske i Stordammen fra NIVA til Konnerud Jeger- og Fiskerforening. Dette prøvefisket, som besto i én natts garnfiske med "Jensen-serien" ble gjennomført fra 22.-23. august 1990. I tillegg har Konnerud Jeger- og Fiskerforening gjennomført et omfattende prøvefiske med 15 garn i 85 døgn. Antall garn og maskevidder var her: 2 x 78 mm, 3 x 52 mm, 5 x 32 mm og 5x 26 mm.

Prøvefisket med de 15 garn i 85 døgn resulterte i fangst som vist i tabell 3.6.

Tabell 3.6 Utbytte av prøvefiske med 15 garn i 85 døgn i Stordammen i 1990

	Antall	Vekt kg	Middelvekt g	Største fisk kg
Gjedde	32	64.7	2.020	6
Abbor	1093	61.5	56	1.2
Brasme/Vederbuk	848	116.5	137	0.7
Totalt	1973	242.7		

Den samlede fangst av dette fisket var 1973 fisk med en vekt av 243 kg. I tabell 3.7 er vist resultatet av prøvefisket med "Jensen-serien".

Tabell 3.7 Utbytte av garnfiske i Stordammen med "Jensen" garnserie
22.-23.8. 1990

Maskevidde mm	Brasme		Vederbuk		Abbor		Totalt	
	Antall	Vekt (g)	Antall	Vekt (g)	Antall	Vekt (g)	Antall	Vekt (g)
21			4	249	15	757	19	1006
26	6	398			2	132	8	530
29	7	1007					7	1007
35	7	1031					7	1031
39	6	1290	1	260			7	1550
45								
52								
Totalt	26	3726	5	509	17	889	48	5124
per garnnatt	3.3	466	0.6	64	2.1	111	6	641

Dette fisket ga som resultat 48 fisk med en vekt av 5.1 kg.

Fangsten på "Jensen-serien" var relativt liten til å være et vann av denne type. Det er ikke uvanlig med fangster på flere kilo per garnnatt på en tilsvarende garnserie, mens det her bare ble fisket ca. 0.6 kg/garnnatt. Dette kan imidlertid til en viss grad bero på tilfeldigheter (ugunstig vær, dårlig garnplassering etc.), men også fiskesammensetningen har betydning. Hvis garnseriens maskevidder ikke passer med fiskestørrelsene og artene, kan inntrykket lett bli misvisende.

Det er også mulig at det relativt omfattende garnfiske som forøvrig har vært drevet har hatt en viss betydning for dette fangstutbyttet.

Ved prøvofisket ble det tilsammen fisket ca 250 kg fisk. Under rotenonbehandlingen i 1961 ble det tilsammen fisket mellom 2 og 3 tonn av de samme fiskeartene (Holo 1965). Stordammen er på ca. 200 dekar og det er ikke uvanlig at en kan ha en biomasse (vekt av all fisk) på ca 10 kg/dekar i innsjøer med bestander av karpefisk. En biomasse på ca 2-3 tonn synes derfor ikke urimelig i Stordammen. Om en antar at bestanden er like stor i dag som dengang, har en da fisket opp ca 1/10 av den totale biomasse. Dette antyder at det skal en meget stor arbeidsinnsats til for å fiske opp en så stor del av bestanden ved hjelp av garnfiske at det monner.

En kan ut fra det foregående konkludere med at Stordammen har en stor bestand av brasme og vederbuk, og tildels abbor og gjedde. Av disse artene er det bare abbor og gjedde som har noen verdi som sports- og matfisk. Stor bestand av brasme og vederbuk vil ha en negativ innflytelse på vannkvaliteten.

3.2.6 Vurdering av trofigrad

Middelverdien av klorofyll og fosfor i en vekstsesong gir en god pekepinn for en innsjøes trofigrad, dvs. hvor produktiv denne er. I tillegg kan konsentrasjonen av total nitrogen og siktedyp gi nyttig tilleggsinformasjon.

Følgende sesongmiddelverdier ble beregnet for perioden mellom 1. mai og 1. oktober:

Tabell 3.8 Sesongmiddelverdier av klorofyll, fosfor, nitrogen og siktedyp i Stordammen 1990. For fosfor og nitrogen er også brukt verdiene fra utløpet (st.5)

klorofyll	11
total fosfor	22
total nitrogen	512
siktedyp	1.9

Under følger grenseverdier for hhv. næringsfattige, middels næringsrike og næringsrike innsjøer.

Tabell 3.9 Grenseverdier for vurdering av innsjøers trofigrad (Faafeng og medarb. 1990)

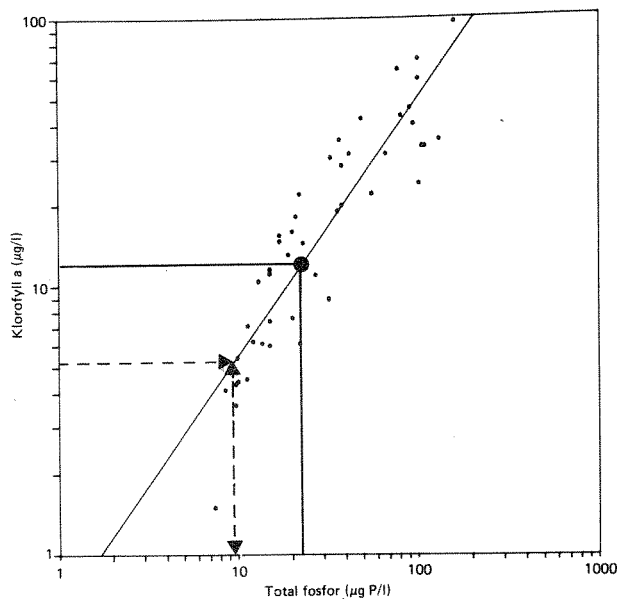
	næringsfattig	middels n.rik	næringsrik
klorofyll	<4	4-12	>12
total fosfor	<10	10-20	>20
total nitrogen	<375	375-625	>625
siktedyp	>3.5	2.2-3.5	<2.2

Middelverdier målt i Stordammen av de aktuelle parametre (tabell 3.8) viser at innsjøen ligger på grensen mellom middels næringsrik og næringsrik. Særlig konsentrasjonen av total fosfor indikerer at innsjøen er næringsrik. Fra naturens side er innsjøen næringsfattig og ville nok hatt en fosforkonsentrasjon tilsvarende det vi idag finner i de største og minst forurensede tilløpene, og i den nærliggende Bremsa; dvs. 2-5 mgP/m³ (DIV 1985).

