



RA-SJØENE I VESTFOLD

O-90086

Akersvatnet

Blågrønnalger - vannkvalitet,
resultater av undersøkelser i 1989 og 1990



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen
Postboks 69, Korsvoll	Televeien 1	Rute 866	Breviksen 5
0808 Oslo 8	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5035 Bergen - Sandviken
Telefon (47 2) 23 52 80	Telefon (47 41) 43 033	Telefon (47 65) 76 752	Telefon (47 5) 95 17 00
Telefax (47 2) 39 41 89	Telefax (47 41) 44 513	Telefax (47 65) 78 402	Telefax (47 5) 25 78 90

Prosjektnr.: O-90086
Undernummer:
Løpenummer: 2646
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Akersvatnet. Blågrønnalger - vannkvalitet, resultater av undersøkelser i 1989 og 1990.	Dato: 29. juli 1991
Forfatter (e): Olav Skulberg	Faggruppe: Hydrobiologi
	Geografisk område: Vestfold
	Antall sider: Opplag: 56 100

Oppdragsgiver: Vestfold interkommunale vannverk (VIV).	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt: Vannkvalitet og blågrønnalgeutvikling ble undersøkt i Akersvatnet i vegetasjonsperiodene 1989 og 1990. De klimatiske forutsetninger for vekst av blågrønnalger var gunstige. <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> og <i>Microcystis aeruginosa</i> dannet vannblomst over lange perioder. Populasjonen av <i>Microcystis</i> var toksinproduserende (akerstox, microcystin-a). Miljøfaktorer som bidrar til masseforekomst av blågrønnalger drøftes i sammenheng med praktiske forholdsregler til å sikre egnet råvannskvalitet for drikkevannsforsyning.

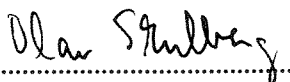
4 emneord, norske

1. Blågrønnalger
2. Vannblomst
3. Algetoksiner
4. Drikkevannsforsyning

4 emneord, engelske

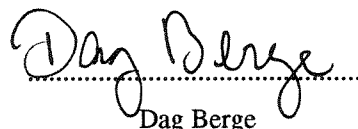
1. Cyanophytes
2. Water bloom
3. Phycotoxins
4. Drinking water supply

Prosjektleder



Olav Skulberg

For administrasjonen



Dag Berge

ISBN 82-577-1952-8

Norsk institutt for vannforskning

O-90086

AKERSVATNET

**Blågrønnalger - vannkvalitet,
resultater av undersøkelser i 1989 og 1990**

Oslo, 29.7.1991

Olav Skulberg

FORORD

Akersvatnet er kommet i sentrum av interesse for utforskningen av hvordan blågrønnalger påvirker vannkvalitet. Det var i 1984 at en masseutvikling med blågrønnalger ble påvist å være toksinproduserende. Siden da har arbeidet med Akersvatnet og blågrønnalgene der ført frem til bl.a. isolering av den toksinproduserende klon av *Microcystis aeruginosa*, karakterisering av gifteffektene og klarlegging av molekylstrukturen til toksinet *akerstox*. Akersvatnet er dermed blitt en lokalitet av internasjonal klasse i forskningssammenheng .

Det er spesielt gledelig nå å kunne legge frem for Vestfold interkommunale vannverk (VIV) resultatene av undersøkelsene utført i 1989 og 1990. De gunstige konstellasjoner av meteorologiske faktorer disse to årene for utvikling av blågrønnalger, ga oss egnede forhold til observasjoner i Akersvatnet. Kontrastene med årene 1987 og 1988 - da det var dårlige betingelser for blågrønnalgeutvikling - gjorde det bl.a. mulig med en inngående bedømmelse av faktorene som fører til masseforekomst av blågrønnalger i Akersvatnet.

Vi har den overbevisning at disse resultatene samtidig vil være av praktisk betydning for forvaltningen av Akersvatnet og behandlingen av problemene VIV har med innsjøen og vannforsyningen derfra.

Som ved tidligere undersøkelser av Akersvatnet har toksisitetstester blitt utført ved Institutt for næringsmiddelhygiene, Norges veterinærhøgskole. Vi takker for det positive samarbeidet.

Medarbeiderne ved NIVA - og spesielt Jozsef Kotai og Randi Skulberg - takkes for sin bistand med å få gjennomført denne oppgaven. Samarbeidet med VIV har vært praktisert på beste måte. Vi takker for god hjelp og velvilje.

Oslo, 29. juli 1991

Olav Skulberg

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	
1. SAMMENFATNING OG TILRÅDNINGER	7
2. OVERSIKT OVER TIDLIGERE UNDERSØKELSER	9
3. MATERIALE OG METODER	11
4. OBSERVASJONER OG RESULTATER	12
4.1 Meteorologiske forhold	12
4.2 Klimatisk bedømmelse	13
4.3 Vanntemperatur	14
4.4 Siktedyp og turbiditet	14
4.5 Surhetsgrad og konduktivitet	15
4.6 Makronæringsstoffer for alger	15
4.7 Utvikling av alger og blågrønnalger	16
5. TOKSINPRODUSERENDE BLÅGRØNNALGER	44
6. FORUTSETNINGER FOR MASSEUTVIKLING AV BLÅGRØNNALGER I AKERSVATNET	46
7. NITROGENVEKSTTALL SOM BESKRIVENDE PARAMETER FOR BLÅGRØNNALGEUTVIKLING	47
8. OPPNÅELIG FOSFORREDUKSJON OG PRAKTISKE TILTAK	50
8.1 Noen generelle holdepunkter	50
8.2 Fosforreduksjon og praktiske tiltak	51
9. HENVISNINGER	53

TABELLOVERSIKT

	Side
Tabell 1. Fysiske og kjemiske analysemetoder	11
Tabell 2. Temperaturavvik °C (månedsmiddeltemperatur + normaltemperatur). Målestasjon Melsom - nr. 2745.	12
Tabell 3. Månedlige nedbørhøyder som prosent av normalen. Målestasjon Melsom - nr. 2745	13
Tabell 4. Akersvatnet 1989. Resultater av kvantitativ algeplanktonundersøkelse, 1 m dyp	18
Tabell 5. Akersvatnet 1990. Resultater av kvantitativ algeplanktonundersøkelse, 1 m dyp.	19

FIGUROVERSIKT

	Side
Figur 1. Daggradsummer for lufttemperatur i perioden november-oktober 1960 - 1990. Målestasjon Melsom - nr. 2745.	20
Figur 2. Nedbørsummer for perioden november - oktober 1960 - 1990. Målestasjon Melsom - nr. 2745.	21
Figur 3. Samspill mellom klima og oppblomstringer av blågrønnalger.	22
Figur 4. Vanntemperatur i 1 m dyp i 1989 og 1990.	23
Figur 5. Vanntemperatur i dypene 1, 4 og 8 m. Mars - november 1990.	24
Figur 6. Siktedyp målt med Secchiskive i 1989 og 1990.	25
Figur 7. Turbiditetsmålinger i 1 m dyp i 1989 og 1990.	26
Figur 8. Målinger av surhetsgrad i 1 m dyp i 1989 og 1990.	27
Figur 9. Målinger av konduktivitet i 1 m dyp i 1989 og 1990.	28
Figur 10. Konsentrasjoner av ortofosfat i 1 m dyp i 1989 og 1990.	29
Figur 11. Konsentrasjoner av totalfosfor i 1 m dyp i 1989 og 1990.	30
Figur 12. Konsentrasjoner av nitrat i 1 m dyp i 1989 og 1990.	31
Figur 13. Konsentrasjoner av totalnitrogen i 1 m dyp i 1989 og 1990.	32
Figur 14. Planteplanktonets sammensetning i perioden mai - oktober 1990. Algevolum (mm^3/m^3) i 1 m dyp.	33
Figur 15. Resultater av kvantitativ algeplanktonbearbeiding i 1989.	34
Figur 16. Resultater av kvantitativ algeplanktonbearbeiding i 1990.	35
Figur 17. Observasjoner av blågrønnalger og vannblomstdannende arter, 1 m dyp.	36
Figur 18. Molekylstruktur til akerstox (microcystin-a).	38
Figur 19. Variasjoner i forholdet mellom totalnitrogen og totalfosfor i 0-6 m dyp for årene 1987-1990.	39
Figur 20. Nitrogenveksttall for 1 m dyp i 1989 og 1990.	40

- Figur 21. Sammenlikning mellom nitrogenveksttall for år med stor blågrønnalgeutvikling (1989 og 1990) og år med liten blågrønnalgeutvikling (1987 og 1988) 41
- Figur 22. Belastning med totalfosfor til Akersvatnet fra tilløpsbekkene (NIVA 1986a). 42
- Figur 23. Beregnede mengder av belastning og konsentrasjon av totalfosfor før og etter en eventuell avskjæring av Grimestadbekken. 43

1. Sammenfatning og tilrådninger

- Undersøkelsen i Akersvatnet ble videreført i 1989 og 1990. De klimatiske forutsetninger var spesielt gunstige for blågrønnalgeutvikling. Det er helt tilbake til 1970-årene at tilsvarende gode betingelser var til stede. Kontrastene med årene 1987 og 1988 - da det var beskjeden forekomst av blågrønnalger - gjorde det mulig med en inngående bedømmelse av faktorer som bidrar til masseforekomst av blågrønnalger i Akersvatnet.
- De hydrografiske forhold i undersøkelsesperioden er beskrevet. Vanntemperaturen i sommermånedene var i begge år høye, med registreringer over 20 °C. Siktedypet var sjelden mer enn 1,4 m, og nådde i observasjonsperioden aldri 2 m. Vannmassenes surhetsgrad varierte mellom 7,3 og 9,4. De høyeste verdier ble målt under forhold med masseutvikling av blågrønnalger. Vannmassenes konduktivitet var i området 17-21 mS/m 25 °C, med økende verdier målt mot slutten av vegetasjonsperioden.
- Høye konsentrasjoner av fosforforbindelser preget vannmassene i Akersvatnet. Selv under periodene med masseutvikling av blågrønnalger, var det både i 1989 og 1990 stadig påvisbare mengder av ortofosfat (> 3 µg P/l). For totalfosfors vedkommende var både konsentrasjonsnivået (omlag 45 µg P/l) og variasjonsmønsteret hovedsakelig sammenfallende i begge observasjonsår.
- Både i 1989 og 1990 var det raskt avtakende konsentrasjoner av nitrat i løpet av forsommeren. Minimale konsentrasjoner (< 5 µg N/l) var til stede i vannmassene om ettersommeren og tidlig høst. En markert nitratbegrensning gjorde seg gjeldende i Akersvatnet. Gjennom vegetasjonsperioden ble det påvist avtakende konsentrasjoner også av totalnitrogen, ned til under 600 µg N/l.
- Stor biologisk aktivitet preget Akersvatnet i vegetasjonsperiodene. I planteplanktonet var blågrønnalgene sterkest fremtredende, med kiselalger og grønnalger som de dernest følgende kvantitativt betydningsfulle algegrupper. Også i 1989 og 1990 var blågrønnalgene *Aphanizomenon flos-aquae*, *Gomphosphaeria naegeliana*, *Microcystis aeruginosa* og *Microcystis botrys* de dominerende arter. Vannblomstfenomenet med *Microcystis* og *Aphanizomenon* preget Akersvatnet i ukevis gjennom juli og august i begge år.
- Populasjonene av *Microcystis* utgjorde fortsatt toksinproduserende stammer av *M. aeruginosa*. Toksinet som ble dannet var akerstox (microcystin-a), et cyklisk heptapeptid med utpreget hepatotoksisk virkning. Nye internasjonale forskningsresultater - bl.a. at microcystiner hører til stoffer med mulig tumorfremkallende egenskaper, og de store oppblomstringer med *Microcystis* i 1989 og 1990, tilsier behov for aktuell bedømmelse av helserisiko knyttet til blågrønnalgene i Akersvatnet.

- Forutsetningene for masseutvikling av blågrønnalger i Akersvatnet er drøftet. Klimatiske faktorer og belastningsforhold med plantenæringsstoffer er utslagsgivende for algeveksten som realiseres. Forholdstallet mellom totalnitrogen og totalfosfor i Akersvatnets vannmasser i 1989 og 1990 lå over lange perioder spesielt gunstig an - med verdier under 29 - for fremvekst av blågrønnalger. Men selv i dårlige år for blågrønnalgeutvikling - f.eks. 1987 og 1988 - var det vannblomstfenomener med omfang og intensitet som er problematiske for en vannforsyning.
- Begrepet nitrogenveksttall blir definert og benyttes til å drøfte blågrønnalgeutviklingen i Akersvatnet. Når nitrogenveksttallet overskrider visse nivåer, vil blågrønnalger utvikle dominans i planteplanktonet, og nitrogenfiksering blir deretter en viktig fremmede prosess for vekst av blågrønnalger.
- Formålstjenlige tiltak for å bedre råvannskvaliteten i Akersvatnet til vannforsyningsformål må ha bakgrunn i realistiske forutsetninger om hva det er behov for, og hva som kan oppnås av forbedringer i praktisk sammenheng. Tilfredsstillende råvannskvalitet vil f.eks. innebære både nødvendigheten av å oppnå reduserte algemengder i Akersvatnet, og dessuten kontroll med oppblomstringer av blågrønnalger. En reduksjon av fosforbelastningen alene ned til "akseptabelt" nivå vil ikke sikre mot at vannblomst av blågrønnalger kan forekomme i perioder og kan gi praktiske ulemper og helserisiko for vannforsyningen.
- Et beregningseksempel med avskjæring av Grimestadbekken fra Akersvatnet viser hva en teoretisk reduksjon av belastningen med totalfosfor på 46 % vil innebære. Selv et så omfattende inngrep kan likevel ikke bringe middelkonsentrasjonen av totalfosfor i vannmassene ned til verdier under 24 µg P/l i Akersvatnet. "Akseptabelt" nivå er anslått til ca 14 µg P/l totalfosfor.
- Akersvatnet har en allsidig bruk og oppfyller mange funksjoner i natur- og samfunnsammenheng. Forvaltningen av innsjøen må derfor tilgodese flere viktige hensyn. Både kortsiktige og langsiktige virkemidler vil inngå i det vedvarende arbeidet med tiltak for å oppnå en vannkvalitet som kan være egnet i lokalsamfunnets sammenheng. Algeutviklingen - og med fremveksten av toksinproduserende blågrønnalger - lager spesielle praktiske problemer for bruken av Akersvatnet som råvannskilde til vannforsyning. Det er ikke realistisk å kunne løse disse problemene på kort sikt (f.eks. 10 års-periode) ved vanlige forurensningsbegrensende tiltak. Bare ekstraordinære fremgangsmåter - f.eks. anvendelse av kombinerte biologiske/kjemiske virkemidler - kan eventuelt representere straksløsninger i praktisk betydning.

2. Oversikt over tidligere undersøkelser

Resultatene fra undersøkelser danner til enhver tid grunnlaget for vurdering av tilstanden i Akersvatnet og behovet for eventuelle praktiske forholdsregler. Den løpende hygieniske bedømmelse av vannkvalitet er sentral for vannforsyningen og den praktiske drift av vannverket (VIV 1989, 1990).

Nedenfor er det gitt en oversikt over foreliggende rapporter for undersøkelser i Akersvatnet, eller skrifter knyttet til bruken av innsjøen som reservevannkilde for Vestfold interkommunale vannverk. De fleste av undersøkelsene er utført ved Norsk institutt for vannforskning. Dette forhold har sikret en hensiktsmessig kontinuitet i arbeidet med vannkvalitetsproblemene i Akersvatnet. Skriftene er ordnet kronologisk.

Norsk institutt for vannforskning (1984): Effektstudier av spylevannsutslipp fra Akersvannverkets rensesanlegg. Rapport O-84027, 5. des. 1984. 20 pp.

Statens institutt for folkehelse (1984): Planteplankton i Akersvann 1983, Rapport SK 2/84 (Mona Weideborg). 29. mars 1984. 15 pp.

Norsk institutt for vannforskning (1985): Giftproduserende blågrønnalger i Vestfold. Resultater av undersøkelser i 1984. Rapport O-84135, 18. april 1985. 21 pp.

Norsk institutt for vannforskning (1986a): Giftproduserende blågrønnalger i Vestfold. Resultater av undersøkelser i 1985. Rapport O-84135, 10. januar 1986. 32 pp.

Norsk institutt for vannforskning (1986b): Driftsundersøkelse av VIV's direktefiltreringsanlegg ved Akersvann. Rapport O-86068, juli 1986. 32 pp.

Norsk institutt for vannforskning (1986c): Bruksplan for Akersvannet. Bakgrunnsundersøkelser og forslag til tiltak. Rapport O-85118, 18. august 1986. 107 pp.

- Norsk institutt for vannforskning (1986d): VIV's direktefiltreringsanlegg ved Akersvann. Renseeffekter for alger, algetoksiner og andre vannkvalitetsparametre. Rapport O-86068, desember 1986. 74 pp.
- Norsk institutt for vannforskning (1987a): Giftproduserende blågrønnalger i Akersvatnet. Resultater av undersøkelser i 1986 for Vestfold interkommunale vannverk (VIV). Rapport O-84135, 9. mars 1987. 32 pp.
- Norsk institutt for vannforskning (1987b): Giftproduserende blågrønnalger i Vestfold. Undersøkelser i 1986 utført for Miljøvern avdelingen, Fylkesmannen i Vestfold. Rapport E-83462, 25. mars 1987. 21 pp.
- Norsk institutt for vannforskning (1988): Morfometri, hydrologi, vannkvalitet og beregninger av akseptabel fosforbelastning i 15 Vestfoldinnsjøer. Rapport O-87062, 28. oktober 1988. 98 pp.
- Norsk institutt for vannforskning (1989a): Blågrønnalger - vannkvalitet i Akersvatnet., Vestfold. Grafiske fremstillinger av fysiske og kjemiske observasjoner 1987 og 1988. Rapport O-84135, 28. februar 1989. 53 pp.
- Norsk institutt for vannforskning (1989b): Blågrønnalger - vannkvalitet i Akersvatnet, Vestfold. Resultater fra undersøkelser i 1987 og 1988 for Vestfold interkommunale vannverk (VIV). Rapport O-84135, 20. juni 1989. 35 pp.
- Norsk institutt for vannforskning (1990): Undersøkelser i Akersvatnet - fremdriftsrapport 1990. NIVA-notat, 20. november 1990, 8 pp.

3. Materiale og metoder

Undersøkelsene tok praktisk utgangspunkt i observasjoner og prøvetaking i Akersvatnet. Dette arbeidet ble utført etter rutinemessig opplegg og med standard fremgangsmåte (NIVA 1989). Det ble i felt foretatt målinger av fysiske faktorer (temperatur, siktedyp) og innsamlet prøver til kjemiske og biologiske analyser. Laboratoriebearbeiding av prøvene begynte umiddelbart etter innsamlingen med måling av turbiditet og pH og filtrering for bestemmelse av seston (Skulberg 1978). Vannprøvene ble deretter transportert til NIVAs laboratorier i Oslo for videre analysering. Metodene som ble anvendt var de rutinemessige for undersøkelser av kjemisk og biologisk vannkvalitet (Tabell 1). Identifikasjon og kvalitative undersøkelser av alger ble foretatt med optisk mikroskop. Planktonbearbeiding ble foretatt med kvantitative metoder (Utermöhl 1958).

Når det gjelder akutte toksisitetstester, ble disse utført ved Institutt for næringsmiddelhygiene, Norges veterinærhøgskole. Metodene som ble benyttet er tidligere beskrevet (Berg et al. 1987).

Undersøkelser av giftproduserende blågrønnalger befinner seg i et tidlig stadium av utforskning. Det gjelder både internasjonalt (WHO 1984, Falconer 1989), og her i landet (Skulberg 1988). Fremgangsmåter og analyseverktøy er derfor under utprøving og tilpasning. Samtidig er det bare et lite antall av de aktuelle biotoksiner som foreløpig er kjemisk og toksikologisk karakterisert (Falconer 1991).

Tabell 1. FYSISKE OG KJEMISKE ANALYSEMETODER

Analyseparameter	Enhet	Deteksjonsgrense	Metode	Instrument
Surhetsgrad	pH	0,1 pH	NS 4720	Orion Research Model 901
Konduktivitet	mS/m 25 ° C	0,1 mS/m	NS 4721	Philips PW 9527
Turbiditet	FTU	0,1 FTU	NS 4723	Hach Laboratory Turbidimeter Model 2100 A
Totalfosfor	µg P/l	1,0 µg P/l	NS 4725	Techn. Autoanalyzer II
Ortofosfat	µg P/l	0,5 µg P/l	NS 4724	Techn. Autoanalyzer II
Totalnitrogen	µg N/l	5 µg N/l	NS 4743	Techn. Autoanalyzer II
Nitrat	µg N/l	1 µg N/l	NS 4745	Techn. Autoanalyzer I
Tot.org.karbon	mg C/l	0,02 mg C/l	ISO Standard 8245	Astro 1850 TOC-TC analyzer

NS = Norsk standard

ISO = International Organization for Standardization

4. Observasjoner og resultater

4.1. Meteorologiske forhold

De aktuelle observasjonsdata ble innhentet fra Det Norske Meteorologiske Institutt. Målestasjonen er Melsom (stasjon nr. 2745) i Stokke kommune. Stasjonens beliggenhet i nærområdet til Akersvatnet gjør den egnet til formålet.