4. BEHOV FOR TILTAK

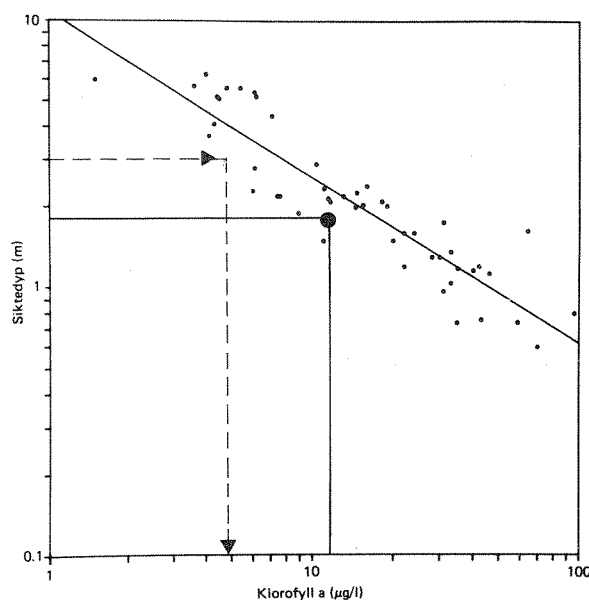
4.1 Reduksjon av forurensningstilførsler

Konsentrasjonen av planteplankton i innsjøer styres vanligvis av konsentrasjonen av fosfor. Økende mengde fosfor gir økende konsentrasjon av klorofyll som vist for endel grunne innsjøer i figur 4.1. Stordammen faller normalt på plass i denne svermen av punkter. Det er all grunn til å tro at reduksjon av fosforkonsentrasjonen i Stordammen vil gi en tilsvarende reduksjon av klorofyll-konsentrasjon. Dersom ambisjonsnivået er å redusere konsentrasjonen av planteplankton betydelig, bør fosfor-konsentrasjonen reduseres fra over 20 mgP/m³ ned mot 10 mgP/m³.



Figur 4.1 Total fosfor mot klorofyll-konsentrasjonen (sesong-middelverdier) i grunne innsjøer (etter Berge 1987). Verdien fra Stordammen 1990 er tegnet inn (●). Halvering av algemengden vil kreve halvering av fosforkonsentrasjonen i Stordammen

Berge (1987) har beskrevet matematiske forhold mellom forskjellige parametre i grunne innsjøer. I figur 4.2 er vist forholdet mellom siktedyp og algemengde. Siktedypet i Stordammen er tydelig mindre enn det klorofyll-konsentrasjonen skulle tilsi, sammenliknet med andre innsjøer. Det høye partikkelinnholdet i Stordammen er årsaken til dette. Diagrammet kan likevel gi en viss indikasjon på hvor mye algemengden må reduseres for å få et gitt høyere siktedyp. Dersom en f.eks. skulle ønske at midlere siktedyp øke til 3 meter, indikerer diagrammet at klorofyllkonsentrasjonen må halveres fra 11 mg/m³ til 5 mg/m³.



Figur 4.15 Sammenhengen mellom siktedyp og algemengde i grunne innsjøer (etter Berge 1987). Verdien for Stordammen 1990 er tegnet inn (●). Økt siktedyp til 3m vil kreve reduksjon av algekonsentrasjonen til ca 5 mg klorofyll/m³

For å kunne halvere klorofyllkonsentrasjonen trengs en halvering av fosforkonsentrasjonen ned mot ca. 10 mgP/m³ (figur 3.16).

I de fleste innsjøer kan en beregne hvor mye tilførselene av fosfor fra nedbørfeltet må reduseres for å oppnå en ønsket reduksjon av fosforkonsentrasjonen i innsjøen. I Stordammen er dette mer komplisert, fordi fisken også bidrar betydelig til å frigjøre fosfor fra sedimentet, og derved til å forhøye vannets fosforkonsentrasjon. Det er ikke mulig å angi hvor stor betydning fisken har for konsentrasjoner av næringsstoffer i Stordammen. Derved kan en heller ikke gi et eksakt tall for hvor mange av boligene som må tilkobles det kommunale avløpsnett for å oppnå en tilfredsstillende vannkvalitet i Stordammen. Vi vil derfor anbefale at en ser an effekten av tiltakene i selve dammen (overdekking av sediment og tiltak for å endre fiskebestanden) før en setter opp en tidsplan for sanering av resterende boligutslipp. Målinger i bekkene viser imidlertid betydelige forurensningskilder øst og nord for Stordammen og disse bør i allefall saneres snarest.

Feil på ledningsnett, som lekkasjer, ukontrollerte overløp og feilkoblinger, bør oppspores og utbedres raskt for å hindre uønsket forurensing.

Avskjæring av avrenningen fra pelsdyrfarmen vil være det enkelttiltak som vil gi størst effekt på kort sikt (se tabell 3.6), både pga. utslippets størrelse og nærheten til innsjøen.

NIVA har ikke data som kan gi grunnlag for detaljerte kostnadsberegninger for sanering av de forurensende utslipp. Tar en utgangspunkt i Tiltaksplanen for Drammenselva og Drammensfjorden (Alsaker-Nøstdahl 1988), vil en finne at fjerning av ett årstonn fosfor koster anslagsvis 10 mill. kr. (1986-kroner). Medregnet meromkostninger for ledningsnett i spredtbygde strøk kan en anslå kostnaden ved å fjerne hvert kilo fosfor fra husholdninger i Stordammens nedbørfelt til ca kr 20.000 i investeringskostnader. For de 184 personekvivalentene i dette nedbørfeltet skulle dette totalt tilsvare rundt regnet 2.5 mill. kr. Det vil neppe være aktuelt å koble til samtlige boliger der disse ligger fjernt fra hovedledning og der tilfredstillende lokale løsninger kan finnes.

4.2 Tiltak for å dempe opphvirvling av løst bunnslam

Det er vist at det løse sedimentet i Stordammen lett kan hvirvles opp og spres i vannmassene. Dette gir både grumsete vann og bringer "nytt" fosfor opp mot overflaten. Et aktuelt tiltak kan derfor være å overdekke deler av bunnen med noe grovere sand eller grus. Dersom det tas hensyn til kornstørrelsen, kan dette også være et gunstig tiltak for de badende.

Vi anbefaler at det i første rekke kjøres på et ca. 10 cm tykt gruslag over de områdene der det er aktuelt å bade, ned til 3 meters dyp. Tilsvarende ville det være gunstig å fylle på sand og grus i de grunne, nordlige deler av dammen. I de grunne arealer som i dag er dekket av vannvegetasjon er dette hverken nødvendig eller ønskelig. Dette skulle tilsvare omlag halve Stordammens areal (figur 2.3), eller ca. 0.08 km² (dvs. ca. 8000 m³ masse).

For å stimulere krepsebestanden i Stordammen anbefales det å fylle på grovere masser, helst masser som kan gi skjul for krepsen som brekkasje av takstein, rør ol., i deler av vannet der det ikke er aktuelt å bade.

Det er ikke kjent hvor bløtt sedimentet i Stordammen er. Hvis det er svært bløtt kan det være vanskelig å kjøre utpå før dette er frosset om vinteren etter nedtapping om høsten. Eneste tilgjengelige vei til Stordammen er den som går ned til demningen.

Kostnader ved dette tiltaket er særlig avhengig av transport-avstand for egnede masser.

4.3 Økt fortynning med rentvann

I 1987 ble det gjort forsøk på overføring av 80.000 m³ vann til Stordammen fra Bremsavannet. Overføringen ble gjennomført i perioden 26. mai til 21. juli. Vi har følgende analyseresultater fra Stordammen (ved overløp) fra denne perioden:

Tabell 3.10 Vannprøver fra Stordammen 1987 analysert på Vannanalyaselaboratoriet, Fylkesmannen i Buskerud.

	total-P	total-N
7. juli	12	330
12. august	25	380

Selv om dette er et svært spedt datamateriale indikerer den lavere verdien i juli at overføringen kan ha hatt en fortynnende effekt på den forurensede Stordammen. Dette er imidlertid usikkert da det også i 1990 ble funnet lavere fosfor-konsentrasjoner om våren og forsommeren. Det ble i tillegg målt siktedyp i Stordammen 12 ganger i juli og august dette året. Verdiene lå hele tiden nær 2 meter (se figur 3.8). Dessverre foreligger ikke mer informasjon som kan dokumentere effektene i Stordammen.

Vi har enkelte analyseresultater av vannkvaliteten i Bremsa, som viser at dette er næringsfattig og kalkrikt. Vannet i Bremsa har også vesentlig mindre partikler enn i Stordammen; I 1989 ble turbiditeten i Bremsa målt til 0.4-1.3 FTU-enheter, mens turbiditeten i Stordammen varierte mellom 2.0 og 8.6 FTU-enheter i 1990. Dette skulle derfor egne seg godt til fortynning og evt. oppfylling av Stordammen.

80.000 m³ utgjør kun 14% av Stordammens vannvolum og en kan ikke vente at tilførsler av denne størrelsesorden skal ha særlig stor positiv effekt på vannkvaliteten, bortsett fra i særlig tørre og varme perioder med algeoppblomstringer. Dersom det er teknisk og økonomisk mulig bør en gjøre forsøk med å tilføre et volum rentvann tilsvarende hele Stordammens vannmasser, dvs. ca. 500.000 m³, i en periode med lite nedbør på ettersommeren. Dette kan antakelig bli aktuelt når Konnerud får sin drikkevannsforsyning dekket fra Glitre.

Vannverket på Bremsa leverte i 1989 870.000 m³ rentvann til nettet, slik at Bremsa teoretisk skulle kunne levere den ønskede vannmengden, iallefall over en viss tid. Pumpekapasiteten er oppgitt til 86 m³/sek.

Fordelene i Stordammen, samt Verkselva og Svensedammen, med å bruke fortynningsvann fra Bremsa må veies mot evt. uheldige virkninger av

redusert sommervannføring i vassdraget nedstrøms Bremsa.

Kostnadene ved tiltaket vil stort sett være knyttet til pumping, da kommunen er eier av vannverket.

4.4 Endring av fiskebestanden

Stordammen har en stor bestand av brasme, vederbuk, abbor og gjedde. Av disse artene er det bare abbor og gjedde som har noen verdi som sports- og matfisk. I tillegg kommer en brukbar bestand av ferskvannskreps.

Særlig karpefisk kan ha en negativ innflytelse på vannkvaliteten, både ved å beite ned de store formene av dyreplankton som evt. kunne holde planteplanktonet i sjakk, og ved å rote opp fosfor fra bunnslammet. Om en derfor ønsker at Stordammen skal benyttes til bading og fiskeing bør iallefall bestanden av karpefisk reduseres kraftig.

Dette kan gjøres på forskjellige måter. Vi vil diskutere noen slike metoder:

- A. utsetting av rovfisk
- B. utsetting av 2-3 årig ørret
- C. kraftig fiske (garn, nøter, ruser) evt. kombinert med uttapping
- D. rotenonbehandling, evt. kombinert med nedtapping

ad. A: Det er allerede én art rovfisk i Stordammen, gjedde, men denne har ingen mulighet til å holde den øvrige fiskebestanden nede. Gjedda er særlig knyttet til strandområder med vegetasjon der den plutselig kan angripe bytte som kommer i nærheten. Stordammen består for det meste av områder uten vegetasjon og gjedde vil aldri kunne bli særlig effektiv her. I grunne innsjøer i Mellom-Europa blir det enkelte steder satt ut lange "bånd" med sammenbundne grener av selje ol. for å gi gjedda bedre forhold. Dette er selvsagt også mulig i Stordammen, men vi kan ikke regne med særlig stor effekt av dette tiltaket. Tiltaket vil i tillegg være en ulempe for utøvelse av fisket. Økt mengde rovfisk er også uønsket mhp. utbyttet av ørret.

ad. B: En kan tenke seg muligheten av å sette ut relativt stor ørret, minst 2-3 år gammel, i Stordammen og håpe at denne skal kunne ernære seg av de minste av karpefiskene. En har hatt god erfaring med utsetting av ørret i enkelte klare høyfjellssjøer, der ørekyt er utnyttet som føde. Erfaringene med utsetting av ørret i grumsete, næringsrike lavlandsinnsjøer med karpefisk er imidlertid dårlige. Som tiltak for å få opp en god bestand ørret er dette neppe å anbefale.

ad. C: Det kan oppnås en viss reduksjon av bestanden av karpefisk vha.

forskjellige former for fiske: garn, nøter, ruser osv., men i alle tilfelle kan dette bli svært arbeidskrevende. Resultatene fra det intensive fisket i 1990 med 15 garn i 85 døgn understreker dette. Med denne betydelige innsatsen fikk en bare opp i underkant av 250 kg fisk, sannsynligvis mindre enn 10% av bestanden (tabell 3.6). Kombineres fisket med en nedtapping av dammen vil dette kunne gjøres mer effektivt, men noen varig løsning får en ikke på denne måten; bestanden tar seg fort opp igjen. Behandlingen må derfor gjentas med noen års mellomrom, noe som ikke er forenlig med målet om å bygge opp en ørretbestand.

ad.D: Forsøket med bruk av fiskegiften rotenon kombinert med nedtapping av dammen i 1961 var lite vellykket på den måte at en ikke ble kvitt all fisken. Utsettingen av regnbueørret viste imidlertid at denne arten trivdes og ga et utmerket fiske.