For å belyse nærmere hvordan temperaturforholdene har vært forskjellig fra normalen i den siste femårsperiode, er temperaturavvikene (månedsmiddel \pm normal) sammenstilt i Tabell 2. Når det gjelder den generelle temperaturutvikling den siste mannsalder på den nordlige halvkule, kan det være interessant å nevne en hovedtendens. Den årlige gjennomsnittstemperatur har vært avtakende siden 1930-årene (omlag 0,3°C over en tredveårsperiode, Wallén 1986). Samtidig har temperatursvingningene de enkelte år vist større amplityder.

Det er spesielt ett forhold som fortjener oppmerksomhet i den aktuelle sammenheng. Det gjelder varmesummen (daggradsummer av lufttemperatur). I Figur 1 er data for november - oktober i perioden 1960 - 1990 fremstilt grafisk. Som det fremgår har årene 1989 og 1990 de høyeste verdiene. Sett over hele tidsrommet (1960 - 1990) er det dessuten en viss tendens til økende verdier i daggradsummer for lufttemperatur.

Tabell 2. TEMPERATURAVVIK, °C (MÅNEDSMIDDELTEMPERATUR \pm NORMAL-TEMPERATUR).

Målestasjon Melsom - nr. 2745.

År	Jan.	Feb.	Mars	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Des.	Jan. Des.
1986	-3,3	-4,4	1,4	-1,9	0,4	1,8	-0,7	-2,2	-2,2	0,8	3,3	0,7	-1,1
1987	-6,7	-0,5	-3,8	0,3	-0,9	-2,3	-0,5	-2,4	-1,5	1,5	-0,8	-0,3	-1,5
1988	5,2	3,3	-0,2	-1,1	2,2	4,0	-0,3	-0,4	2,4	-0,6	-1,2	-0,5	1,1
1989	8,4	7,4	4,9	0,8	1,2	1,2	0,1	-1,2	0,2	1,0	1,3	-0,3	2,1
1990	6,2	8,0	6,4	2,6	2,0	0,9	0,1	0,6	-0,6	0,4	-1,3	1,5	2,2

Nedbørforholdene har avgjørende betydning for den biologiske utvikling i innsjøene. I Tabell 3 er det gitt en oversikt over aktuelle månedlige nedbørhøyder som prosent av normalen fremstilt for den siste femårsperioden. Det fremgår at 1989 hadde relativt liten nedbørmengde, mens forholdene i 1990 svarte til normalen. I Figur 2 er nedbørforholdene fremstilt som nedbørsummer for perioden

1960 - 1990. Vurdert på grunnlag av denne tredveårsoversikt, fremhever årene 1987 og 1988 seg som nedbørrike, mens årene 1989 og 1990 var tilsvarende nedbørfattige.

Tabell 3. MÅNEDLIGE NEDBØRRHØYDER SOM PROSENT AV NORMALEN.
Målestasjon Melsom - nr. 2745.

År	Jan.	Feb.	Mars	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Des.	Jan-Des
1986	150	2	232	60	164	66	36	293	32	127	97	128	117
1987	23	102	327	74	114	164	63	96	131	235	107	22	115
1988	286	265	485	83	59	58	233	170	92	90	19	43	135
1989	13	151	310	184	30	59	92	120	63	71	78	55	89
1990	151	316	54	124	23	116	96	86	52	78	31	143	100

4.2. Klimatisk bedømmelse

Det er tidligere gjort en teoretisk behandling av klimaets betydning for oppblomstringer av blågrønnalger i Akersvatnet (NIVA 1989).

De fysiske forutsetninger for algevekst omfatter bl.a. lys, temperatur og oppholdstid. Forholdstallet som fremkommer ved å dele daggradssummen av vanntemperatur i vekstperioden med utløpsvannmengden fra innsjøen, gir et uttrykk til å bedømme disse vekstbetingelser. I Akersvatnets tilfelle er mai - september den aktuelle vekstperiode. Da innsjøen har et relativt lite nedbørfelt og med enhetlige forhold, vil det være en nær sammenheng mellom nedbørmengder og avløp. Samtidig vil lufttemperaturen tilnærmet gjenspeile vanntemperaturen i Akersvatnet. Med disse tilnærmede forutsetninger for beregninger er det gjort en drøftelse av samspillet mellom klimatiske faktorer og blågrønnalgeutvikling. Økende verdier for forholdstallet er gunstige for blågrønnalgene, minkende verdier er tilsvarende ugunstige. Resultatene er fremstilt i Figur 3. Når det gjelder årene 1989 og 1990 fremgår det at disse hører til blant de mest gunstige for masseutvikling av blågrønnalger i perioden som betraktes. Vi må tilbake til slutten av 1970-årene for å finne tilsvarende gode betingelser for blågrønnalgeutvikling.

4.3. Vanntemperatur

Temperaturgangen i Akersvatnet i 1 m dyp er grafisk fremstilt i Figur 4. Det var hovedsakelig det samme forløp i temperaturutvikling begge observasjonsår. Allerede i juni ble det en betydelig oppvarming av vannmassene med temperaturer over 16 °C. I 1989 ble det i juli registrert vanntemperatur over 20 °C. Derimot var august varmere i 1990 sammenliknet med i 1989. Begge observasjonsår foregikk det en relativ gradvis avkjøling av vannmassene i september. Islegging fant sted i november.

Punktmålingene av temperaturen i 1, 4 og 8 m dyp (Figur 5) viste at det gjennomgående praktisk talt var sammenfallende verdier. Forholdet gjenspeiler den effektive omrøring av vannmassene knyttet til det grunne Akersvatnets vindeksponerte beliggenhet.

(I oktober 1989 ble NIVAs observasjonssystem med elektroniske temperaturloggere på dypeste punkt i Akersvatnet konstatert å være blitt stjålet. Tre instrumenter plassert hengende fra bøye i h.h.v. 1, 4 og 8 m under overflaten var blitt fjernet. Forholdet innebærer at vi mangler sammenlikningsdata for 1989 og 1990 med de vellykkede kontinuerlige observasjoner som ble gjort i 1988).

4.4. Siktedyp og turbiditet

Observasjoner av siktedyp og turbiditet gir holdepunkter for vannmassenes generelle kvalitet. Vannets klarhet og fargepreg gir en god beskrivelse av tilstanden i en innsjø.

Siktedypet (målt med Secchiskive) er avhengig av hvordan partikulære og løste, fargede komponenter i vannet innvirker på optiske egenskaper. I Akersvatnet har partikulært materiale i perioder en betydelig innflytelse på siktbarheten i vannmassene. For å bedømme forholdene er det hensiktsmessig å se på resultatene av målingene av siktedyp og turbiditet i sammenheng,

Resultatene fra målingene av siktedyp er fremsilt i Figur 6. Det var betydelig forskjell i verdiene for de to årene. I 1989 var det gjennomgående klarere vann sammenliknet med i 1990. Men det er lave verdier det dreier seg om, med siktedyp som sjelden overskrider 1,4 m og som i observasjonsperioden aldri nådde 2 m.

Turbiditetsmålingene (Figur 7) er i samsvar med beskrivelsen ovenfor. Vannmassenes partikkelinnhold (seston) var sterkt varierende, og verdiene for 1990 lå i perioder høyere sammenliknet med i 1989. Den milde vinter 1989 - 1990 hadde til dels mye nedbør som regn. Dette bidro til det høye partikkelinnhold i vannmassene under vårsituasjonen.

4.5. Surhetsgrad og konduktivitet

Det er likevekten mellom bundet og fri karbondioksyd som i hovedsak er bestemmende for pH-verdien i ferskvann. Derfor vil primærproduksjon (fotosyntese) og nedbrytning av organisk materiale (respirasjon) påvirke surhetsgraden i vann.

Variasjonene som ble registrert i Akersvatnet over tid (Figur 8) gjenspeiler slike forhold. Vannmassenes pH-verdi svingte mellom 7,3 og 9,4. Både i 1989 og 1990 ble de høyeste verdier målt under forhold med masseutvikling av alger.

Vannmassenes konduktivitet er avhengig av flere faktorer, men oppløste stoffer i ioneform og deres konsentrasjoner er spesielt utslagsgivende. I Akersvatnet var konduktiviteten i 1989 og 1990 varierende mellom 17 og 21 mS/m 25 °C. Det er karakteristisk (Figur 9) at økende verdier for konduktivitet blir registrert gjennom vegetasjonsperioden. Både fysiske faktorer og biologiske prosesser bidrar som årsaker til forholdet (Wetzel 1975).

4.6. Makronæringsstoffer for alger

I det følgende blir det gitt en fremstilling av enkelte kjemiske sider ved stoffskiftet i Akersvatnet. Når det gjelder kjemiske faktorer, er det i stor grad fosfor- og nitrogenforbindelser som er bestemmende for hvordan algevegetasjonen i planktonet utvikler seg. Så vel kvalitative som kvantitative sider ved algeveksten er avhengig av tilførsel og tilgjengelighet av disse stoffene. Derfor er også problemene med blågrønnalgene og deres toksindannelse (Skulberg 1988) nær knyttet til kjemiske forhold ved fosfor- og nitrogenstoffskiftet i Akersvatnet.

Relativt høye konsentrasjoner av fosforforbindelser preget vannmassene i Akersvatnet. I Figur 10 er analyseresultatene av ortofosfat i 1 m dyp fremstilt. Verdiene for totalfosfor er tilsvarende gjengitt i Figur 11. Det gjør seg gjeldende betydelige svingninger i innhold av ortofosfat gjennom tid. Det er mange faktorer som bidrar til å lage slike variasjoner (Wetzel 1975). Tilførsler av ortofosfat - fra nedbørfelt og innsjøsedimenter - og opptaksprosesser av biologisk karakter foregår kontinuerlig. Men selv under perioder med masseutvikling av alger, var det i 1989 og 1990 stadig påvisbare mengder ortofosfat ($> 3\mu\text{g P/l}$) i Akersvatnets vannmasser. For totalfosfors

vedkommende var både konsentrasjonsnivået (omlag 45 µg P/l) og variasjonsmønsteret stort sett sammenfallende for begge observasjonsår.

Resultatene av analysene knyttet til nitrogen ble utsagnskraftige når det gjelder å forstå Akersvatnets biologiske produksjonsprosesser. Forholdene er fremstilt i Figur 12 (konsentrasjoner av nitrat i 1 m dyp) og Figur 13 (konsentrasjoner av totalnitrogen i 1 m dyp).

Vannmassene viste raskt avtakende konsentrasjoner av nitrat gjennom mai og juni begge år. Minimale konsentrasjoner var til stede om ettersommeren og tidlig høst. I løpet av oktober ble det på nytt påvist tiltakende nitratkonsentrasjoner.

Fra bestemmelsene som ble gjort av totalnitrogen fremkom et tilsvarende variasjonsmønster i konsentrasjonsforhold. Gjennom våren og forsommeren 1989 og 1990 fant det sted prosesser som førte til avtakende konsentrasjoner i vannmassene av totalnitrogen. Forholdet vedvarte - med noen periodiske variasjoner i juli og august frem til midten av september. Lave verdier (<600 µg N/l) holdt seg deretter frem til midten av oktober, da stigende konsentrasjoner for totalnitrogen igjen ble observert.

Det er samspillet mellom en rekke biologiske stoffskifteprosesser knyttet til dannelse og nedbrytning av organisk substans som de beskrevne forløpene i konsentrasjoner av fosfor- og nitrogenforbindelser gjenspeiler. Så vel i 1989 som 1990 var det spesielt stor biologisk aktivitet i Akersvatnet. Dette kom også til uttrykk i algeutvikling og vannblomstdannelse med blågrønnalger disse årene.

4.7. Utvikling av alger og blågrønnalger

Algesamfunnet i Akersvatnets fri vannmasse er preget av en sammensetning som karakteriserer eutrofe - hypereutrofe innsjøer (Brettum 1989). Dette gjelder både kvalitative og kvantitative sider ved algevegetasjonen. For å illustrere forholdet er det i Figur 14 gitt en grafisk fremstilling av planteplanktonets sammensetning i 1990. Det er resultatene fra den kvantitative bearbeiding av algene i 1 m dyp som er lagt til grunn. Betraktes hele tidsperioden mai - oktober under ett, var blågrønnalger sterkest fremtredende, med kiselalger og grønnalger som de dernest følgende kvantitativt betydningsfulle algegrupper.

I Tabell 4 og Tabell 5 er resultatene av den kvantitative algeplanktonbearbeiding sammenstilt. En sammenfattende fremstilling av planteplanktonet de enkelte år er laget i Figur 15 (1989) og Figur 16 (1990). I det følgende kommenteres blågrønnalgevegetasjonen nærmere.

Fremtredende arter av blågrønnalger i planktonet var *Aphanizomenon flos-aquae*, *Gomphosphaeria naegeliana*, *Microcystis aeruginosa* og *Microcystis botrys*. Dette er arter som er velkjente i Akersvatnets planktonsamfunn fra langt tilbake (Dalin 1955, Skulberg 1968). Det er *M. aeruginosa* som har vært spesielt problematisk med sin toksindannelse. Som vannblomstdannende organisme er *M. aeruginosa* en relativ nykommer i Akersvatnet (NIVA 1985), men arten har tidligere vært påvist her som i andre eutrofierte innsjøer i Vestfold (Romstad et al. 1972).

I Figur 17 er det gitt en sammenliknende fremstilling av utviklingen med blågrønnalger i Akersvatnet i de siste fire år (1987 - 1990). Det fremgår hvordan 1989 og 1990 var preget av frodig blågrønnalgevekst. Artene *Aphanizomenon flos-aquae* og *Microcystis aeruginosa* var fremtredende vannblomstdannere. Ukevis i juli og august begge år gjorde vannblomstfenomenet seg gjeldende.

TABELL 4. AKERSVATNET 1989. RESULTATER AV KVANTITATIV ALGEPLANKTON-UNDERSØKELSE, 1 M DYP.

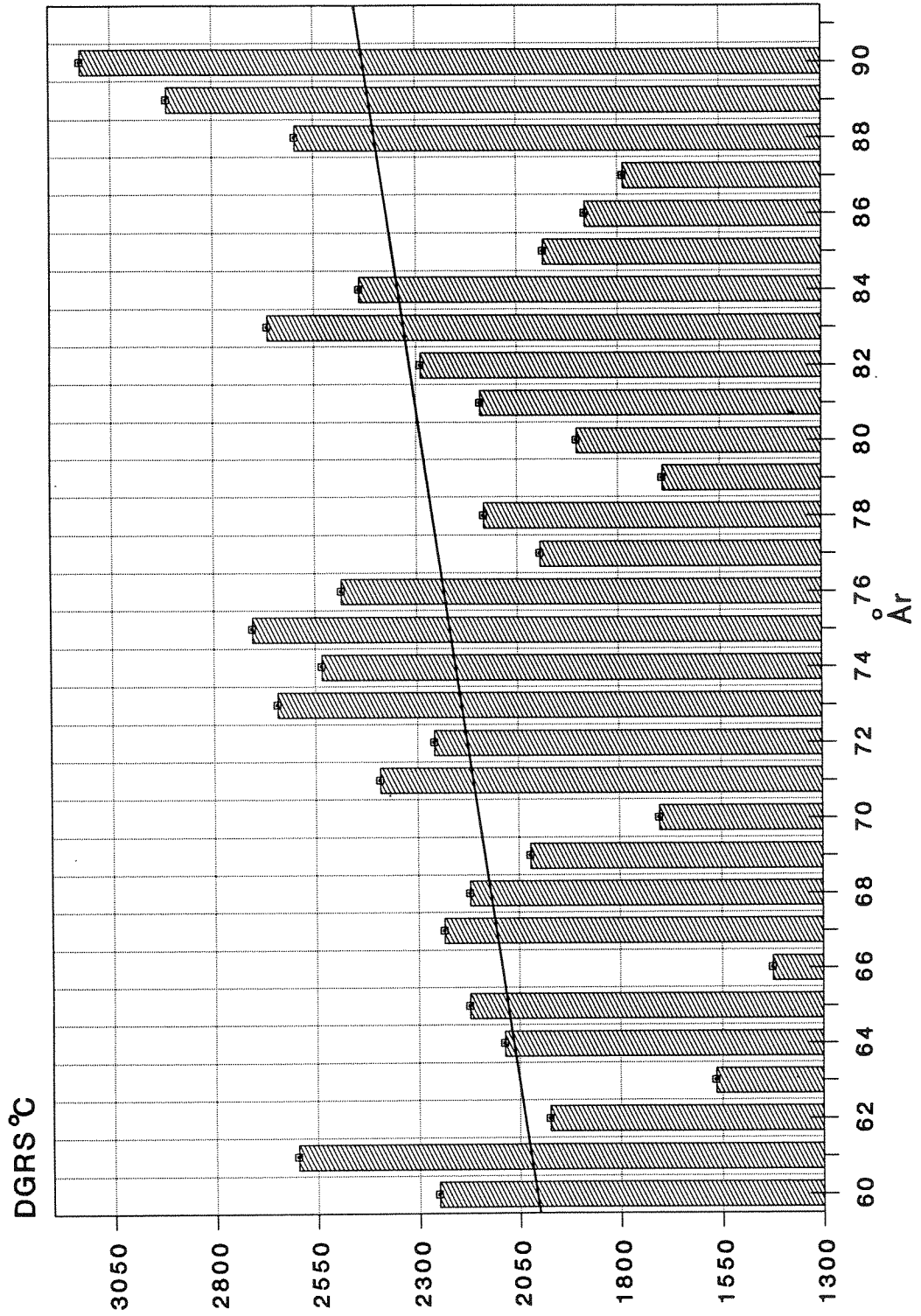
GRUPPER/ARTER	Dato>	890522	890614	890619	890704	890712	890801	890821	890828	890911	890927	891023
Cyanophyceae (Blågrønnalger)												
Anabaena spiroides	-	-	-	-	-	-	-	3.0	-	2.3	-	-
Aphanizomenon flos-aquae	-	-	154.1	544.6	8892.3	301.4	626.8	232.9	-	-	1.1	-
Aphanothece sp.	-	-	-	-	-	-	4.7	21.0	2.3	2.3	-	-
Gomphosphaeria naegeliana	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14.0
Microcystis aeruginosa	-	-	-	-	21.8	13.0	88.3	1097.6	333.0	92.6	30.2	-
Sum	-	-	154.1	544.6	8914.1	314.4	722.9	1351.5	337.7	96.0	44.2	-
Chlorophyceae (Grønnalger)												
Ankyra judai	41.7	7.5	16.5	2.3	1.2	-	-	-	-	-	.3	-
Ankyra lanceolata	.7	8.0	.6	11.2	.7	-	-	-	-	-	-	-
Chlamydomonas sp. (l=8)	.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.5
Closterium acutum v.variabile	-	26.5	26.5	3.1	-	32.7	-	-	-	-	-	1.2
Closterium limneticum	-	6.4	11.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coelastrum microporum	-	5.8	-	-	-	-	-	5.8	-	-	-	-
Cosmarium subcostatum	-	-	-	-	-	23.9	39.9	8.0	-	-	-	-
Dictyosphaerium pulchellum	-	-	-	1.6	-	4.0	22.7	22.7	13.8	12.1	4.0	-
Elakatothrix viridis	1.9	-	-	-	-	-	-	.8	-	-	-	-
Microactinium pusillum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.2	-	-
Oocystis lacustris	-	33.6	23.4	9.8	-	2.8	10.9	7.8	5.0	-	1.7	-
Oocystis parva	1.9	-	-	-	-	.9	-	1.1	-	-	-	-
Pediastrum boryanum	-	25.6	-	16.0	-	-	-	-	-	-	-	-
Pediastrum duplex	22.4	25.2	-	14.0	1.4	1.4	4.2	-	17.1	-	-	-
Scenedesmus arcuatus	-	-	-	-	-	-	-	-	1.9	-	-	-
Scenedesmus bicaudatus	-	-	-	7.6	1.6	-	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus denticulatus	-	-	-	-	-	-	-	3.1	-	-	-	-
Scenedesmus denticulatus v.linearis	-	-	-	-	-	14.0	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus quadricauda	-	5.0	3.1	-	-	-	2.5	11.2	7.5	6.2	2.5	-
Scenedesmus spp.	-	-	3.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Schroderia cf.setigera	1.6	-	.5	-	1.2	.3	-	-	.3	-	-	-
Sphaerocystis schroeteri	-	14.5	.5	4.8	-	-	-	-	-	-	-	-
Staurastrum gracile (forma)	19.5	62.3	109.0	379.9	591.9	1541.4	848.6	615.0	46.7	7.8	7.8	-
Staurastrum paradoxum	-	-	31.1	4.7	-	15.6	28.0	4.7	4.7	4.7	-	-
Staurastrum planktonicum	2.4	171.3	124.6	14.0	-	112.1	124.6	218.0	28.0	15.6	2.0	-
Sum	92.3	391.6	350.6	469.1	598.1	1749.2	1087.1	892.3	128.2	46.7	21.7	-
Chrysophyceae (Gullalger)												
Uchromonas sp. (d=3.5-4)	9.1	5.4	3.5	1.0	.3	.2	-	-	-	-	-	.4
Smaå chrysoomonader (<7)	33.6	27.5	13.8	27.1	43.7	37.0	42.9	6.9	24.9	52.2	25.9	-
Store chrysoomonader (>7)	38.5	58.7	87.1	22.3	16.2	13.2	18.2	5.1	14.2	12.1	14.2	-
Sum	81.2	91.6	104.4	50.4	60.3	50.4	61.1	11.9	39.1	64.4	40.5	-
Bacillariophyceae (Kiselalger)												
Asterionella formosa	-	13.1	9.9	11.2	4.0	12.0	5.1	-	-	-	-	1.1
Fragilaria crotonensis	-	-	-	20.9	74.8	36.3	24.2	-	-	-	-	1.7
Melosira ambigua	-	-	-	39.7	187.5	592.3	67.3	-	19.4	214.9	44.4	-
Melosira distans v.alpigena	-	2.2	-	21.8	10.1	10.9	-	9.8	-	7.6	-	-
Melosira granulata	-	5.6	-	61.6	150.4	3141.8	2740.3	87.2	112.1	4.8	4.0	-
Melosira granulata v.angustissima	1.3	3.7	-	16.8	41.4	70.8	4.4	-	-	2.2	2.8	-
Melosira italica	-	8.1	-	31.8	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitzschia gracilis	-	-	-	-	9.3	1.9	-	-	-	-	-	-
Stephanodiscus astraea	64.0	21.6	49.8	-	19.2	647.7	236.7	348.8	509.6	2366.6	149.5	-
Synedra sp.1 (l=40-70)	9.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum	75.1	54.3	59.7	203.8	496.8	4513.7	3077.9	445.8	641.1	2596.1	203.4	-
Cryptophyceae												
Chroomonas sp. (Chr.acuta ?)	-	-	-	69.2	.6	-	-	-	-	-	-	-
Katablepharis ovalis	-	-	-	2.2	1.7	-	-	-	-	-	-	1.2
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	-	.8	.8	1.9	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum	-	.8	.8	73.3	2.3	-	-	-	-	-	-	1.2
Dinophyceae (Fureflagellater)												
Ceratium hirundinella	12.6	-	-	25.2	58.8	-	-	-	-	-	-	-
Peridinium cinctum	-	-	-	-	-	7.6	22.8	-	-	-	7.6	-
Sum	12.6	-	-	25.2	58.8	7.6	22.8	-	-	-	7.6	-
Euglenophyceae												
Trachelomonas hispida (forma)	-	12.5	-	86.4	112.1	298.9	143.2	68.5	56.1	138.3	63.4	-
Sum	-	12.5	-	86.4	112.1	298.9	143.2	68.5	56.1	138.3	63.4	-
My-alger												
Sum	-	48.6	39.9	60.6	71.8	41.9	58.3	41.5	49.7	50.8	46.7	-
Total												
		261.2	599.4	709.5	1513.5	10315.0	6976.1	5173.3	2811.7	1251.9	2999.9	421.2

TABELL 5. AKERSVATNET 1990. RESULTATER AV KVANTITATIV ALGEPLANKTON-UNDERSØKELSE, 1 M DYP.

GRUPPER/ARTER	Dato=>	900514	900625	900723	900820	900903	900918	901022
Cyanophyceae (Blågrønnalger)								
Anabaena spiroides	-	-	4.2	-	-	-	4.2	-
Aphanizomenon flos-aquae	-	35.0	769.6	775.4	40.8	166.2	2.9	-
Gomphosphaeria naegelianiana	-	-	10.6	143.1	-	9.3	-	-
Microcystis aeruginosa	-	25.2	250.4	2678.2	918.2	612.2	36.0	-
Microcystis wesenbergii	-	-	-	58.0	-	-	-	-
Sum	-	60.2	1034.8	3654.7	959.0	791.8	38.9	-
Chlorophyceae (Grønnalger)								
Ankyra lanceolata	-	2.8	.6	-	-	-	-	-
Closterium acutum v. variable	-	31.0	1.2	-	-	-	-	-
Coelastrum microporum	2.2	29.4	9.8	-	-	-	-	-
Coelastrum sphaericum	-	-	15.9	-	-	-	-	-
Cosmarium depressum	-	15.9	.5	-	21.2	10.4	8.0	-
Cosmarium subcostatum	-	-	-	3.4	4.0	-	-	-
Diomorphococcus lunatus	-	-	2.1	-	-	-	-	-
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	-	-	.8	-	-	-	-	-
Elakatothrix viridis	-	.8	-	-	-	-	-	-
Komarekia appendiculata	-	2.8	-	-	-	-	-	-
Oocystis cf. marssonii	515.8	63.1	24.8	1.0	6.8	3.3	2.3	-
Oocystis parva	-	-	-	1.1	.5	-	-	-
Pediastrum boryanum	9.8	39.8	9.3	-	-	2.4	1.2	-
Pediastrum duplex	1.3	6.6	-	-	-	-	-	-
Planctosphaeria gelatinosa	-	-	-	-	4.0	.6	-	-
Scenedesmus arcuatus	1.5	742.5	159.0	11.1	5.2	13.8	46.5	-
Scenedesmus bicaudatus	-	2.1	-	-	-	-	-	-
Scenedesmus quadricauda	2.1	4.0	2.7	2.7	10.6	8.0	-	-
Scenedesmus sp.	8.0	-	-	-	-	-	-	-
Sphaerocystis schroeteri	.7	-	-	-	-	-	9.1	-
Staurastrum gracile	-	-	-	-	-	1.0	-	-
Staurastrum paradoxum	1.2	13.3	5.3	4.0	1.8	.6	-	-
Staurastrum planktonicum	1.6	120.0	-	-	-	-	-	-
Ubest. cocc. gr. alge (Chlorella sp.?)	-	-	2.1	-	-	-	-	-
Sum	544.2	1074.0	234.1	23.3	54.0	40.0	67.1	-
Chrysophyceae (Gullalger)								
Ochromonas sp. (d=3,5-4)	2.4	-	-	-	.4	.4	1.6	-
Små chrysomonader (<7)	7.8	4.5	5.9	10.3	6.4	8.1	9.1	-
Store chrysomonader (>7)	7.8	1.7	8.6	23.3	10.3	4.3	7.8	-
Sum	17.9	6.2	14.5	33.6	17.1	12.8	18.5	-
Bacillariophyceae (Kiselalger)								
Asterionella formosa (v. acaroides)	-	13.8	229.2	-	-	-	10.7	-
Fragilaria crotonensis	-	-	33.1	8.4	1.2	47.7	114.0	-
Melosira ambigua	-	-	432.4	13.8	3.7	142.8	2085.0	-
Melosira granulata	-	-	1908.0	82.4	-	216.0	-	-
Melosira italica v. tenuissima	-	-	149.8	5.6	-	-	149.8	-
Stephanodiscus astraea	2.4	106.8	-	-	-	-	10.0	-
Sum	2.4	120.6	2752.6	110.2	4.9	406.5	2369.5	-
Cryptophyceae								
Katablepharis ovalis	-	1.0	-	-	-	-	-	-
Sum	-	1.0	-	-	-	-	-	-
Dinophyceae (Fureflagellater)								
Ceratium hirundinella	-	18.0	-	360.0	90.0	12.0	-	-
Peridinium cinctum	-	28.0	-	28.0	7.0	28.0	-	-
Sum	-	46.0	-	388.0	97.0	40.0	-	-
Euglenophyceae								
Trachelomonas volvocina	2.7	5.2	10.3	108.5	83.1	103.0	1.1	-
Sum	2.7	5.2	10.3	108.5	83.1	103.0	1.1	-
My-alger								
Sum	21.6	14.0	-	-	16.7	14.3	16.6	-
Total								
		588.8	1327.2	4046.2	4318.3	1231.9	1408.5	2511.7

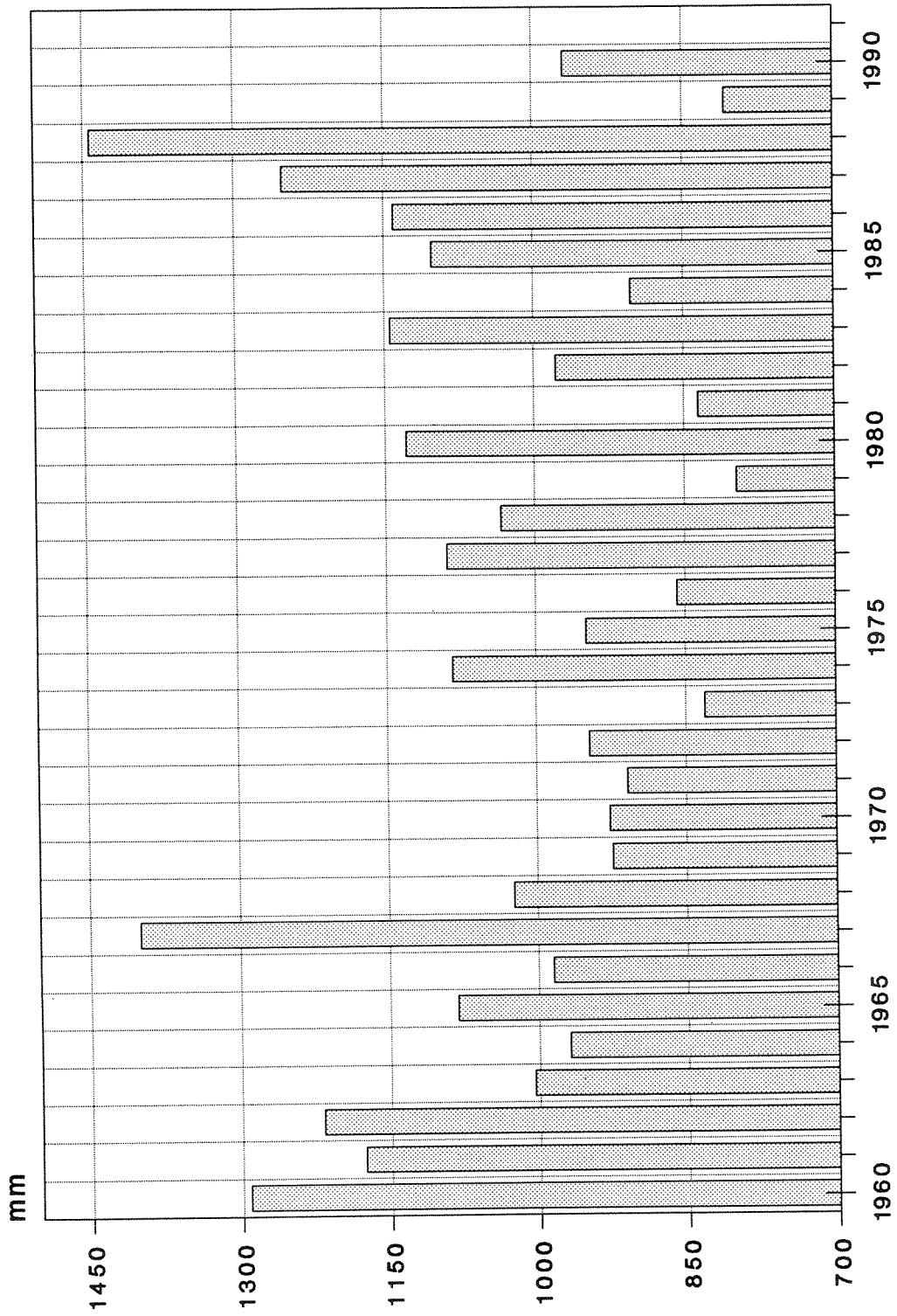
F I G U R E R

FIGUR 1. DAGGRADSSUMMER FOR LUFTTEMPERATUR I PERIODEN NOVEMBER - OKTOBER 1960 - 1990.
Målestasjon Melsom - nr. 2745.

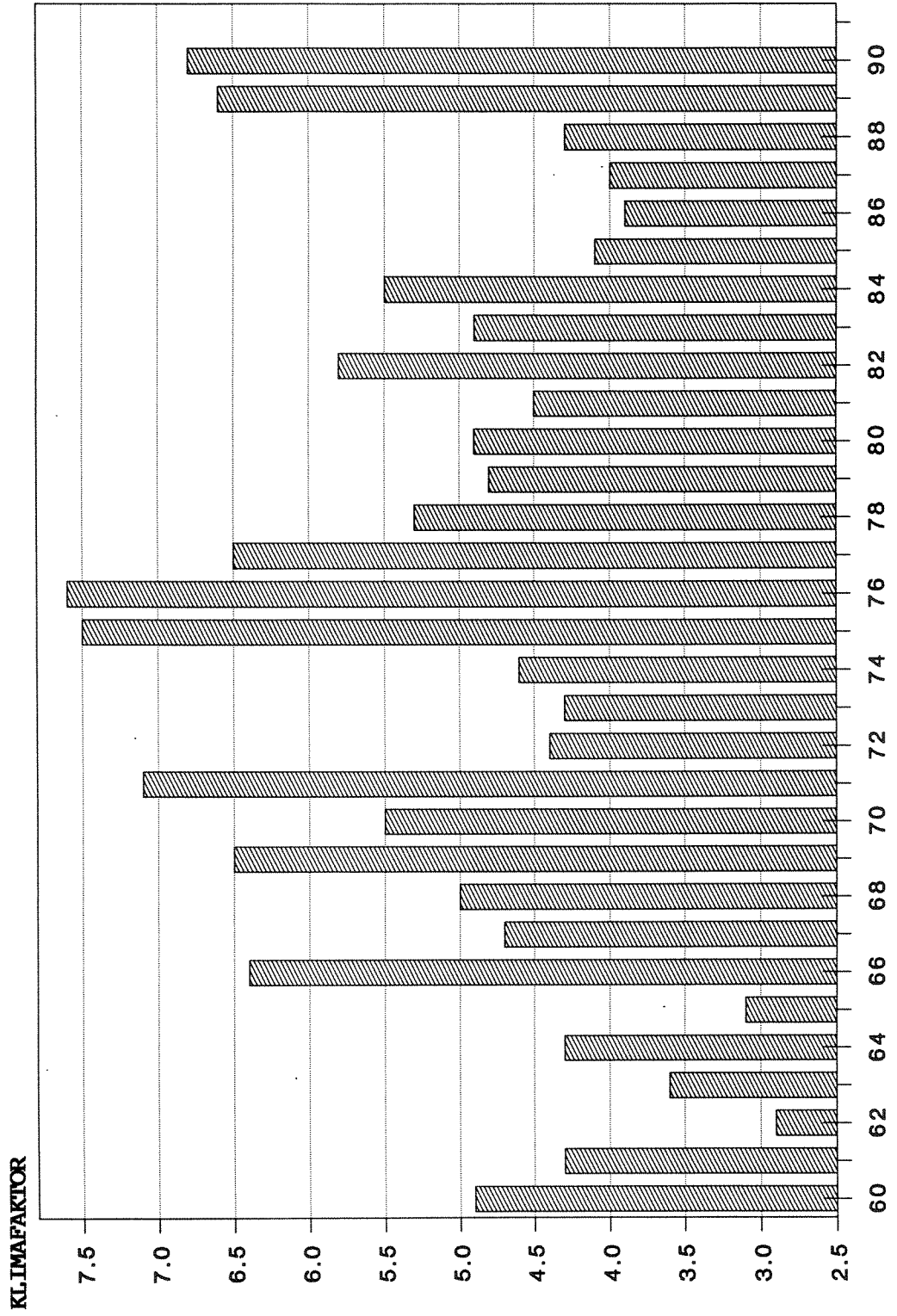


FIGUR 2. NEDBØRSUMMER FOR PERIODEN NOVEMBER - OKTOBER 1960 - 1990.

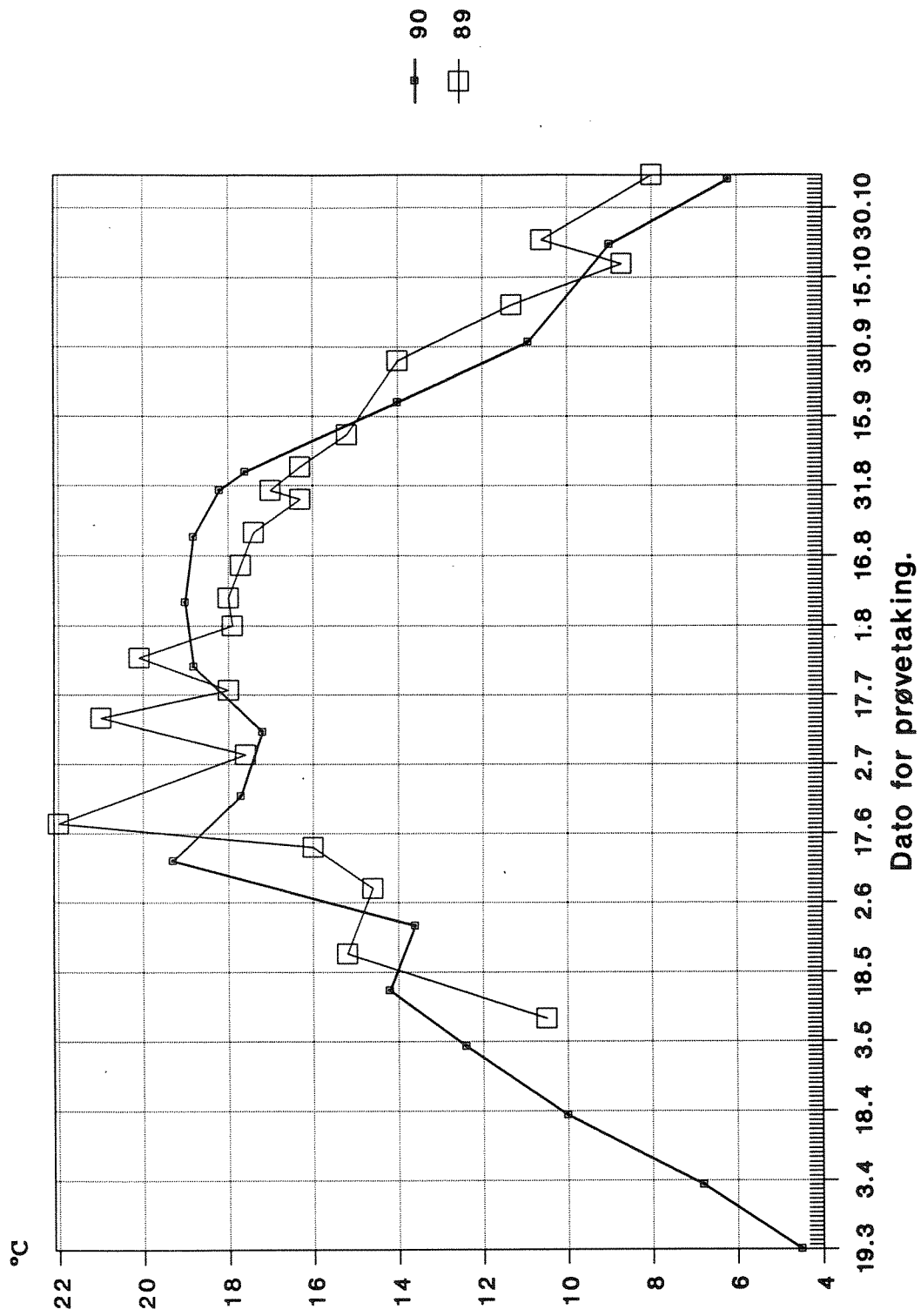
Målestasjon Melsom - nr. 2745.