Nå kan det selvsagt innvendes at det er lite ønskelig å bruke en gift for å forbedre forholdene i en innsjø, bl.a. av etiske grunner, men når alt kommer til alt er kanskje rotenonbehandling likevel den eneste metode som kan gi håp om å få kontroll over situasjonen i dammen, i tillegg til kontroll med tilførselene av næringsstoffer. Rotenon brukes også i norske lakseelver for å kunne bekjempe bl.a. lakseparasitten Gyrodactylus. For å unngå å ødelegge krepsestammen i Stordammen kan endel eksemplarer fiskes opp og oppbevares i en nærliggende innsjø for å settes tilbake våren etter behandlingen er utført. I alle fall må Fylkesmannens Miljøvernnavdeling gi tillatelse før en rotenonbehandling kan gjennomføres.

Det er mulig en har vært uheldig i det første forsøket med rotenon og at en kunne oppnå et tilfredsstillende resultat, som må være fullstendig utryddelse av den nåværende fiskebestanden, ved et nytt forsøk. Om en på nytt vil gjøre et forsøk med rotenon, må en først prøve å finne årsaken til at en ikke helt ble kvitt fisken ved den første behandlingen. Doseringen kan ha vært for nær grensen slik at enkelte fisk har overlevd, det kan ha vært pytter eller bekkesig som ikke har vært behandlet osv. Ved en eventuell ny behandling bør en tappe ned dammen maksimalt før behandling sent på høsten. Deretter lukkes lukene i dammen slik at ingen rotenon spres nedover vassdraget før dammen er helt full. Innen det vil rotenonen være brutt ned og tynnet ut slik at ikke fiskebestanden nedover vassdraget blir påvirket.

Etter at en slik behandling er utført, kan en sette ut ørret eller eventuell annen laksefisk påfølgende vår, om en kan få tillatelse til dette. I første omgang burde en i alle tilfeller benytte ørret og se hvilket resultat dette gir.

Kostnadene ved dette tiltaket er dels knyttet til innkjøp av rotenon

og dels til arbeidskostnader. Kostnadene ved kjemikalier er beskjedne dersom dammen tappes ned først. Holo (1965) oppga restvolumet i Stordammen etter at denne var helt nedtappet til 14.000 m³. Dersom en regner at rotenon må tilsettes i en konsentrasjon tilsvarende 0.5 liter pr 1000 m³ vann, tilsvarer dette bare 7 liter. I tillegg kommer det som er nødvendig for å behandle tilløpsbekker og evt. mindre innsjøer i nedbørfeltet. Rotenon vil koste ca. kr 130 per liter. Leie av utstyr til spredning av rotenon vil trolig komme på noen få tusen kroner. I tillegg kommer arbeidskostnader for å få spredd rotenen.

LITTERATUR

- Alsaker-Nøstdahl, B. 1988. Tiltaksplan i Drammelselva og Drammensfjorden. Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelingen. 42s.
- Brabrand, Å., B.A.Faafeng og J.P.M.Nilssen 1990. Relative importance of phosphorus supply to phytoplankton production: fish excretion versus external loading. Can. J. Fish. Aq. Sci. 47(2):364-372
- Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. NIVA l.nr. 2001, 44s.
- Drammen Ingeniørvesen 1979. Stordammens nedslagsfelt
- Drammen Ingeniørvesen, vann- og avløpsavdelingen 1985. Bremsa Vannverk, sammenstilling av vannanalyser 1982 - 1984. Notat av 19.08.1985
- Faafeng, B., P.Brettum og D. Hessen 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofitestanden i 355 innsjøer i Norge. Statlig Program for Forurensningsovervåking (SFT) rapport 389/90, NIVA l.nr. 2355
- Gjessing, E. 1969. En undersøkelse av Sandevasdraget 1967-68. NIVA 0-49/67, 66s.
- Holo, G. 1965. Stordammen. Jakt - Fiske - Friluftsliv, 1
- Holtan, H. og S.O.Åstebøl 1990. Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til vassdrag og fjorder. Revidert utgave. NIVA og JORDFORSK. NIVA l.nr. 2509, 53s.
- Knutzen, J. og H.Holtan 1978. Overvåking av Verkenselva, Konnerud. Resultater 1977. NIVA 0-55/75
- Knutzen, J. 1979. Overvåking av Verkenselva, Konnerud. Resultater 1978. NIVA l.nr. 1120

ORDFORKLARING

biomasse	Konsentrasjon av planter eller dyr per liter vann
fosfat	Kjemisk forbindelse av fosfor (PO_4) som planter trenger som næring. Er som regel vekstbegrensende for planteplankton i innsjøer
fosfor	Kjemisk grunnstoff (P). Inngår i plantenæringsstoffet fosfat
hypsografisk kurve	Grafisk fremstilling av dybde og volum av en innsjø i forhold til dybdenivå (se figur 2.3). Kurven angir vannvolum under et hvert dybdenivå, og areal av dybdekoter i innsjøen.
isopleter	Grafisk fremstilling der en linje går gjennom alle punkter med samme verdi, på samme måte som høydekoter på et kart går gjennom alle punkter på et gitt høydenivå. (se f.eks. figur 3.7)
kimtall	Konsentrasjon av bakterier i vann. Brukes ofte som indikator på konsentrasjon av løst organisk stoff (løste plante- og dyrerester).
kiselalger	Gruppe av mikroskopiske alger (planteplankton) med kisel skall. Også kalt diatomeer.
klorofyll	Plantenes grønne fargestoff. Brukes ved fotosyntesen. Konsentrasjonen av klorofyll i vann brukes som mål på konsentrasjon av planteplankton i vann.
konduktivitet	Mål for innholdet av løste salter i ferskvann
nitrat	Kjemisk forbindelse av nitrogen (NO_3) som planter trenger som næring.
nitrogen	Kjemisk grunnstoff (N). Inngår i bl.a. nitrat og ammonium.
oksygenmetning	Vannets innhold av oppløst oksygen uttrykt i prosent av den konsentrasjon som normalt løses opp ved en gitt temperatur
pH	Vannets surhetsgrad uttrykt på en skala fra 1 (meget sur) til 14 (meget basisk). Vannet er nøytralt ved $pH = 7$
plankton	Mikroskopiske planter (planteplankton) og dyr (dyreplankton) som svever i vannet
predasjon	Angir at en gruppe dyr lever av å spise en annen gruppe, f.eks. at fisk spiser dyreplankton.
rotenon	Indiansk plantegift som ble brukt til å drepe fisk. Fiske dør ved kvelning og kan derfor spises. Rotenon lages i dag syntetisk og brukes for å fjerne uønsket fisk fra innsjøer og vassdrag. Bekjempelse av lakseparasitten Gyrodactylus foretas effektivt vha. rotenon.
siktedyp	Mål for vannets klarhet. Måles ved å senke en hvit skive med diameter ca. 20 cm ned til det dyp der den forsvinner ut av syne.

termostabile koliforme bakterier	Bakterier som med sikkerhet stammer fra avføring fra mennesker eller varmblodige dyr. Brukes som indikasjon på fersk forurensning.
total koliforme bakterier	Bakterier som finnes i jord og i avføring fra mennesker og varmblodige dyr.
trofigrad	Skala for klassifisering av innsjøer etter næringsinnhold: næringsfattig (oligotrof), middels næringsrik (mesotrof) og næringsrik (eutrof).
turbiditet	Mål for vannets innhold av partikler (grumsethet).
vannets farge	Mål for innholdet av brune humusstoffer fra myr og skogsjord som farger vannet brunt.

TABELLVEDLEGG

St., År = BE1 1989 , BE1 1990

Dato	TotP	PO ₄ P	TotN	NO ₃ N	Kimtall	Tkoli37	Tkoli44
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	ant./ml	ant/100m	ant/100m
						1	1
891127	5.0	3.0	1400	1150	245	0	0
891211	3.0	1.0	1600	1375	122	2	0
900108	2.0	0.5	1900	1550	190	1	1
900205	3.0	<0.5	1600	1370	113	0	0
900305	3.0	<0.5	800	535	172	7	4
900402	2.0	0.5	573	510	31	0	0
900507	2.0	<0.5	783	685	440	2	1
900611	3.0	<1.0	948	815	190	3	1
MIN	2.0	<0.5	573	510	31	0	0
MAX	5.0	3.0	1900	1550	440	7	4
MIDDEL	2.9	<0.9	1200.5	998.7	187.9	1.9	0.9
MEDIAN	3.0	0.5	1173.8	982.4	181.0	1.5	0.5
ST.AVVIK	1.0	~0.9	484.1	412.7	120.5	2.4	1.4
ANT.OBS	8	8	8	8	8	8	8

St., År = BE2 1989 , BE2 1990

Dato	TotP	PO ₄ P	TotN	NO ₃ N	Kimtall	Tkoli37	Tkoli44
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	ant./ml	ant/100m	ant/100m
						1	1
891127	3.0	0.5	1700	1410	113	2	1
891211	2.0	2.0	500	330	104	2	0
900108	3.0	1.0	1900	1500	132	11	4
900205	4.0	0.5	1100	815	925	10	4
900305	3.0	<0.5	300	118	56	1	0
900402	2.0	<0.5	695	605	165	3	0
900507	3.0	<0.5	921	810	170	0	0
900611	1.0	<1.0	716	690	31	0	0
MIN	1.0	<0.5	300	118	31	0	0
MAX	4.0	2.0	1900	1500	925	11	4
MIDDEL	2.6	<0.8	979.0	784.7	212.0	3.6	1.1
MEDIAN	3.0	0.5	818.5	749.9	122.5	2.0	0.0
ST.AVVIK	0.9	-0.5	564.0	477.6	292.1	4.4	1.8
ANT.OBS	8	8	8	8	8	8	8

St., År = BE3 1989 , BE3 1990

Dato	TotP	PO ₄ P	TotN	NO ₃ N	Kimtall	Tkoli37	Tkoli44
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	ant./ml	ant/100m	ant/100m
						1	1
891127	4.0	1.0	1500	1195	186	1	2
891211	3.0	1.0	1600	1325	160	0	0
900108	3.0	2.5	1800	1500	127	8	4
900205	5.0	1.0	1100	825	930	11	3
900305	2.0	<0.5	700	500	145	5	0
900402	2.0	<0.5	597	500	140	1	1
900507	3.0	<0.5	789	700	315	0	1
900611	2.0	<1.0	941	805	130	1	0
900702	4.0	<1.0	624	420	1735	355	225
900806	2.0	<1.0	1400	1005	117	192	30
900924	2.0	<1.0	1190	1065	190	5	1
MIN	2.0	<0.5	597	420	117	0	0
MAX	5.0	2.5	1800	1500	1735	355	225
MIDDEL	2.9	<1.0	1112.8	894.5	379.5	52.6	24.3
MEDIAN	3.0	1.0	1100.4	824.7	160.4	4.9	0.9
ST.AVVIK	1.0	~0.5	419.3	356.5	507.3	115.2	67.1
ANT.OBS	11	11	11	11	11	11	11

St.,År = BE4 1989 , BE4 1990

Dato	TotP	PO ₄ P	TotN	NO ₃ N	Kimtall	Tkoli37	Tkoli44
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	ant./ml	ant/100m	ant/100m
						l	l
891127	24.0	18.0	1700	1270	595	12	1
891211	49.0	24.0	1600	1135	1165	17	3
900108	37.0	35.0	1600	1095	2295	26	12
900205	40.0	28.0	2100	1455	12000	82	23
900305	23.0	15.0	1500	1005	1685	14	0
900402	22.0	13.5	1200	865	150	0	1
900507	31.0	22.5	1180	850	975	0	0
900611	46.0	38.0	520		1700	28	31
900702	66.0	37.0	1200	515	14500	280	162
900806	53.0	40.0	1200	645	5000	>1600	>250
900924	29.0	22.0	683	260	2700	105	23
MIN	22.0	13.5	520	260	150	0	0
MAX	66.0	40.0	2100	1455	14500	>1600	>250
MIDDEL	38.2	26.6	1316.6	909.5	3887.7	>196.7	>46.0
MEDIAN	37.0	24.0	1200.1	934.7	1704.8	25.4	11.9
ST.AVVIK	14.2	9.6	452.8	361.3	4837.0	-472.5	-82.2
ANT.OBS	11	11	11	10	11	11	11