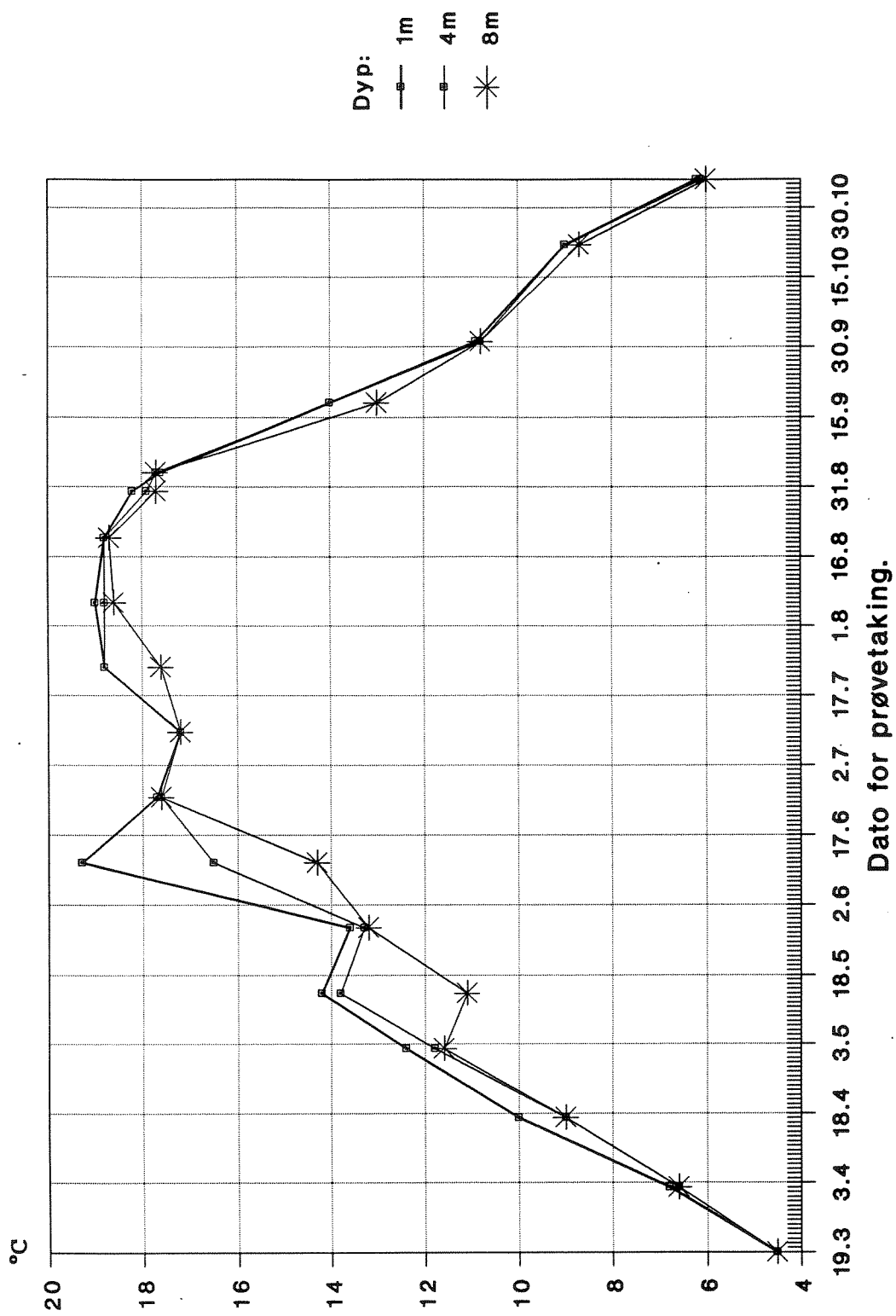
FIGUR 3. SAMSPILL MELLOM KLIMA OG OPPBLOMSTRINGER AV BLÅGRØNNALGER.
(Forklaring - se tekst).



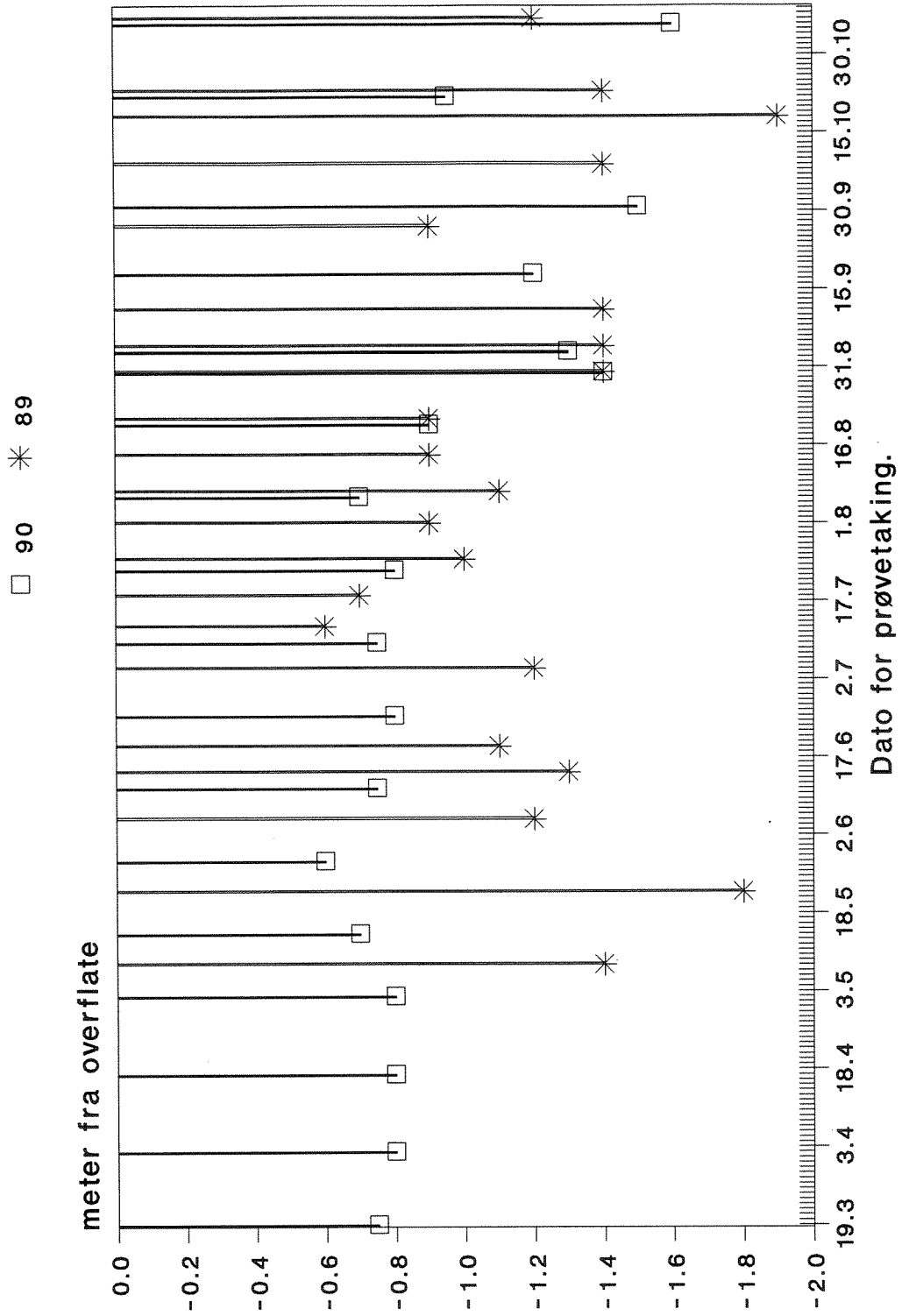
FIGUR 4. VANTEMPERATUR I I M DYP I 1989 OG 1990.



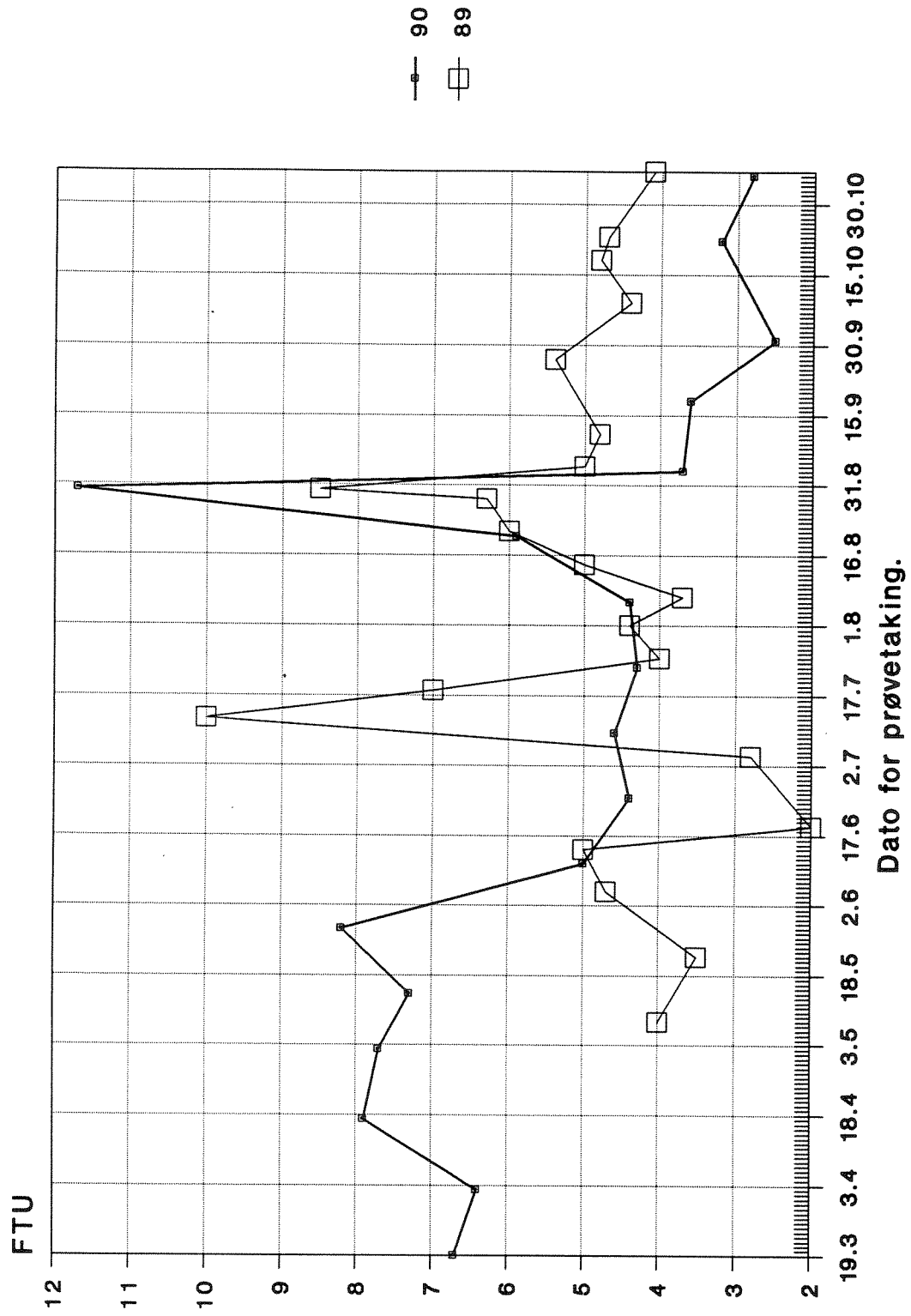
FIGUR 5. VANNTEMPERATUR I DYPENE 1, 4 OG 8 M. MARS - NOVEMBER 1990.



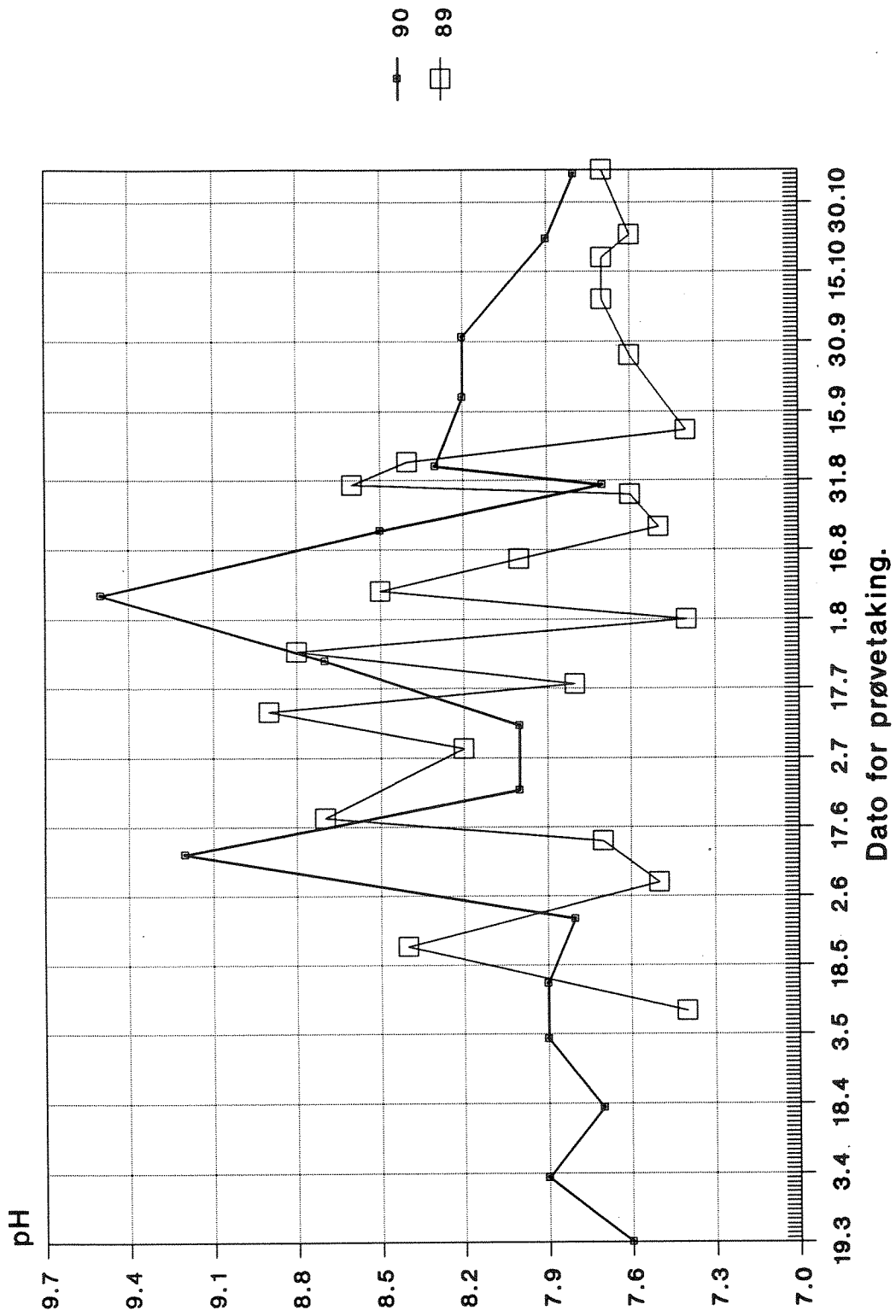
FIGUR 6. SIKTEDYP MÅLT MED SECCHISKIVE I 1989 OG 1990.



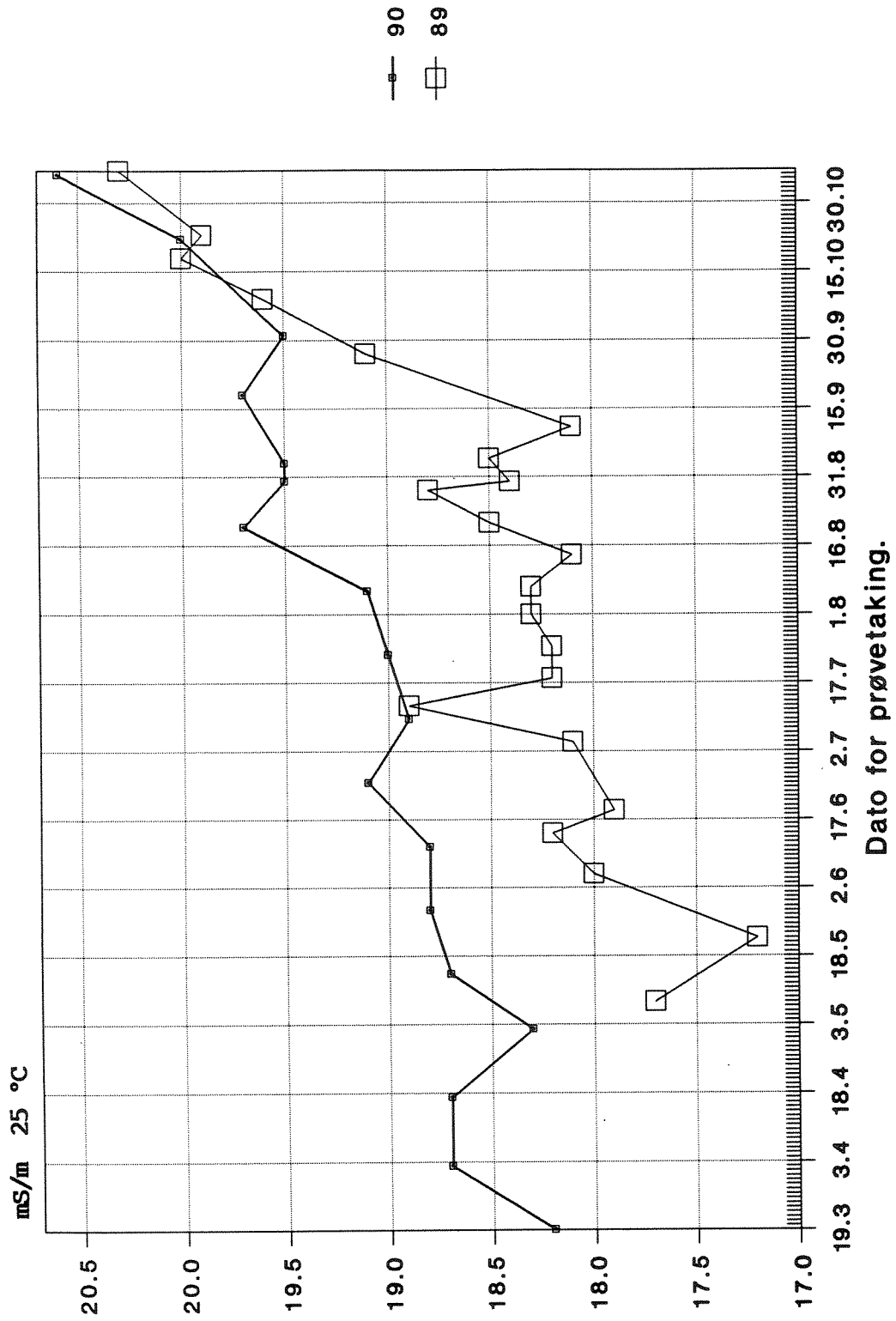
FIGUR 7. TURBIDITETSMÅLINGER I 1 M DYP I 1989 OG 1990.



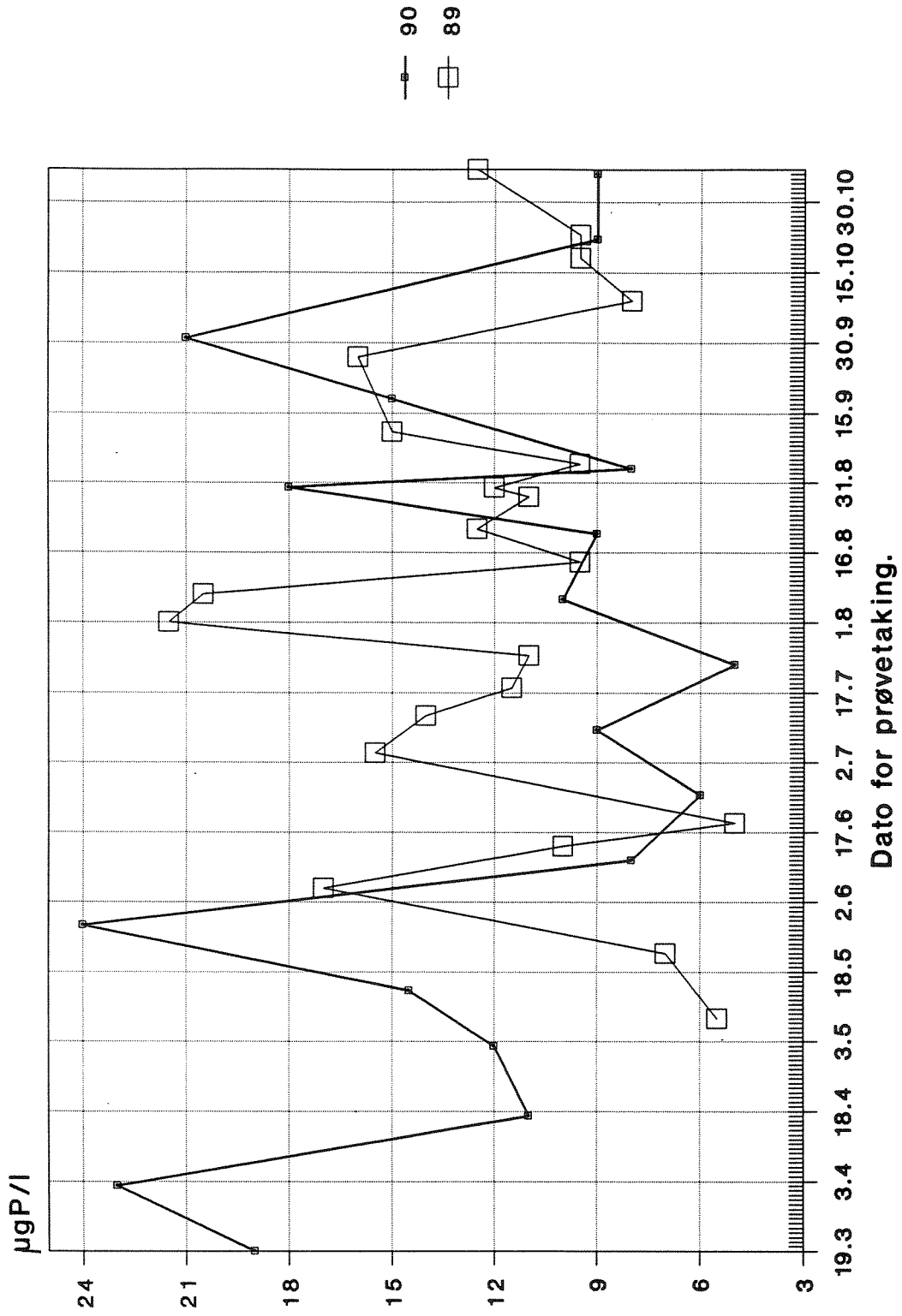
FIGUR 8. MÅLINGER AV SURHETSGRAD I 1989 OG 1990.