St.,År = BE5 1989 , BE5 1990

Dato	TotP	PO ₄ P	TotN	NO ₃ N	Kimtall	Tkoli37	Tkoli44
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	ant./ml	ant/100m	ant/100m
						l	l
891127	11.0	1.0	1300	865	74	0	0
891211	9.0	5.0	1200	880	22	0	0
900108	9.0	1.0	1400	950	100	0	0
900205	6.0	3.0	1200	825	6280	51	21
900305	10.0	2.0	900	630	580	1	0
900402	13.0	1.0	615	470	500	0	0
900507	14.0	1.0	450	169	130	1	0
900611	23.0	1.0	384	3	305	8	5
900702	24.0	1.0	435	1	110	7	1
900806	21.0	2.0	700	<1	300	48	8
900924	22.0	3.0	443	12	410	4	1
MIN	6.0	1.0	384	<1	22	0	0
MAX	24.0	5.0	1400	950	6280	51	21
MIDDEL	14.7	1.9	820.6	<436.9	801.0	10.9	3.3
MEDIAN	13.0	1.0	700.1	469.8	301.9	1.0	0.0
ST.AVVIK	6.5	1.3	391.9	-406.5	1826.6	19.3	6.4
ANT.OBS	11	11	11	11	11	11	11

St.,År = BE4 1977

Dato	TotP	TotN	Kimtall	Tkoli37	Tkoli44
	µg/l	µg/l	ant./ml	ant/100m	ant/100m
				1	1
770617	7.0	418			
770630	9.0	385			
770712	3.0	350			
770726	3.0	426			
770809	15.0	499			
770823	35.0	495	4800	240	80
770906	102.0	925	2900	350	0
770920	52.0	1660	1100	49	0
771011	53.0	2340	1900	310	120
771115	50.0	1850	400	350	180
MIN	3.0	350	400	49	0
MAX	102.0	2340	4800	350	180
MIDDEL	32.9	934.8	2220.0	259.8	76.0
MEDIAN	25.0	496.4	1900.2	309.9	80.0
ST.AVVIK	32.0	737.2	1716.7	126.1	78.0
ANT.OBS	10	10	5	5	5

St.,År = BE5 1977

Dato	TotP	TotN	Kimtall	Tkoli37	Tkoli44
	µg/l	µg/l	ant./ml	ant/100m	ant/100m
				1	1
770617	15.0	542			
770630	15.0	380			
770712	15.0	355			
770726	<2.0	401			
770809	35.0	560	77	8	0
770823	27.0	400	363	4	0
770906	37.0	625	160	4	1
770920	27.0	1480	180	170	15
771110	36.0	615	700	310	40
771115	25.0	660	500	350	300
MIN	<2.0	355	77	4	0
MAX	37.0	1480	700	350	300
MIDDEL	<23.4	601.8	330.0	141.0	59.3
MEDIAN	26.0	550.7	271.5	89.1	7.9
ST.AVVIK	-11.4	328.6	237.6	160.2	118.9
ANT.OBS	10	10	6	6	6

St., År = BE6 1989 , BE6 1990

Dato	TotP	PO ₄ P	TotN	NO ₃ N	Kimtall	Tkoli37	Tkoli44
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	ant./ml	ant/100m l	ant/100m l
891127	245.0	210.0	4100	2050	6700	16090	490
891211	3100.0	2150.0	7300	1800	1515	2285	1015
900108	1800.0	1050.0	5400	1500	156900	12635	6850
900205	150.0	80.0	2300	1430	24800	1155	675
900305	225.0	205.0	2100	1300	3150	1965	340
900402	155.0	125.0	1740	955	4800	1720	415
900507	215.0	200.0	3340	3100	14500	9750	685
900702	55.0	34.0	846	475	13500	4400	2700
900924	4500.0	3300.0	5760	355	12400	2600	>200
MIN	55.0	34.0	846	355	1515	1155	>200
MAX	4500.0	3300.0	7300	3100	156900	16090	6850
MIDDEL	1160.6	817.1	3654.0	1440.6	26473.9	5844.4	>1485.6
MEDIAN	222.9	206.1	3341.6	1430.1	12327.1	2595.1	675.9
ST.AVVIK	1627.3	1159.5	2146.8	838.5	49435.9	5541.6	-2146.9
ANT.OBS	9	9	9	9	9	9	9

St., År = BE7 1989 , BE7 1990

Dato	TotP	PO ₄ P	TotN	NO ₃ N	Kimtall	Tkoli37	Tkoli44
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	ant./ml	ant/100m l	ant/100m l
891127	1350.0	1300.0	7500	6550	7950	5980	1550
891211	205.0	205.0	3900	3400	605	1505	140
900108	145.0	130.0	3700	3150	715	13	6
900205	930.0	850.0	5300	4450	3055	141	375
900305	81.0	60.0	3200	2750	290	1374	455
900402	370.0	330.0	5630	5300	1070	60	17
900507	740.0	380.0	3100	820	375	48	18
900611	190.0	175.0	3110	2850	1600	112	69
900702	875.0	870.0	9600	7600	7650	270	97
900806	490.0	460.0	3700	2550	4500	1600	>250
900924	850.0	650.0	6500	5500	3250	64	>50
MIN	81.0	60.0	3100	820	290	13	6
MAX	1350.0	1300.0	9600	7600	7950	5980	1550
MIDDEL	566.0	491.8	5021.8	4083.6	2823.6	1015.2	>275.2
MEDIAN	489.7	380.5	3901.2	3401.3	1599.7	143.5	96.6
ST.AVVIK	410.1	385.9	2124.9	1992.7	2810.3	1767.8	-449.1
ANT.OBS	11	11	11	11	11	11	11

STORDAMMEN 1990

Verdi av TEMPERATUR °C

Dato	0507	0528	0621	0711	0730	0823	0910	Midde1
DYP meter								
0.1		13.2	18.0	17.2	20.1	16.2	13.9	16.4
0.5	16.5		18.0	16.5	20.1		13.9	17.0
1.0	16.0	12.4	17.8	16.4	20.1	16.2	13.9	16.1
1.5	15.4		18.0	16.2	20.1	16.2		17.2
2.0	14.8	12.1	18.0	16.1	19.8	16.1	13.9	15.8
2.5	14.0		17.7	16.0	19.6	16.1		16.7
3.0	13.0	12.0	17.5	15.0	18.0	16.1	13.9	15.1
3.5	11.6	12.0	16.0	14.0	17.5			14.2
4.0			14.0	13.8	17.0	16.0	13.9	14.9
4.4				13.6				13.6
4.5			13.2		16.0	16.0	13.9	14.8
Midde1	14.5	12.3	16.8	15.5	18.8	16.1	13.9	15.4

STORDAMMEN 1990

Verdi av OKSYGEN mg/l

Dato	0507	0528	0621	0711	0730	0823	0910	Midde1
DYP meter								
0.1		10.8	9.8	11.2	9.7	9.5	8.1	9.8
0.5	12.1		9.8	11.0	9.9		8.0	10.2
1.0	12.2	10.8	9.8	11.0	9.7	9.4	7.8	10.1
1.5	12.3		9.7	11.0	9.7	9.3		10.4
2.0	12.8	10.7	9.7	11.0	9.5	9.3	7.9	10.1
2.5	13.8		9.4	11.0	9.4	9.2		10.6
3.0	14.0	10.6	9.1	8.7	7.6	9.2	7.9	9.6
3.5	14.1	10.2	7.3	7.3	6.8			9.1
4.0			4.7	6.8	5.6	8.9	7.8	6.8
4.4				6.8				6.8
4.5			1.5		1.7	8.7	7.7	4.9
Midde1	13.0	10.6	8.1	9.6	8.0	9.2	7.9	9.5

STORDAMMEN

= 1990

Dato	TotP µg/l	P04P µg/l	TotN µg/l	N03N µg/l	Kond mS/m	Turb FTU	Farge mgPt/l	Sikt m	KLFA µg/l	STS mg/l	SGR mg/l	TOCF µg/l	TKOLI44 ant/100ml
Dyp													
900507 0:3	17.0	0.5	492	175	20.30	2.00	11.0	3.2	6.35				0
900528 0:3	37.0	<0.5	411	1	21.30	4.80	11.4	1.8	10.50				5
900621 0:3	25.0	<1.0	428	1	22.00	3.61	10.6	1.8	10.90				6
900711 0:3	41.0		497	37	20.70	3.00	11.5	1.8	11.90				3
900730 0:3	24.0		479	1	22.30	3.20	10.9	2.0	6.44				2
900823 0:3	49.0		641	<1	22.89	8.56	15.2	1.1	16.60	9.0	4.5	2350	4
900910 0:3	43.0		612	13	23.00	5.30	13.8	1.6	14.20	7.2	3.2		1
MIN	17.0	<0.5	411	<1	20.30	2.00	10.6	1.1	6.35	7.2	3.2	2350	0
MAX	49.0	<1.0	641	175	23.00	8.56	15.2	3.2	16.60	9.0	4.5	2350	6
MIDDEL	33.7	<0.7	508.6	<32.7	21.78	4.35	12.1	1.9	10.98	8.1	3.8	2350.0	3.0
MEDIAN	37.0	0.5	491.9	1.0	22.00	3.61	11.4	1.8	10.90	8.1	3.8	2350.0	3.0
TID.MID	34.6	<0.6	513.0	<26.8	21.90	4.48	12.2	1.8	11.26	7.6	3.5	2350.0	3.0
ST.AVVIK	11.8	-0.3	87.1	-64.1	1.05	2.16	1.7	0.6	3.77	1.3	0.9	0.0	2.2
ANT.OBS	7	3	7	7	7	7	7	7	7	2	2	1	7

STORDAMMEN

= 1978

Dato	TotP µg/l	TotN µg/l	Kond mS/m	Turb FTU	Farge mgPt/l	Sikt m	KLFA µg/l
Dyp							
780131 utl.	12.0	830					
780425 utl.	12.0	880					
780523 utl.	15.0	700					
780702 0:2	20.0	290	15.07	2.30	5.0	1.7	12.00
780709 0:2	27.0	490				1.7	14.40
780726 0:2	28.0	440				1.6	17.60
780814 0:2	16.0	480	16.28	2.10	13.0	1.5	19.90
780822 0:2	15.0	520	14.96	2.70	16.0	1.3	39.30
MIN	12.0	290	14.96	2.10	5.0	1.3	12.00
MAX	28.0	880	16.28	2.70	16.0	1.7	39.30
MIDDEL	18.1	578.8	15.44	2.37	11.3	1.6	20.64
MEDIAN	15.5	504.9	15.07	2.30	13.0	1.6	17.59
TID.MID	18.2	529.0	15.36	2.43	12.5	1.5	27.67
ST.AVVIK	6.3	204.3	0.73	0.31	5.7	0.2	10.86
ANT.OBS	8	8	3	3	3	5	5

Tabell Kvantitative planteplanktonprøver fra: Stordammen (bl.pr.0-3 m dyp)
 Volum 3/3