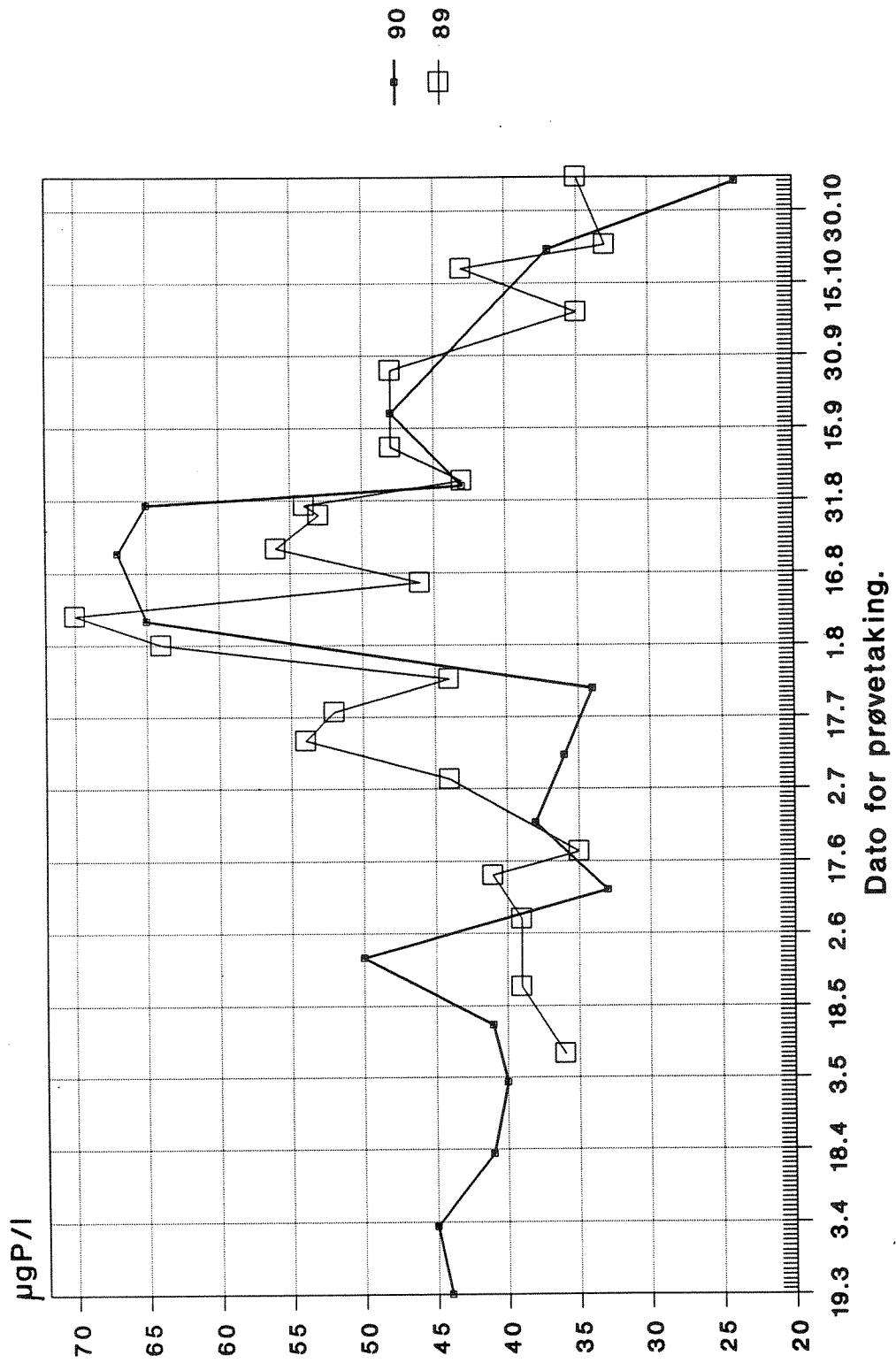
FIGUR 9. MÅLINGER AV KONDUKTIVITET I 1 M DYP I 1989 OG 1990.



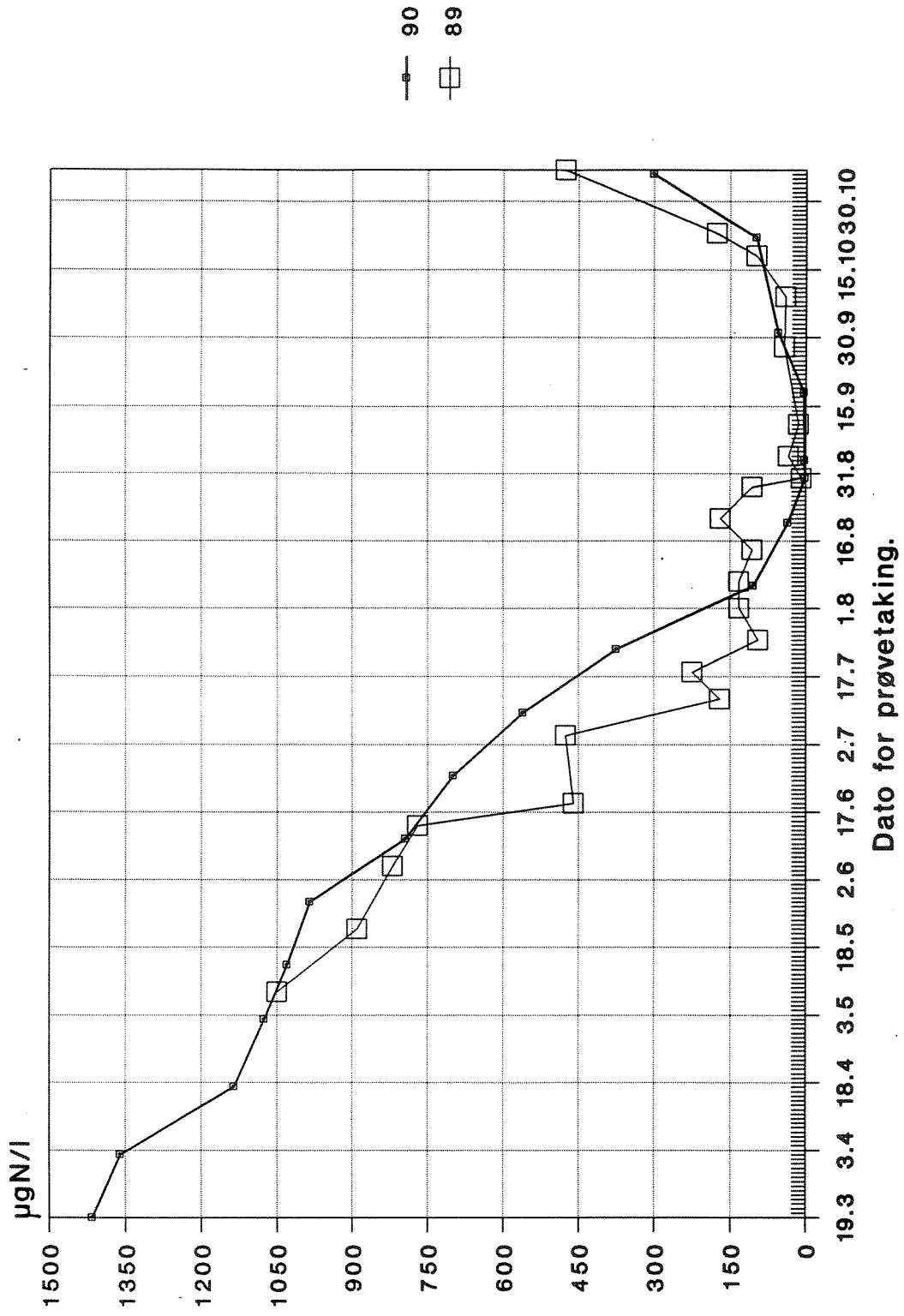
FIGUR 10. KONSENTRASJONER AV ORTOFOSFAT I 1 M DYP I 1989 OG 1990.



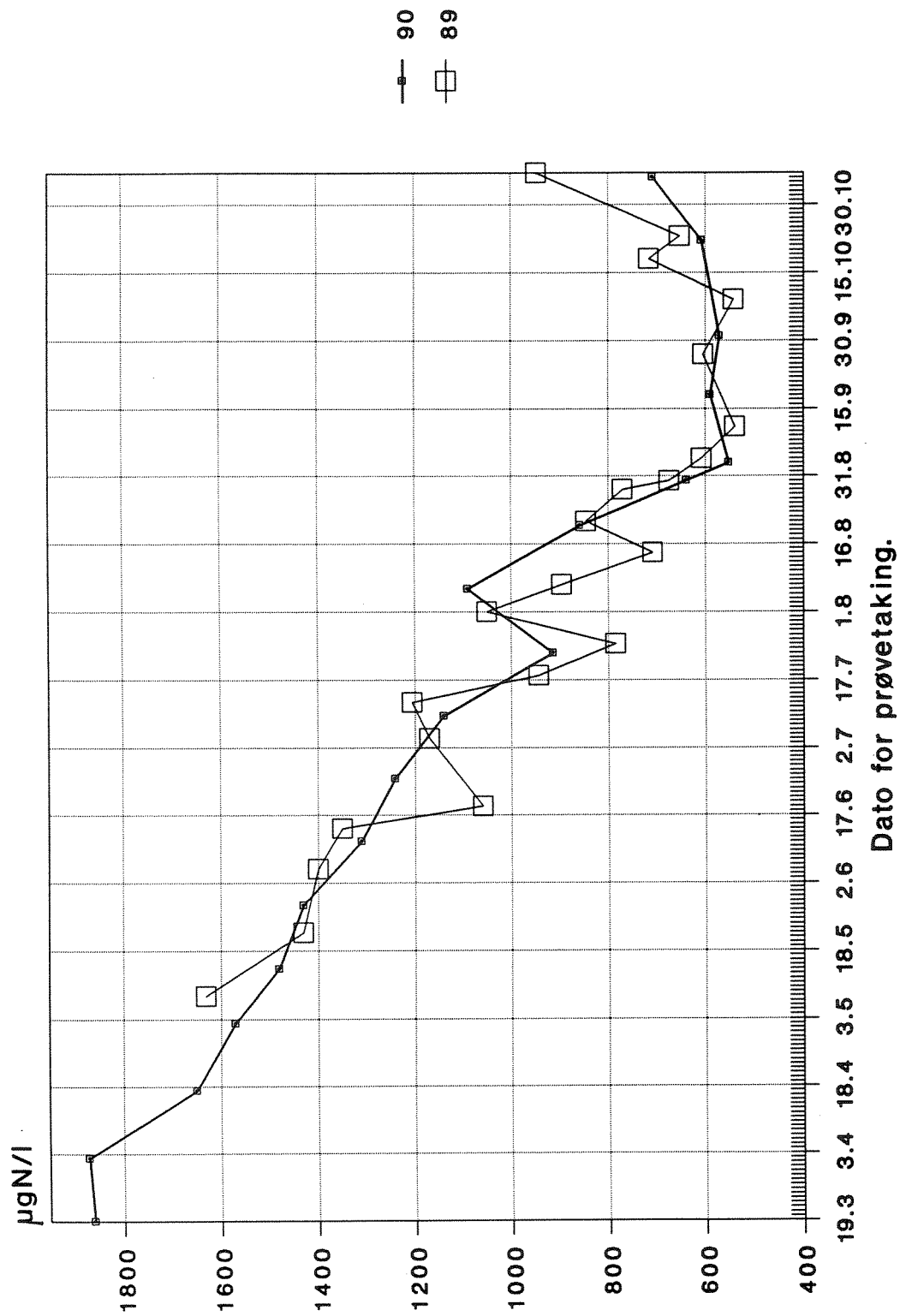
FIGUR 11. KONSENTRASJONER AV TOTALFOSFOR I 1 M DYP I 1989 OG 1990.



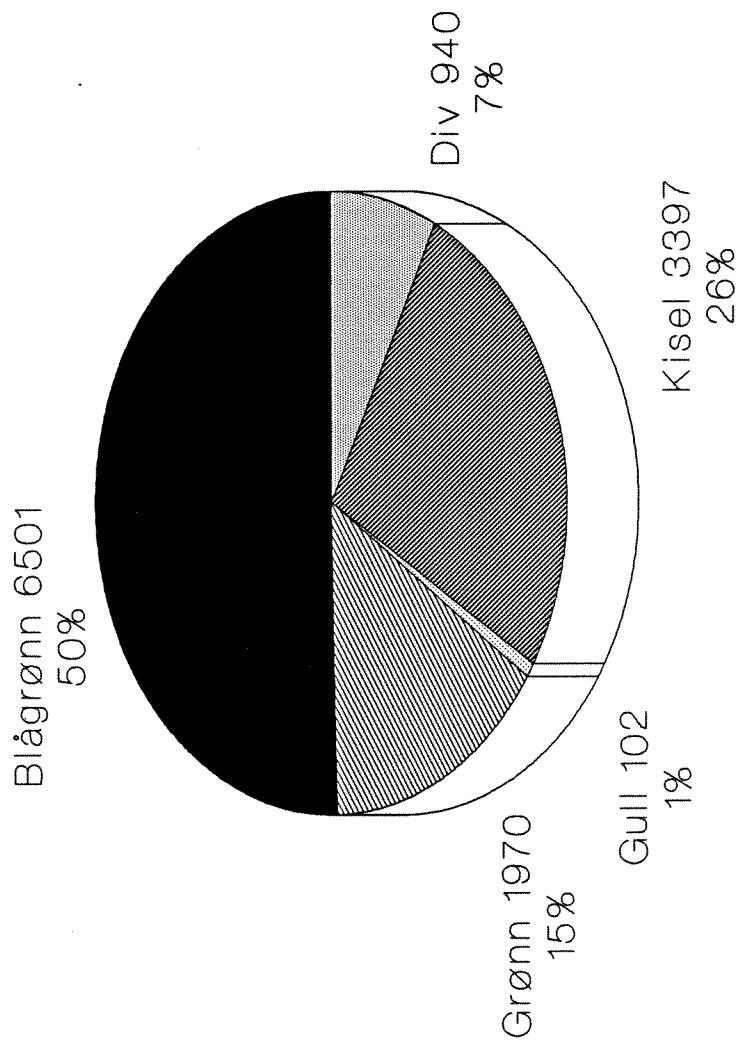
FIGUR 12. KONSENTRASJONER AV NITRAT I 1 M DYP I 1989 OG 1990.



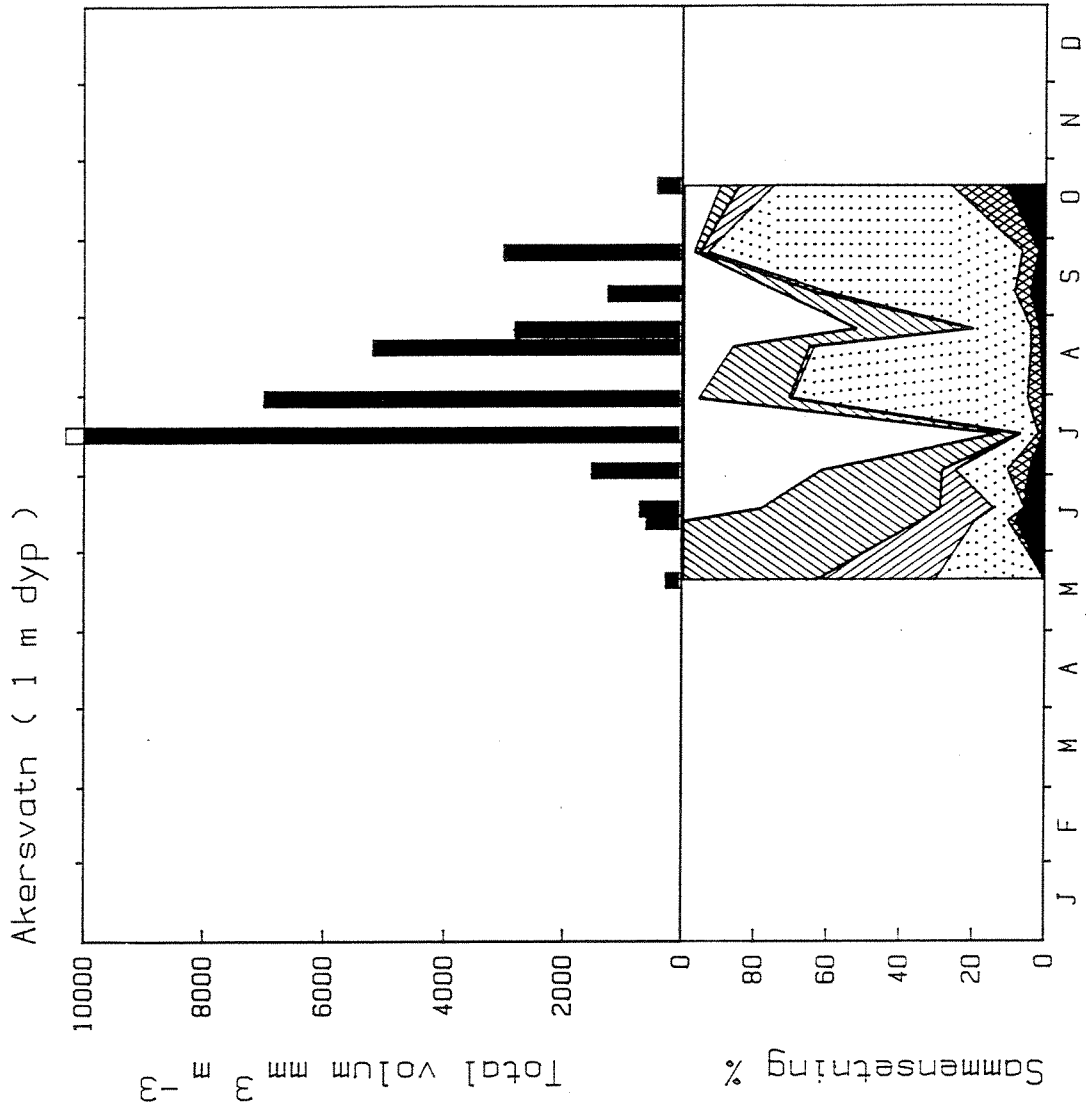
FIGUR 13. KONSENTRASJONER AV TOTALNITROGEN I 1 M DYP I 1989 OG 1990.









FIGUR 14. PLANTEPLANKTONETS SAMMENSETNING I PERIODEN MAI - OKTOBER 1990.
Algevolum (mm^3/m^3) i 1 m dyp.



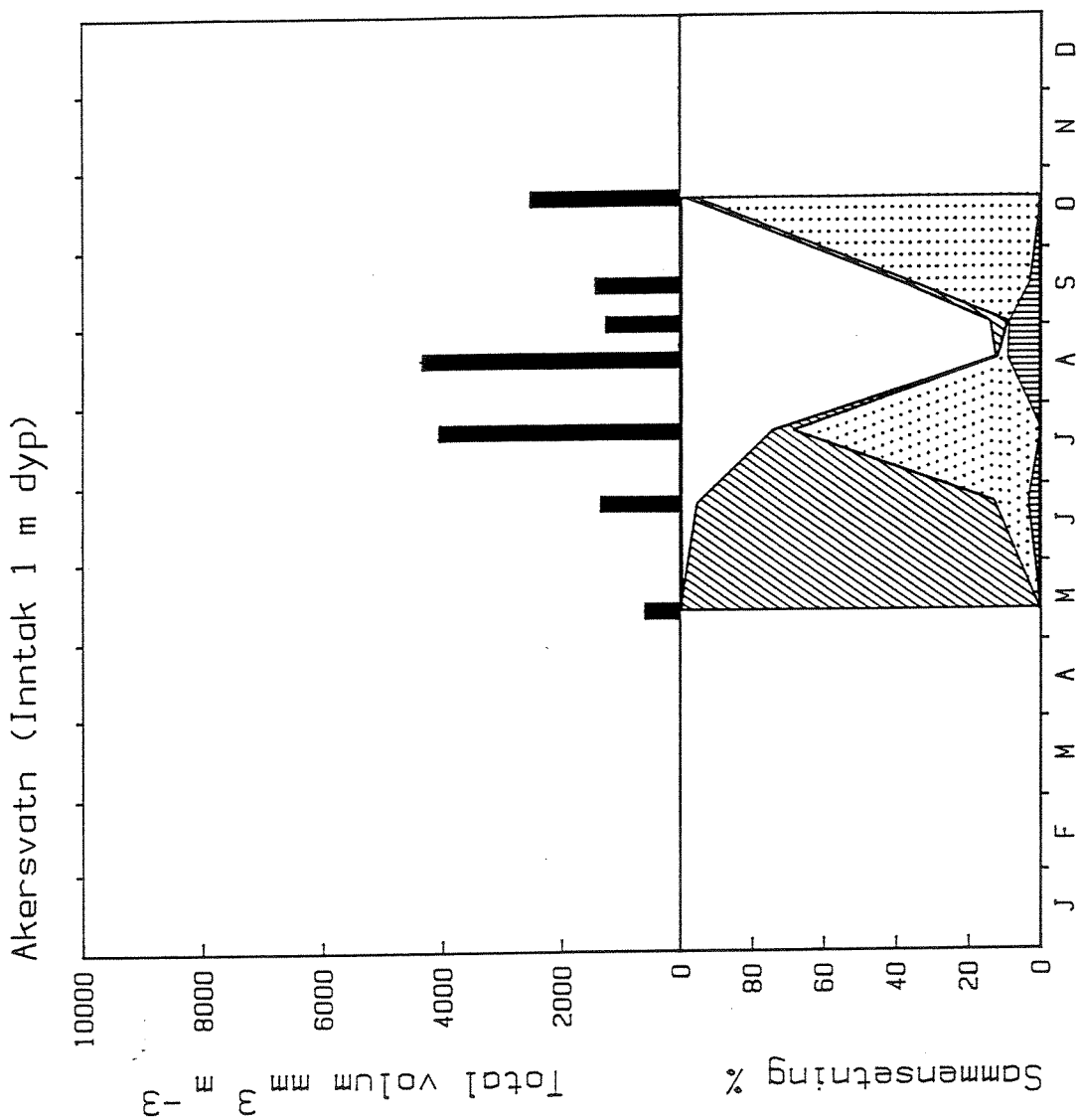
FIGUR 15. RESULTATER AV KVANTITATIV ALGEPUNKTONBEARBEIDING I 1989.







TEGNFORKLARING

-  *CYANOPHYCEAE*
(Blågrønnalger)
-  *CHLOROPHYCEAE*
(Grønnalger)
-  *CHRYSOPHYCEAE*
(Gullalger)
-  *BACILLARIOPHYCEAE*
(Kisealger)
-  *EUGLENOPHYCEAE*
-  MY-ALGER

FIGUR 16. RESULTATER AV KVANTITATIV ALGEPUNKTONBEARBEIDING I 1990.

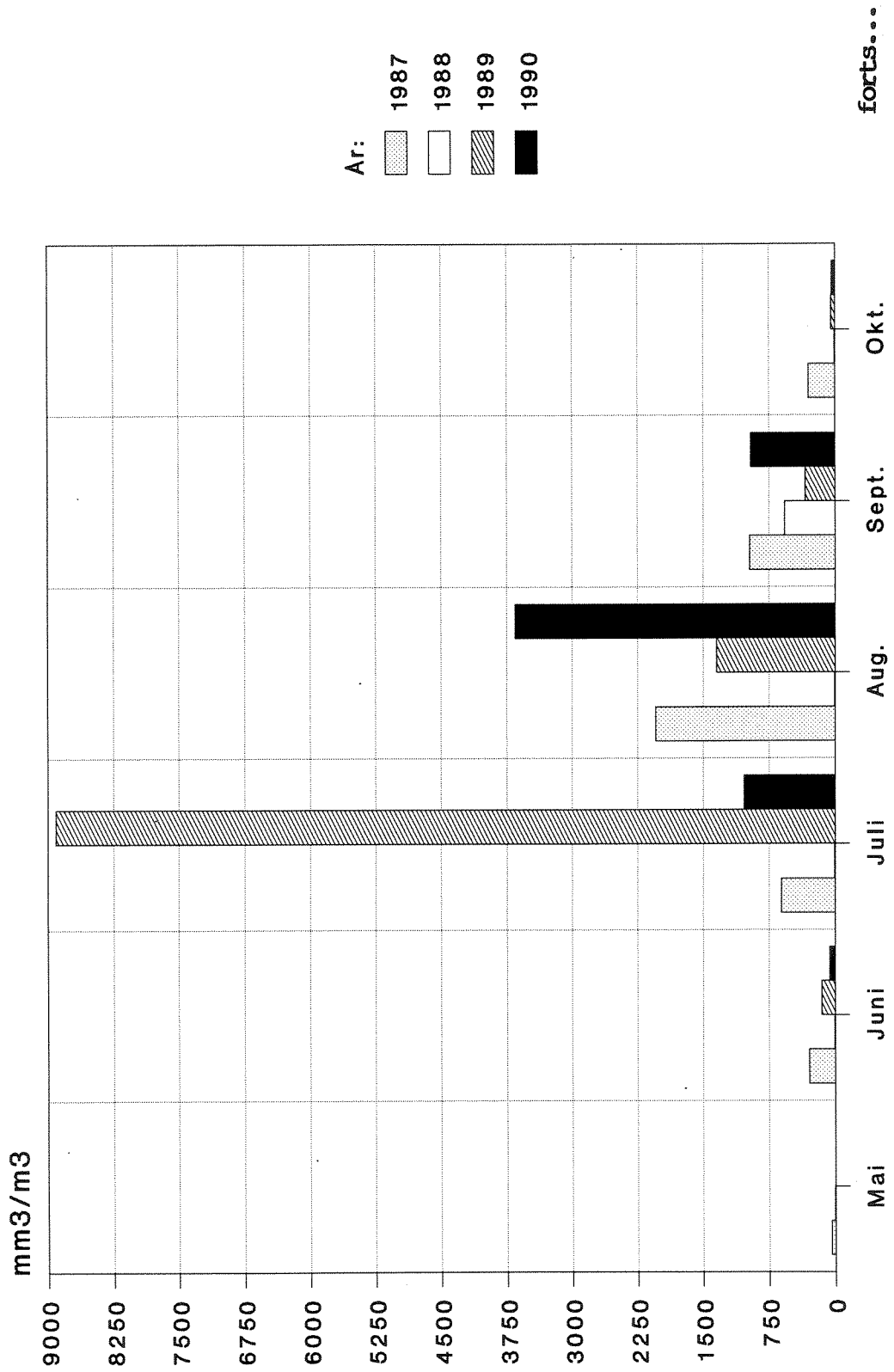


TEGNFORKLARING

-  *CYANOPHYCEAE*
(Blågrønnalger)
-  *CHLOROPHYCEAE*
(Grønnalger)
-  *BACILLARIOPHYCEAE*
(Kiselalger)
-  *DINOPHYCEAE*
(Fureflagellater)

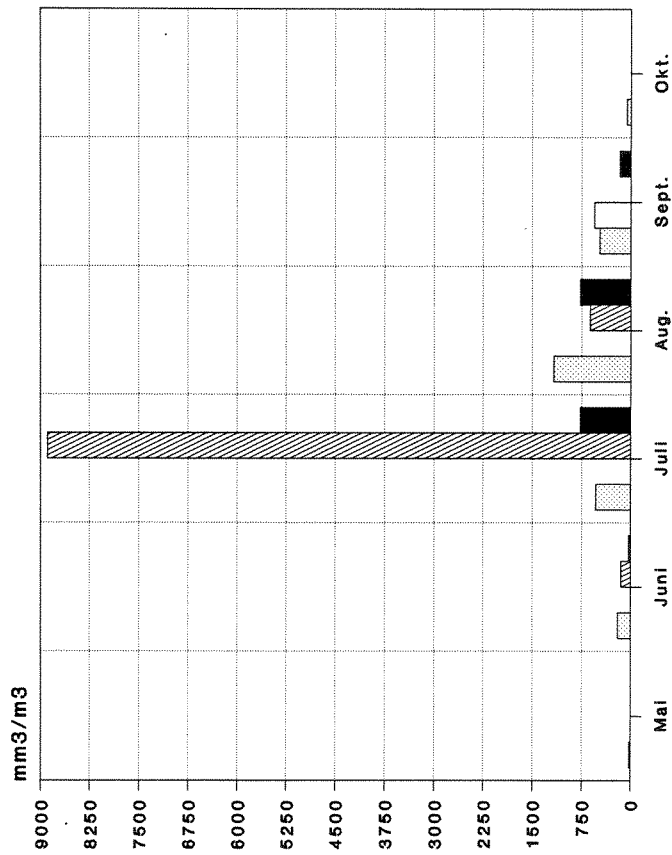
FIGUR 17. OBSERVASJONER AV BLÅGRØNNALGER OG VANNBLOMSTDANNENDE ARTER, 1 M DYP.

a Bionasse av blågrønnalger

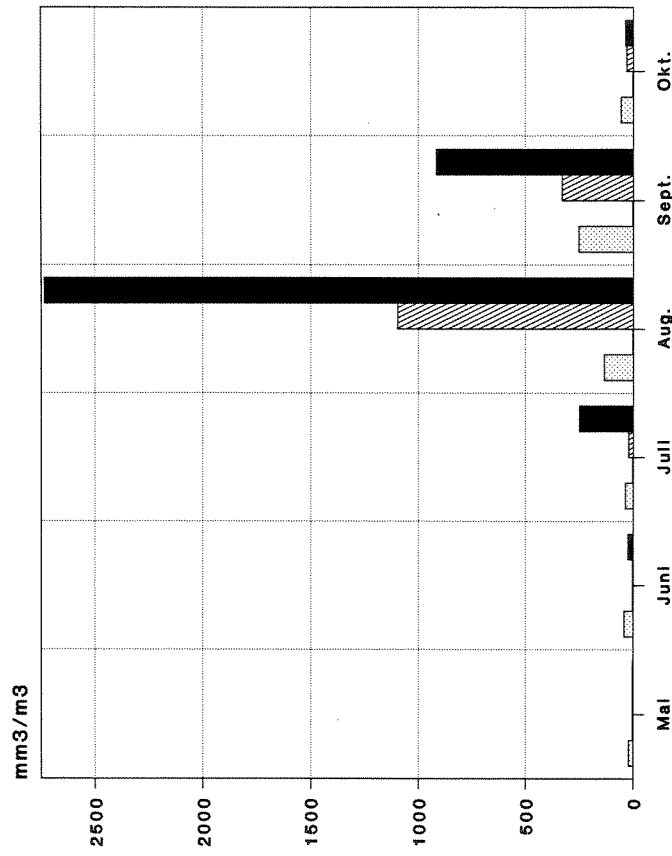


FIGUR 17. forts.

b Forekomst av *Aphanizomenon flos-aquae*

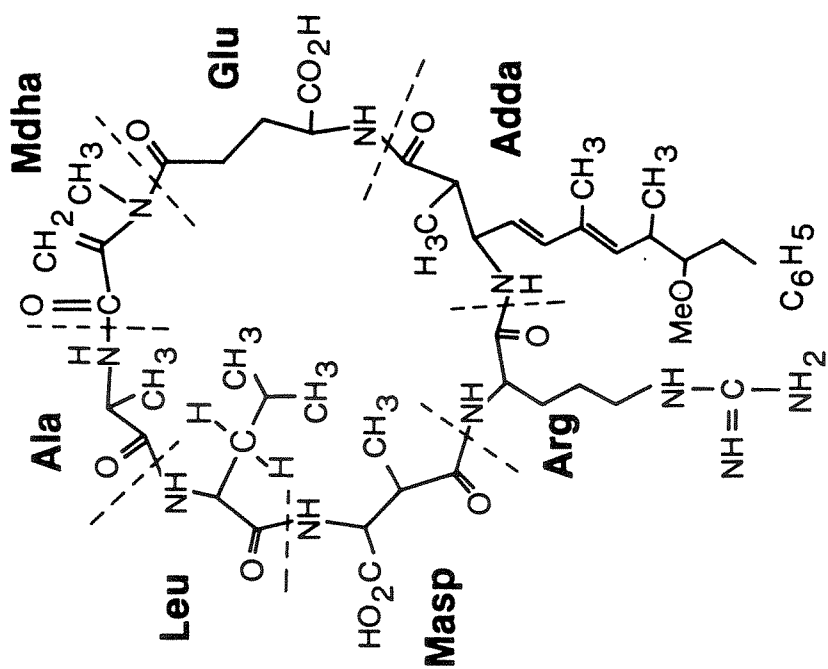


c Forekomst av *Microcystis aeruginosa*

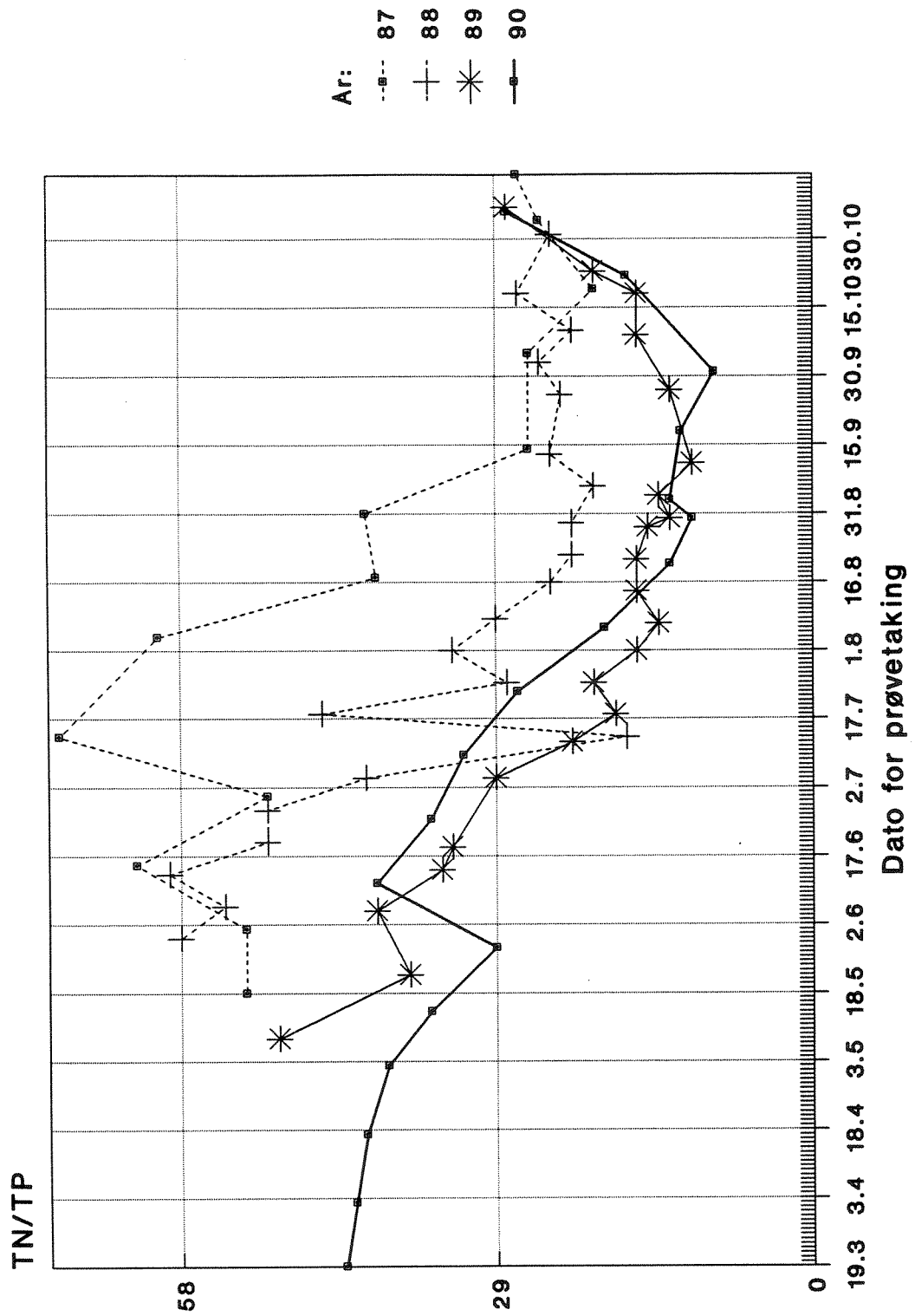


Ar: 1987 1988 1989 1990

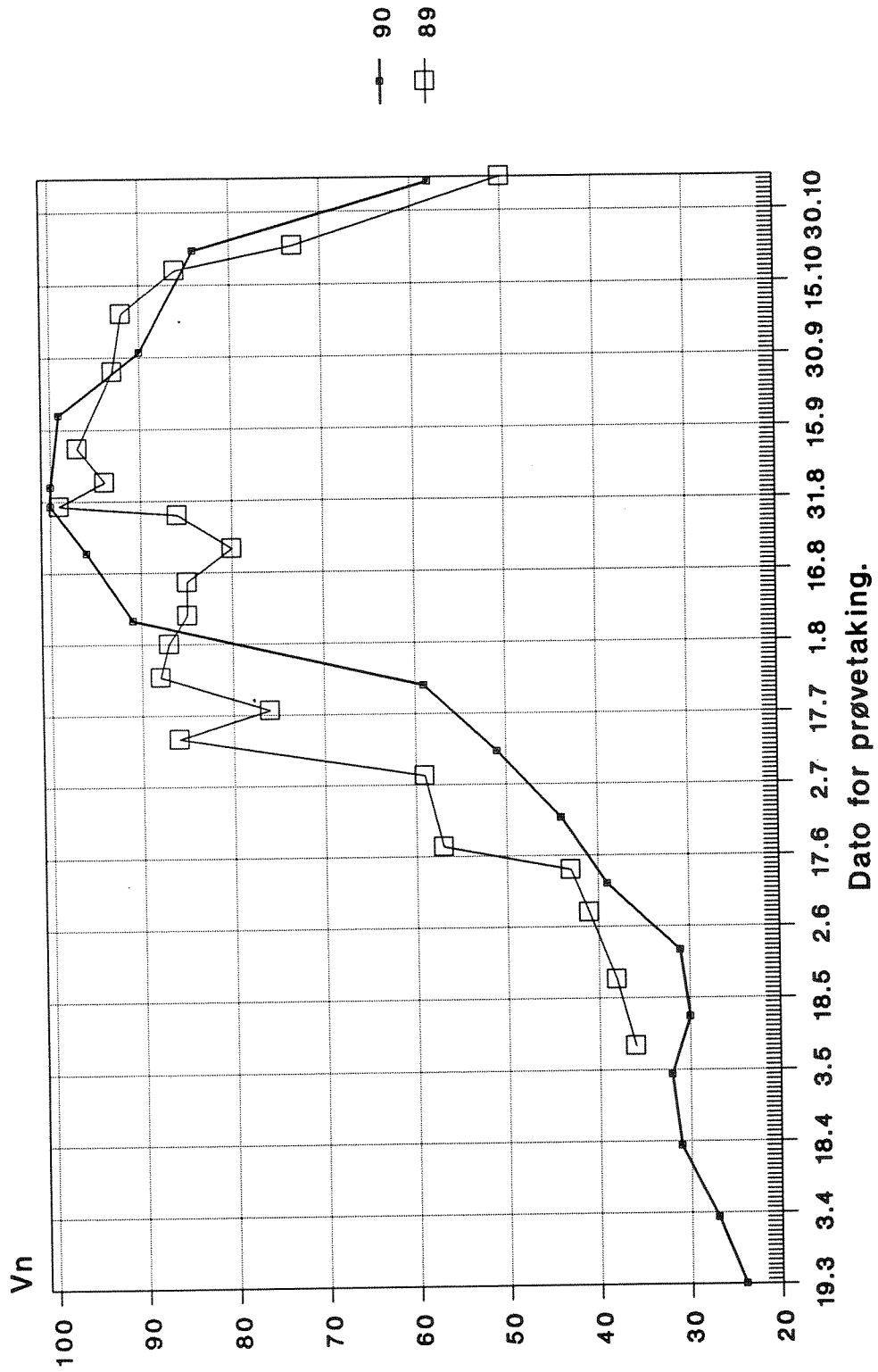
FIGUR 18. MOLEKYLSTRUKTUR TIL AKERSTOX (MICROCYSTIN-A).