GRUPPER/ARTER	Dato=>	900507	900528	900621	900711	900730	900823	900910
Cyanophyceae (Blågrønnalger)								
<i>Gomphosphaeria naegelianae</i>		34.0	516.0	231.2	52.8	58.0	46.0	165.0
Sum		34.0	516.0	231.2	52.8	58.0	46.0	165.0
Chlorophyceae (Grønnalger)								
<i>Botryococcus braunii</i>		-	-	-	1.2	-	-	.6
<i>Chlamydomonas</i> sp. (l=8)		-	-	5.6	7.4	.5	.3	1.1
<i>Closterium limneticum</i>		70.0	-	.9	6.2	1.8	46.6	-
<i>Coelastrum microporum</i>		-	5.3	-	-	-	4.5	-
<i>Coelastrum reticulatum</i>		23.2	-	2.8	4.6	6.3	27.8	7.7
<i>Cosmarium</i> sp. (l=8,b=8)		-	.4	-	-	-	-	-
<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>		-	.8	.4	-	-	-	3.4
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> (genevensis)		.2	-	-	-	-	.8	-
<i>Koliella</i> sp.		-	-	-	.2	-	-	-
<i>Monoraphidium minutum</i>		1.3	7.2	3.8	7.6	5.3	1.1	.8
<i>Oocystis parva</i>		-	2.1	9.0	1.6	-	-	-
<i>Pediastrum boryanum</i>		52.2	9.6	11.4	19.6	16.1	287.5	6.3
<i>Pediastrum duplex</i> (var.)		116.2	58.8	45.0	19.5	10.5	79.5	18.0
<i>Pediastrum tetras</i>		-	-	-	-	-	.6	-
<i>Scenedesmus acuminatus</i>		-	1.2	4.4	21.2	-	-	-
<i>Scenedesmus arcuatus</i>		-	-	-	.3	-	-	-
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>		-	3.2	-	-	-	-	-
<i>Scenedesmus cf. armatus</i>		4.0	9.3	4.6	1.1	-	3.2	-
<i>Scenedesmus cf. ecornis</i>		-	2.1	1.3	-	-	-	9.5
<i>Scenedesmus quadricauda</i>		3.2	13.3	4.8	-	1.8	8.0	.7
<i>Scenedesmus</i> sp.		-	14.3	2.1	2.7	.8	1.9	75.4
<i>Scenedesmus spinosus</i>		-	.7	.8	-	-	-	-
<i>Selenastrum capricornutum</i> (Raph.subc.)		-	.4	1.1	1.1	.4	-	8.5
<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>		6.4	9.1	6.1	-	-	-	-
<i>Staurastrum paradoxum</i> v. <i>parvum</i>		74.2	4.0	8.0	23.9	23.9	11.9	.7
<i>Staurastrum smithii</i>		14.8	9.9	4.0	1.9	-	17.9	3.7
<i>Tetraedron caudatum</i>		-	.4	.8	-	.3	-	1.4
<i>Tetraedron minus</i> v. <i>scrobiculatum</i>		-	1.8	.6	-	.7	.7	4.8
Ubest.cocc.gr.alge (<i>Chlorella</i> sp.?)		-	1.1	-	-	-	-	2.7
Sum		365.5	154.9	117.4	119.9	68.3	492.2	145.2
Chrysophyceae (Gullalger)								
<i>Chromulina</i> sp.		-	1.2	4.8	4.1	1.4	-	-
<i>Chrysochromulina parva</i>		.1	3.9	3.7	60.1	11.6	9.8	30.2
<i>Craspedomonader</i>		-	-	.1	.8	-	-	-
<i>Dinobryon crenulatum</i> (acuminatum)		-	-	.3	.4	-	-	11.1
<i>Dinobryon</i> sp.		-	-	-	-	-	-	1.6
<i>Kephyrion</i> cf. <i>litorale</i>		-	-	.2	61.1	1.6	-	1.3
<i>Kephyrion</i> sp. (<i>K.obliquum</i> ?)		-	-	-	8.0	.8	-	-
Løse celler <i>Dinobryon</i> spp.		-	-	-	-	-	-	1.4
<i>Mallomonas</i> spp.		-	15.9	2.4	8.0	-	-	-
<i>Ochromonas</i> sp. (d=3,5-4)		1.9	11.7	14.9	7.7	8.7	5.9	1.0
<i>Pseudokephyrion entzii</i>		-	-	.1	-	-	-	.3
<i>Små chrysomonader</i> (<7)		6.7	45.8	70.0	55.3	53.9	17.6	57.2
<i>Spiniferomonas</i> sp.		-	-	-	-	-	-	3.2
<i>Store chrysomonader</i> (>7)		5.2	17.2	82.7	17.2	22.4	12.1	20.7
Ubest.chrysomonade (<i>Ochromonas</i> sp.?)		-	26.5	-	-	-	-	2.7
Ubest.chrysophyceae		-	-	.2	-	-	-	-
<i>Uroglena americana</i>		-	3.7	.8	-	-	-	159.7
Sum		13.8	125.9	180.1	222.6	100.3	45.4	290.3

Tabell Kvantitative planteplanktonprøver fra: Stordammen (bl.pr.0-3 m dyp)
Volum m³/m³

GRUPPER/ARTER	Dato=>	900507	900528	900621	900711	900730	900823	900910
Bacillariophyceae (Kiselalger)								
Achnanthes sp. (1=15-25)		-	3.2	-	-	-	-	-
Asterionella formosa		5.8	16.0	4.4	7.3	2.1	-	4.8
Cyclotella glomerata		-	11.7	1.6	.8	1.5	1.1	66.1
Cyclotella comta (+v. oligactis ?)		1660.1	745.6	279.3	518.1	1750.2	2626.4	13.5
Fragilaria crotonensis		438.5	851.9	100.0	271.5	39.6	320.7	265.6
Nitzschia gracilis		-	4.2	-	1.6	-	-	6.4
Synedra acus v. angustissima		-	1.2	1.2	3.3	-	-	-
Synedra acus v. radians		-	5.8	12.7	6.4	2.0	-	66.3
Synedra sp. (1=70-80)		3.2	38.2	26.2	151.6	14.6	5.3	227.9
Sum		2107.7	1677.8	425.5	960.5	1810.0	2953.5	650.6
Cryptophyceae								
Cryptomonas erosa v. reflexa (Cr.refl.?)		97.4	-	-	-	-	-	-
Cryptomonas marssonii		31.8	3.2	-	-	-	3.2	-
Cryptomonas sp. (1=17-18)		31.8	5.8	-	5.3	1.2	8.0	10.6
Cryptomonas spp. (1=24-28)		37.1	5.3	-	.8	-	.8	46.4
Katablepharis ovalis		.8	52.4	62.4	21.9	7.0	5.2	97.3
Rhodomonas lacustris (+v. nannoplantica)		44.6	38.2	43.7	67.7	.5	8.5	116.4
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)		8.0	-	-	-	-	-	-
Sum		251.4	104.8	106.0	95.8	8.7	25.7	270.7
Dinophyceae (Fureflagellater)								
Ceratium hirundinella		10.0	-	20.0	63.0	10.0	-	-
Gymnodinium cf. lacustre		-	1.9	7.0	22.3	3.2	-	4.8
Gymnodinium sp.1 (1=15-16)		-	-	-	13.3	-	-	-
Peridinium pusillum		-	-	-	-	-	-	10.6
Peridinium sp. (1=15-17)		-	8.7	4.4	-	-	4.4	17.5
Ubest.dinoflagellat		-	-	54.1	25.4	3.2	-	-
Sum		10.0	10.6	85.4	124.0	16.4	4.4	32.9
Xanthophyceae (Gulgrønnalger)								
Goniochloris cf. smithii		3.2	12.7	3.2	-	-	-	-
Sum		3.2	12.7	3.2	-	-	-	-
My-alger								
Sum		26.7	35.7	43.1	60.4	30.2	42.7	38.8
Total								
		2812.4	2638.5	1192.0	1636.1	2091.9	3609.9	1593.5

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69, Korsvoll
0808 Oslo 8

ISBN 82-577 -1857-2