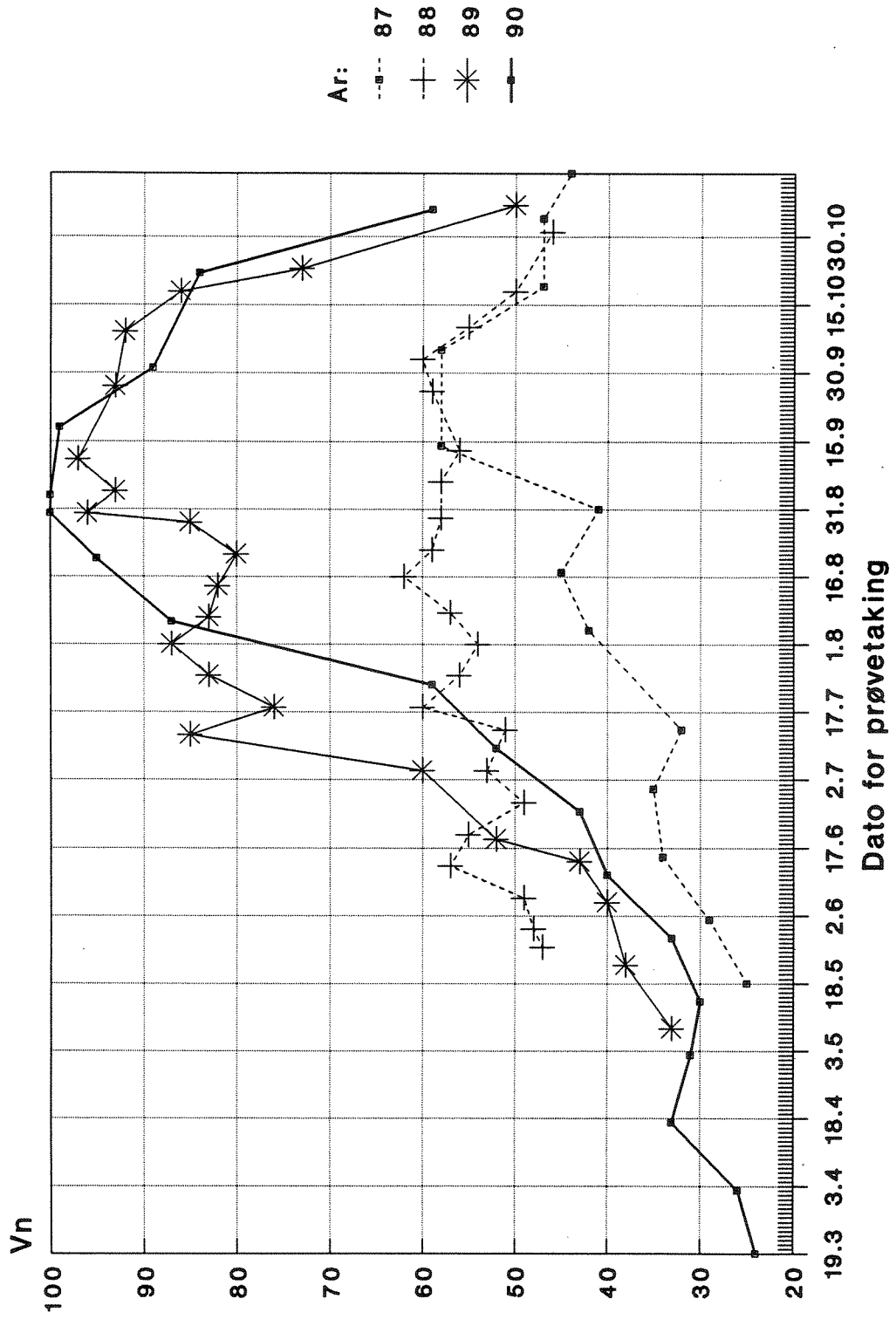
FIGUR 19. VARIASJONER I FORHOLDET MELLOM TOTALNITROGEN OG TOTALFOSFOR I 0 - 6 M DYP FOR ÅRENE 1987 - 1990.



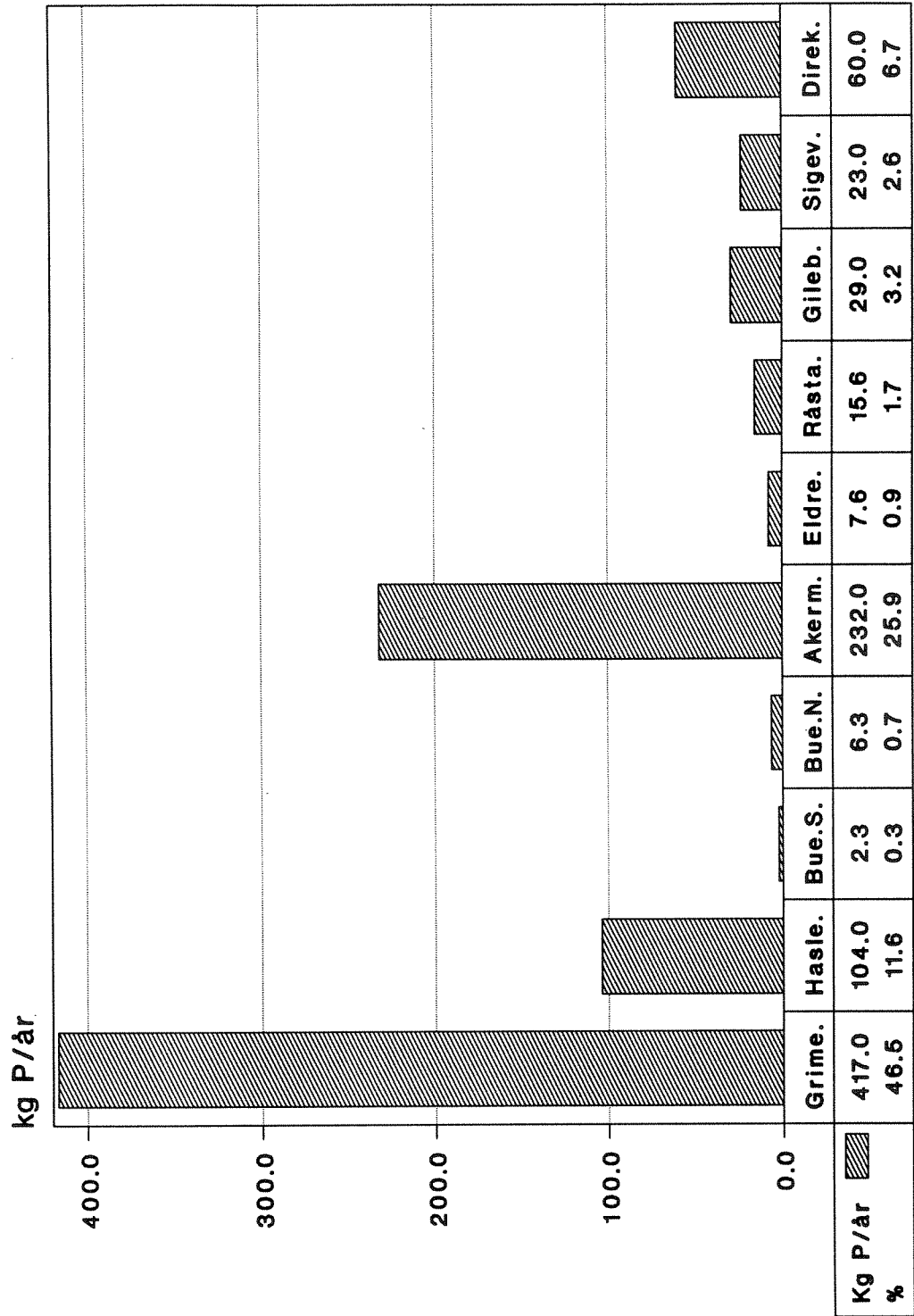
FIGUR 20. NITROGENVEKSTFALL FOR 1 M DYP I 1989 OG 1990.
(Forklaring - se tekst).



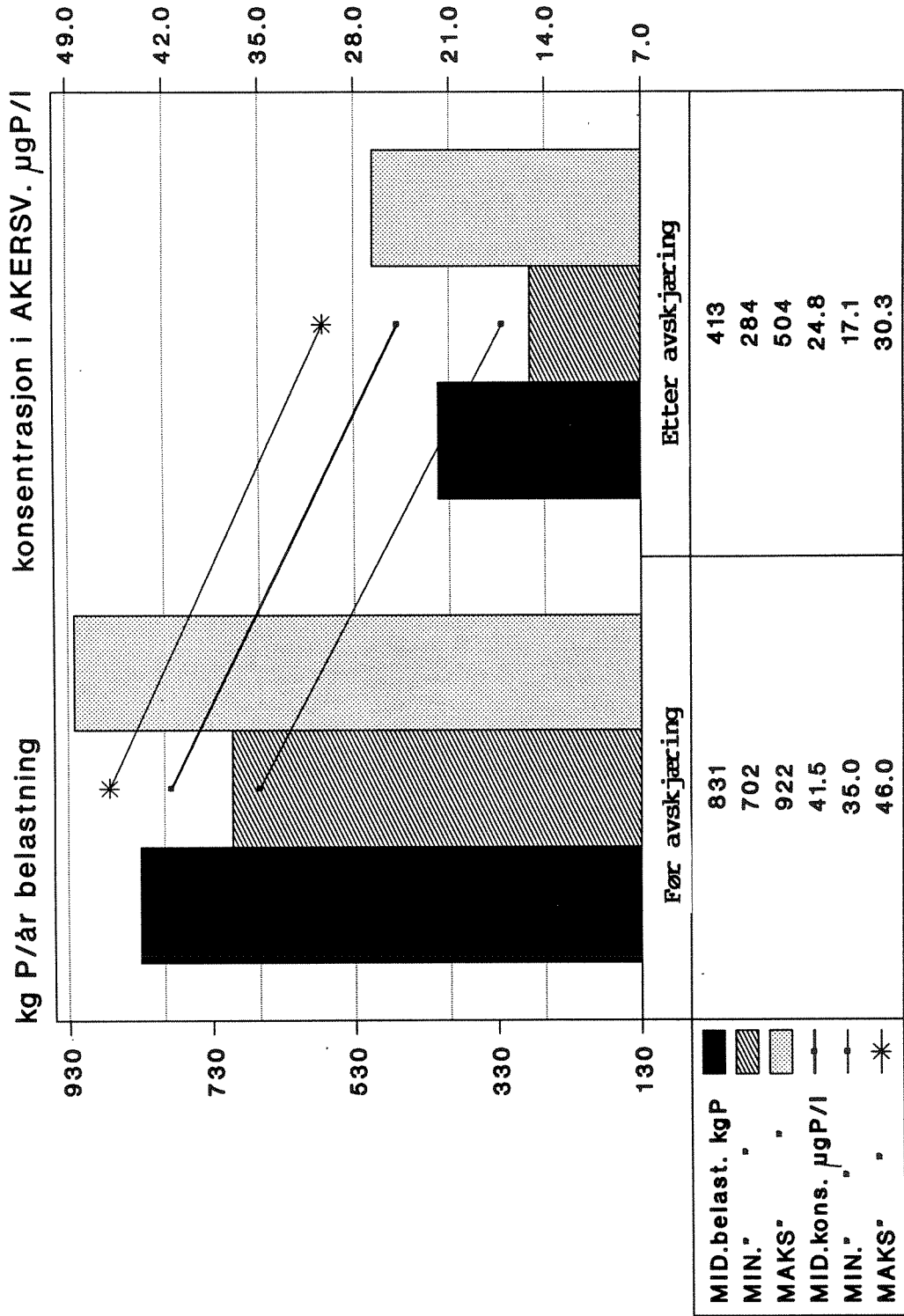
FIGUR 21. SAMMENLIKNING MELLOM NITROGENVEKSTTALL FOR ÅR MED STOR BLÅGRØNNALGEUTVIKLING (1989 OG 1990) OG ÅR MED LITEN BLÅGRØNNALGEUTVIKLING (1987 OG 1988).



FIGUR 22. BELASTNING MED TOTALFOSFOR TIL AKERSVATNET FRA TILLØPSBEKKENE.
(NIVA 1986a).



FIGUR 23. BEREGNEDE MENGDER AV BELASTNING OG KONSENTRASJON AV TOTALFOSFOR FØR OG ETTER EN EVENTUELL AVSKJÆRING AV GRIMSTADBEKKEN.



5. Toksinproduserende blågrønnalger

Flere av de dominerende arter av blågrønnalger i Akersvatnet er kjent for å kunne ha stammer med toksinproduksjon (Skulberg 1988). Toksinene som de kan danne, omfatter hovedsakelig alkaloider (heterocykliske, nitrogenholdige baser med utpreget fysiologisk virkning på nervesystemet) og polypeptider (sammenkoblede aminosyrer i lange kjeder eller ringer). Med hensyn til toksiner i Akersvatnet, er det polypeptidet akerstox, og eventuelt alkaloidene saxitoksin og anatoksin som spesielt har interesse.

Hittil har oppmerksomheten på toksinproduksjon i populasjoner av blågrønnalger i Akersvatnet vært rettet mot stoffgruppen polypeptider (Skulberg 1988). Med bakgrunn i forekomsten av giftig *Microcystis aeruginosa* i 1984 (NIVA 1985) ble det foretatt en kjemisk karakterisering av den toksiske faktor (Berg et al. 1987). Det ble gjort aminosyrebestemmelser og bruk av hurtig atomfraksjonering i massespektrometri til formålet. Toksinet - som betegnes akerstox (microcystin-a) - er et cyklisk heptapeptid (Figur 18). Den kjemiske sammensetning er [cyclo(-D-Ala-L-leucine-D-erythro-β methyl-Asp-L-arginie-ADDA-D-Glu-N-metyldehydro-Ala)] .

Biologisk aktive peptider har gjerne uvanlige optiske konfigurasjoner. Noen av aminosyrene foreligger f.eks. i D-istedenfor L-form. Dette gjelder også for akerstox, som har så vel uvanlige som metylerte aminosyrer. Dette forhold har betydning bl.a. for stoffets spesielle biologiske virkninger (toksisitet).

Blågrønnalgecellene har til dels et høyt innhold av toksiner. Resultatene av undersøkelsene av *M. aeruginosa* i Akersvatnet viser dette. Innholdet av toksin har til dels vært 2 µg akerstox pr. mg frysetørket materiale av blågrønnalger.

Noen karakteristiske data om *M. aeruginosa* fra Akersvatnet:

- Cellenes diameter er i området 3,5 - 4,0 µm
- Middelvolum av cellene er tilnærmet 28 µm³
- En mengde på 35,74 · 10⁶ celler utgjør omlag 1 mm³
- 1 mm³ celler tilsvarer omlag 1 mg (levende materiale)
- 1 mg levende materiale tilsvarer omlag 0,1 mg som frysetørket substans
- 1 mg frysetørket substans kan inneholde omlag 2 µg akerstox
- Letaldosen til akerstox er bestemt som LD₅₀ = 50 µg/kg (intraperitoneal injeksjon på hvite mus)
- Molekylvekten til akerstox er 994 dalton

De toksinproduserende stammer av *M. aeruginosa* synes å være forholdsvis stabile med hensyn til dannelse av akerstox. I overensstemmelse med dette var populasjonene av *Microcystis* i Akersvatnet i 1989 og 1990 også typisk toksinproduserende. Det ble utført akutte toksisitetstester med materiale innsamlet fra vannblomst (Institutt for næringsmiddelhygiene, Norges veterinærhøgskole). Alle forsøksdyrene som ble benyttet til biotestene viste en dødstid på 3-5 timer etter intraperitoneal injeksjon. De akutte, typiske dødssymptomer for microcystiner ble observert, f.eks. ble en økning av levervekt konstatert.

Det er i internasjonal forskning fremkommet nye faglige holdepunkter om helsemessige problemer ved forekomst av toksinproduserende blågrønnalger i drikkevannsforsyninger (Falconer 1989). Det foreligger undersøkelser som viser at microcystiner hører til stoffer med mulig potente tumorfremkallende (svulstfremkallende) egenskaper, (Yoshizawa et al. 1990, MacKintosh et al. 1990). Sammen med observasjonene av de store oppblomstringer i 1989 og 1990 av akerstoxproduserende blågrønnalger, aktualiseres behovet for utførelse av en bedømmelse av helserisiko knyttet til forholdene i Akersvatnet.

6. Forutsetninger for masseutvikling av blågrønnalger i Akersvatnet

Det ble i rapporten for undersøkelsene i 1987 - 1988 (NIVA 1989) gitt en behandling av de klimatiske faktorerens betydning for oppblomstringer av blågrønnalger i Akersvatnet. Observasjonene av blågrønnalgeutviklingen i 1989 og 1990 ga muligheter til å følge forholdene under perioder med spesielt stor produksjon av vannblomstdannende arter. Erfaringene som nå er fremkommet gir en positiv bekreftelse på gyldigheten av den fremlagte beregningsmodell for klimaets medvirkning til masseutvikling av blågrønnalger .

Også eutrofieringen og blågrønnalgeutviklingen i Akersvatnet ble vurdert i nevnte rapport (NIVA 1989). Det henvises til den teoretiske fremstilling og de aktuelle beregningsmodeller som ble benyttet i den forbindelse.

Mengdemessig utvikling av blågrønnalger i grunne innsjøer kan bl.a. drøftes med grunnlag i målinger av variasjoner i vannmassenes innhold av totalnitrogen og totalfosfor (Berge 1987). Erfaringsmessig vil det ikke være mengdemessig dominerende forekomst av blågrønnalger i innsjøer hvor forholdet mellom totalnitrogen (TN) og totalfosfor (TP) gjennomgående er større enn 29 (Forsberg 1975, Seip 1988). Det er interessant å se hvordan dette forholdstallet har variert i perioder med ulik frodighet i blågrønnalgeutvikling i Akersvatnet.

Figur 19 gir en grafisk fremstilling av TN:TP-forhold for undersøkelsesårene 1987, 1988, 1989 og 1990. Av disse årene ga 1987 og 1988 en begrenset utvikling med blågrønnalger, mens 1989 og 1990 tilsvarende ga meget stor utvikling. Det fremgår av Figur 19 hvordan TN:TP-forholdet i Akersvatnet i 1989 og 1990 i tidsrommet juli - oktober vedvarende holdt seg under nivået for kritisk verdi.

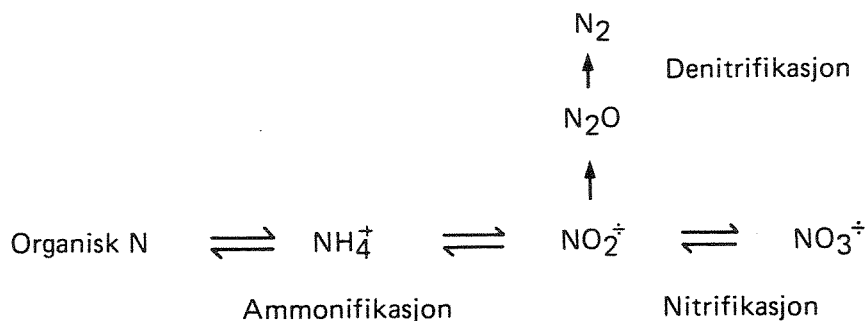
Hovedsakelig vil det - grovt regnet - være tilnærmet den samme belastning med plantenæringsstoffer til Akersvatnet i alle disse fire observasjonsårene. Det vil da være de klimatiske faktorer som avgjør i hvilken grad masseutviklingen av blågrønnalger realiseres. Samtidig er det nødvendig å understreke at selv i de "dårlige" år for blågrønnalgeutvikling, ble det vannblomstfenomener med omfang og intensitet som medførte praktiske problemer for vannforsyningen (NIVA 1989).

7. Nitrogenveksttall som beskrivende parameter for blågrønnalgeutvikling

Blågrønnalgene har en sammensatt strategi i sammenheng med utvikling av masseforekomst (Paerl 1988). Viktige egenskaper som blågrønnalgene har, er bl.a. evne til lagring av fosfor-forbindelser i cellene, nitrogenfiksering og produksjon av toksiner (allelopati). Det er typisk at når begrensede faktorer knyttet til plantenæringsstoffer svekker andre algers konkurransevne (ressurskonkurranse), da finner blågrønnalgene sin gunstige anledning (interferenskonkurranse) og kan få dominans (Skulberg 1980a, 1988). På denne måte utøver blågrønnalgene en kontroll av sitt omgivende miljø.

Innsjøenes trofolytiske vannlag - hvor nedbrytning av organisk stoff dominerer - viser hovedsakelig en variasjon i nitrogenforbindelser som forløper inverst sammenliknet med forholdene i det trofogene vannlag - hvor oppbygging av organisk stoff dominerer. Andelen av organiske nitrogenforbindelser er imidlertid stor i begge vannlag. I filtrerte vannprøver blir det f.eks. vanlig funnet at 50 % eller mer av nitrogenforbindelsene er knyttet til organisk bundet stoff. Omlag 60 - 80 % av det organisk bundne nitrogen består av aminosyrer, polypeptider og proteiner. Dette gjenspeiler de metaboliske stoffskifteprosesser som organismelivet i vann gjennomfører (Skulberg 1980b).

Omdannelsen av nitrogenforbindelsene i vannforekomstene er hovedsakelig et resultat av mikrobiologiske prosesser. Disse prosesser er i stor grad influert av miljøfaktorer, spesielt er oksygenforholdene av avgjørende betydning. Skjematisk kan de viktigste prosesser bli sammenstilt slik:



Algene har gjennomgående et relativt høyt proteininnhold (Fowden 1962). Behovet for nitrogen blir i stor grad dekket gjennom opptak av nitrat eller ammonium. De fleste alger og blågrønnalger foretrekker ammonium som nitrogenkilde. Dette forhold tilskrives bl.a. inhibering av enzymet nitrat-reduktase av ammonium. Naturlig vann inneholder vanligvis små konsentrasjoner av ammoniumforbindelser.

Noen mikroorganismer - bl.a. blågrønnalger - har evne til å vokse med atmosfærisk nitrogen som nitrogenkilde (nitrogenfiksering). Slike organismer vil normalt få gunstige betingelser ved relativt liten tilgang på løste nitrogenforbindelser (lavt N/P-forhold gir dem konkurransefortrinn). Andre organismer omformer uorganiske nitrogenforbindelser til fritt nitrogen (denitrifisering - nitrogen fjernes fra vannet). Denne prosessen er mest aktiv når uorganiske nitrogenforbindelser er i overskudd (høyt N/P-forhold). Prosessene nitrogenfiksering og denitrifisering betinger utveksling av nitrogen mellom vannfase og luftfase. De utgjør kontinuerlige reaksjoner, og den netto effekt avhenger av tilgjengeligheten av nitrogen i samspill med miljøfaktorer.

Nitrogen kan til tider være begrensende for algeplankton gjennom vegetasjonsperioden selv om fosfor er begrensende for lokaliteten over tid og som helhetlig system (f.eks. Akersvatnet). Dette henger sammen med at reguleringsmekanismene som styrer tilgjengelighet av næringsstoffene er forholdsvis langsomme prosesser. De biologiske prosessene som regulerer nitrogenkonsentrasjonene i vannmassene kan f.eks. være langt mer effektive enn de geokjemiske prosessene som regulerer innsjøens fosfortilførsel. Dette er noe av bakgrunnen for at masseutvikling av blågrønnalger inntreffer i innsjøer under forhold med gode fysiske vekstbetingelser, men med knapphet på løste nitrogenforbindelser.

Begrepet nitrogenveksttall (V_n) kan innføres for hensiktsmessig å beskrive forholdene knyttet til utvikling av blågrønnalger under naturlige betingelser i innsjøer. Nitrogenveksttallet uttrykker beregningsstørrelsen totalnitrogen minus nitrat som prosent av total nitrogen:

$$V_n = \frac{\text{Totalnitrogen} - \text{nitrat}}{\text{Totalnitrogen}} \cdot 100$$

Noen viktige momenter nevnes i det følgende.

- Nitrogenveksttallet tiltar når NO_3 minsker eller differansen $(\text{TN} - \text{NO}_3)$ øker.
- Nitrogenveksttall høyere enn 80 peker erfaringsmessig på blågrønnalgedominans i innsjøplanktonet. Dette innebærer at biomassevolumet av blågrønnalgene utgjør $\geq 50\%$ av algeplanktonvolumet.
- Når nitrogenveksttallet er høyere enn 90, vil NO_3 -innholdet i vannmassene være minimale. Nitrogenfiksering blir da en viktig fremmede prosess for blågrønnalgene.

Verdiene for nitrogenveksttall kan benyttes til å følge utviklingen av blågrønnalger i Akersvatnet gjennom observasjonsårene 1989 og 1990 (Figur 20). I 1989 passerte nitrogenveksttallet verdien 80 i begynnelsen av juli. På dette tidspunkt var blågrønnalgene i rask utvikling (Figur 15) med *Aphanizomenon flos-aquae* i størst forekomst. Nitrogenveksttallet holder seg på dette nivå - eller synker noe - frem til midten av august. Da inntreffer en rask økning i nitrogenveksttallet. Dette gjenspeiler hvordan en ny oppblomstring med blågrønnalger satte inn, nå med *Microcystis aeruginosa*. Disse forhold vedvarte i Akersvatnet frem til slutten av september. Nitrogenveksttallet viser da avtakende verdier, og det var andre alger som etter hvert fikk størst forekomst i vannmassene.

Utviklingen i 1990 kan følges på tilsvarende måte. Gjennom juli viser nitrogenveksttallet økende verdier, og det når opp til 80 omkring slutten av måneden. Blågrønnalgene utviklet i dette tidsrommet stadig større populasjon. *Microcystis aeruginosa* var den fremtredende art (Figur 16). I begynnelsen av august passerer nitrogenveksttallet 90 og kulminerer ved slutten av måneden, for i løpet av september gradvis å synke ned til verdien under 90 igjen. Frem til oktober var blågrønnalgene den dominerende komponent i planteplanktonet i Akersvatnet. Etter midten av oktober fikk andre alger relativt størst mengdemessig betydning.

I Figur 21 er variasjonene i nitrogenveksttallet i årene med frodig blågrønnalgeutvikling (1989, 1990) sammenliknet med tilsvarende for årene med liten blågrønnalgeutvikling (1987, 1988). Verdiene for nitrogenveksttall lå så vel i 1987 som i 1988 lavere enn 60. Andre alger var da fremtredende i planktonet, og nitrogenfiksering hadde liten betydning for suksesjonen av arter. Nitrogenveksttallet forteller instruktivt om blågrønnalgenes relative tilbaketrunkne forekomst i Akersvatnet disse to årene.

8. Oppnåelig fosforreduksjon og praktiske tiltak

8.1. Noen generelle holdepunkter

Det er mange forhold som kan begrense algeveksten i en vannforekomst - f.eks. utilstrekkelig lys, lav temperatur, vannbevegelser, lave konsentrasjoner av biologisk viktige stoffer eller nedsatt tilgjengelighet for cellene av slike stoffer. Dette er faktorer som er knyttet til algenes ytre miljø. De influerer bl.a. den spesifikke veksthastighet til algepopulasjoner, eller den enkelte algecelle. Faktorene betegnes "begrensende" fordi en øket intensitet eller konsentrasjon medfører en øket veksthastighet.

Den begrensende virkning til en gitt miljøfaktor i en innsjø blir ofte vurdert med hensyn til hvordan utbyttet av algebiomasse blir påvirket. Dette utbyttet blir ikke bestemt av én produksjonsfaktor, men av alle de produksjonsfaktorer som avviker fra det optimale - det vil si da de utøver sine gunstigste virkninger. Utbyttet av biomasseproduksjon stiger ikke proporsjonalt med økningen av en faktor som er begrensende, men stiger mindre og mindre jo nærmere størrelsen av faktoren kommer den verdi hvor faktoren ikke lenger er i minimum. Samspillet mellom produksjonsfaktorene er innviklet. Dette kommer frem også i forhold knyttet til avtakende utbyttetilvekst. Jo nærmere en produksjonsfaktor kommer sin optimale verdi, jo mindre vil en økning i produksjonsfaktoren medføre økning i biomasseutbyttet. Når en produksjonsfaktor tilføres utover sin gunstigste mengde kan skadevirkninger oppstå.

Algene reagerer på helheter av miljøfaktorer, et kompleks av betingelser må være oppfylt skal en algeart kunne utvikle seg i en vannforekomst. Er en enkelt av disse betingelser ikke adekvat representert, er det nok til å utelate algen fra en slik vokseplass. Er en miljøfaktor i kvantitet eller intensitet nær minimums- eller maksimumsgrensen for arten, blir den en begrensende faktor for artens utviklingsmuligheter i vannforekomsten. Det vil imidlertid i naturen som regel være flere begrensende faktorer som manifesterer seg samtidig. Under slike forhold vil alle miljøfaktorer som i kvantitet eller intensitet er representert med verdier avvikende fra optimum, influere populasjonenes størrelse og være medbestemmende for algenes kondisjon.

Eutrofiutvikling henger klart sammen med tilførselene av plantenæringsstoffer (f.eks. fosfor- og nitrogenforbindelser) til det biologiske produksjonssystem i vannforekomsten det gjelder. Økte tilførsler gir større primærproduksjon - utvikling av høyere planter og alger. Men virkningene på det samlede økosystem er fremdeles vanskelig å vurdere (Golterman 1975, Meybeck et al. 1989). Med bakgrunn i tilførselsberegninger for plantenæringsalter er det bare mulig å få forholdsvis upresise anslag over størrelsen av den produksjon med alger som følger en viss belastning (Vollenweider 1976, Sas 1989). De kvalitative sider ved vannmassene og organismesamfunnet er

det dessuten foreløpig svært begrensede muligheter til å forutsi (Hessen 1988). Hva f.eks. en økning eller minskning av tilførsler med plantenæringsstoffer til et vannsystem vil medføre for algevegetasjonen, kan derfor foreløpig bare bedømmes erfaringsmessig og på et sammenliknende grunnlag (Ahl 1979, Sas 1989).

8.2. Fosforreduksjon og praktiske tiltak

Råvannskvaliteten i Akersvatnet er under de rådende forhold ikke tilfredsstillende for Vestfold interkommunale vannverk. For å bedre denne er det nødvendig med praktiske tiltak. Tiltakene som velges må ha en bakgrunn i realistiske forutsetninger om hva som kan oppnås av forbedringer i aktuell sammenheng (NIVA 1989).

Med utgangspunkt i teoretiske betraktninger om trofinivåer og "akseptabel" fosforbelastning (Vollenweider 1976), kan det bli gjort beregninger som belyser Akersvatnets situasjon. Med et aktuelt formelgrunnlag tilrettelagt for respons av fosforbelastning i grunne og middelgrunne innsjøer (Berge 1987), kan følgende likninger benyttes for beregning av høyeste "akseptable" fosforkonsentrasjon:

$$[P]\lambda = -8,68 \cdot \ln \bar{Z} + 30,13$$

hvor $[P]\lambda$ = midlere konsentrasjon av totalfosfor i innsjøen ($\mu\text{g P/l}$)

$$\bar{Z} = \text{innsjøens middeldyp (m)}$$

Akersvatnets middeldyp er 6 m. Den høyeste "akseptable" totalfosforkonsentrasjon blir da etter likningen $14,6 \mu\text{g P/l}$.

I Akersvatnet varierte de aktuelle verdiene for konsentrasjoner av totalfosfor mellom 16 og $52 \mu\text{g P/l}$ i vannlaget $0 - 5$ m dyp i 1987 og 1988. Middelerdien for observasjonsperioden mai-november i 1987 var $41 \mu\text{g P/l}$, og for 1988 tilsvarende $35 \mu\text{g P/l}$ (NIVA 1989). Også gjennom 1989 og 1990 viste analyseresultatene høye verdier for totalfosfor. Gjennomgående lå de i et konsentrasjonsnivå større enn $35 \mu\text{g P/l}$, med maksimumsverdier høyere enn $65 \mu\text{g P/l}$ (Figur 11). For hele observasjonsperioden 1985 - 1990 sett under ett, var altså verdiene langt høyere enn det som kan regnes for "akseptabelt" konsentrasjonsnivå for totalfosfor i Akersvatnet.

Når det gjelder praktiske tiltak for eventuelt å oppnå tilfredsstillende råvannskvalitet til vannforsyning fra Akersvatnet, var konklusjonen i forrige rapport (NIVA 1989):

"Med utgangspunkt i teoretiske betraktninger om Akersvatnets trofinivå kan en "akseptabel" konsentrasjon av totalfosfor i vannmassene anslås til 14,6 µg P/l. En betydelig belastningsreduksjon må gjennomføres for eventuelt å kunne oppnå dette konsentrasjonsnivå. Det er trolig urealistisk innen overskuelig fremtid å oppnå et "akseptabelt" konsentrasjonsnivå for totalfosfor på denne måte. Forholdet innebærer at man må regne med vedvarende problemer med blågrønnalgeoppblomstringer i Akersvatnet".

Konsentrasjoner av totalfosfor i vannmassene kan ikke alene anvendes som bedømmelse for muligheter til å gi masseutvikling av blågrønnalger i en innsjø. Inngående fysiologiske og økologiske studier av blågrønnalger og deres vekstbetingelser (Ahlgren 1985, Olsen 1988, Pick & Lean 1987) har gitt forståelse for hvordan en rekke miljøfaktorer - alene eller i samspill - kan medvirke til blågrønnalgedominans i innsjøer. Blågrønnalgenes tilbøyelighet til fosforlagring i cellene, deres evne til nitrogenfiksering og produksjon av allelopatiske forbindelser (toksiner) gir disse organismene spesielle forutsetninger til både aktivt å utnytte og kontrollere sitt eget vekstmiljø. En rekke eksempler fra ulike geografiske områder dokumenterer at vannblomst med toksinproduserende blågrønnalger finner sted i vannmasser innenfor et stort variasjonsområde av trofegrad (Sivonen 1990). Resultater fra undersøkelser av vannblomst med toksinproduserende blågrønnalger i Norge er i overensstemmelse med dette (Berg et al. 1986). Basert på de foreliggende erfaringer er det ikke grunnlag for å anta at en eventuell reduksjon av nivået for totalfosfor i Akersvatnet ned til "akseptabelt" nivå (Berge 1987) vil kunne sikre at det i perioder ikke dannes vannblomst av blågrønnalger i innsjøen. I tillegg kommer dessuten andre uforutsigbare og dels ikke kvantifiserbare faktorer som medfører usikkerhet i vurderingene (f.eks. miljøforhold som påvirker beitekjeden). Det er nødvendig å trekke den konklusjon at fosforbelastningsmodeller alene ikke er tilstrekkelig som grunnlag til å treffe praktiske forholdsregler med sikte på sikring av råvannskvalitet til drikkevannsforsyninger. Et vidt spekter av biologiske faktorer og virkningsmekanismer må i tillegg bringes inn i slike aktuelle vurderinger.

En tilfredsstillende råvannskvalitet for Vestfold interkommunale vannverk innebærer både behov for å oppnå reduserte algemengder i Akersvatnet og kontroll med oppblomstringene av toksinproduserende blågrønnalger. Selv om en reduksjon i fosforbelastningen ned til "akseptabelt" nivå eventuelt ville begrense algeutviklingen i Akersvatnet, kunne tiltaket alene ikke forhindre oppblomstringer av blågrønnalger med praktiske ulemper og helserisiko for vannforsyningen. Resultatene fra undersøkelsen 1989 og 1990 understreker den tidligere konklusjon på dette punkt (NIVA 1989).

Hvis det av forskjellige årsaker - f.eks. kontroll av eutrofiutvikling (Landbrukskontoret i Sandefjord/Stokke 1991) - fremstår behov for å redusere belastningen med plantenæringsstoffer til Akersvatnet, kan en avskjæring av tilførsler eventuelt også vurderes. Et beregningseksempel kan bli gitt.

Av tilløpsbekkene bidrar Grimestadbekken (Figur 22) med omlag 46 % av belastningen med totalfosfor (NIVA 1986a). Kunne denne tilløpsbekk dreneres vekk fra Akersvatnet, ville det medføre betydelige konsentrasjonsendringer av algenæringsstoffer i innsjøens vannmasser. I Figur 23 er det gitt en fremstilling av beregnede mengder og konsentrasjoner for totalfosfor som tiltaket omfatter og vil resultere i. Men selv et så omfattende inngrep ville likevel ikke bringe middelkonsentrasjonen av totalfosfor ned under verdier på 24 µg P/l i Akersvatnet. (Det er selvsagt en rekke andre konsekvenser som dessuten trengs å belyses for å kunne få et vurderingsgrunnlag for en eventuell gjennomføring av et slikt tiltak).

Straksløsninger i praktisk betydning for Vestfold interkommunale vannverk kan omfatte fremgangsmåter som tidligere foreslått (NIVA 1986b). Disse biologiske/kjemiske virkemidler har imidlertid møtt forvaltningsmessig motbør.

9. Henvisninger

- Ahl, T. (1979): Natural and human effects on trophic evolution. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 13:259-277.
- Ahlgren, G. (1985): Growth of *Oscillatoria agardhii* in chemostat culture. 3. Simultaneous limitation of nitrogen and phosphorus. Br. Phycol. J. 20:249-261.
- Berg, K., Carmichael, W.W., Skulberg, O.M., Benestad, Chr. & Underdal, B., (1987); Investigation of a toxic water bloom of *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae) in Lake Akersvatn, Norway. Hydrobiologia 144:97-103.
- Berg, K., Skulberg, O.M., Skulberg, R., Underdal, B., & Willén, T. (1986): Observations of toxic blue-green algae (Cyanobacteria) in some Scandinavian lakes. Acta. vet. scand. 27:440-452.
- Berge, D., (1987): Fosforbehandling og respons i grunne og middels grunne innsjøer. NIVA-rapport O-85110. Oslo, 24. juni 1987. 44 pp.

- Brettum, P. (1989): Alger som indikator på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton. NIVA-rapport O-86116, 29. desember 1989. 111 pp.
- Dalin, O. (1955): Tønsberg drikkevann. Undersøkelser 1953-1954. Tønsberg. 73 pp.
- Falconer, I.R. (1989): Effects on human health of some toxic cyanobacteria (blue-green algae) in reservoirs, lakes and rivers. *Toxicity Assessment: An International Journal* 4:175-184.
- Falconer, I.R. (ed.) (1991): *Algal Toxins in Seafood and Drinking Water*. Academic Press Limited (in press).
- Forsberg, C. (1975): Nitrogen as a growth factor in fresh water. Conference on nitrogen as a water pollutant. IAWPR. 18-20th August 1975. København.
- Fowden, L. (1962): Amino acids and proteins. In: R. Lewin (ed.), *Physiology and biochemistry of algae*. pp. 189-209. New York.
- Golterman, H.L. (1975): *Physiological limnology*. Amsterdam.
- Hessen, D.O. (1988): Carbon metabolism in the pelagial of the humic lake: With special reference to feeding and interactions in the zooplankton community. Dissertation presented for the degree of Doctor philosophie. Department of Biology, University of Oslo, Norway.
- Landbrukskontoret i Sandefjord/Stokke (1991): Miljøplaner for Akersvannet. En områdeplan for jordbruksarealene i nedslagsfeltet til Akersvannet. Sandefjord, juli 1991. 11 pp.
- MacKintosh, C., Beattie, K.A., Klumpp, S., Cohen, P. & Codd, G.A. (1990): Cyanobacterial microcystin-LR as a potent and specific inhibitor of protein phosphatases 1 and 2A from both mammals and higher plants. *FEBS Letters* 264(2):187-192.
- Meybeck, M., Chapman, D.V. & Helmer, R. (1990): *Global Environment Monitoring System. Global Freshwater Quality. A first Assessment*. World Health Organization and United Nations Environmental Programme. Basil Blackwell Ltd., Cambridge - USA.
- Norsk institutt for vannforskning (1985): Giftproduserende blågrønnalger i Vestfold. Resultater av undersøkelser i 1984. Rapport O-84135, 18. april 1985. 21 pp.
- Norsk institutt for vannforskning (1986a): Bruksplan for Akersvannet. Bakgrunnsundersøkelser og forslag til tiltak. Rapport O-85118. Oslo, 18. august 1986. 107 pp.

- Norsk institutt for vannforskning (1986b): Kontroll av giftproduserende alger - Akersvatnet, Vestfold. - Forskningsbehov i Norge. Notat. Oslo, 11. november 1986. 10 pp.
- Norsk institutt for vannforskning (1989): Blågrønnalger - vannkvalitet i Akersvatnet, Vestfold. Resultater av undersøkelser i 1987 og 1988 for Vestfold interkommunale vannverk (VIV). Rapport O-84135. Oslo, 20. januar 1989. 35 pp.
- Norsk institutt for vannforskning (1990): Undersøkelser i Akersvatnet - fremdriftsrapport 1990. Notat. Oslo, 20. november 1990. 7 pp.
- Olsen, Y. (1988): Phosphate kinetics and competitive ability of planktonic blooming cyanobacteria under variable phosphate supply. SINTEF, Trondheim, July 1988.
- Pearl, H.W. (1988): Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (Cyanobacteria). In: C.D. Sandgren (ed.), Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton. Pp. 261-315. Cambridge University Press, Cambridge.
- Pick, F.R. & Lean, D.R.S. (1987): The role of macronutrients (C, N, P) in controlling cyanobacterial dominance in temperate lakes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 21:425-434.
- Romstad, R. & Skulberg, O.M. (1972): Some observations on the distribution and abundance of blue-green algae of inland waters in Southern Norway. *IBP i Norden*, No. 10: 22-37.
- Sas, H. (ed.) (1989): Lake restoration by reduction of nutrient loading. Expectations, Experiences, Extrapolations. Academic Verlag, Richarz.
- Seip, K.L. (1988): Et regelsystem for å identifisere innsjøers respons på reduksjoner i fosforbelastning. Del II. Forekomst av blågrønnalger (Cyanobacteria). *Limnos* 3:8-12.
- Sivonen, K. (1990): Toxic cyanobacteria in Finnish fresh waters and the Baltic Sea. Academic Dissertation in Microbiology. ISBN 952-90-1864-9. Helsinki.
- Skulberg, O.M. (1978): Sestonobservasjoner ved vassdragsundersøkelser. *Fauna* 31:48-54.
- Skulberg, O.M. (1980a): Nitrogen som begrensende faktor i ferskvann og saltvann. *Vann* 15(1): 8-20.

- Skulberg, O.M. (1980b): Nitrogen som begrensende faktor for algevekst. Prosjekt: Planktonalger i eutrofisammenheng. NTNFs program om eutrofieringsforskning. Blindern, 24. november 1980. 40 pp.
- Skulberg, O.M. (1988): Blågrønnalger - vannkvalitet. Toksiner. Lukt- og smaksstoffer. Nitrogenbinding. NIVA-rapport O-87006. Oslo, 15. mars 1988. 121 pp.
- Utermöhl, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. internat. Verein. Limnol. 9:1-38.
- Vestfold interkommunale vannverk (1989): Dataoversikt for V.I.V. 1988. Vannforbruk. Økonomi. Analyser. 66 pp.
- Vestfold interkommunale vannverk (1990): Årsmelding 1990. 27 pp.
- Vollenweider, R.A. (1976): Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem.Ist.Ital.Idrobiol. 33:53-83.
- Wallén, C.C. (1986): Impact of present century climate fluctuations in the northern hemisphere. Geogr. Ann. 68A(4):245-278.
- Wetzel, R.G. (1975): Limnology. W.B. Saunders Company, Philadelphia. 743 pp.
- World Health Organization (1984): Aquatic (marine and freshwater) biotoxins. Environmental Health Criteria 37:1-95.
- Yoshizawa, S., Matsushima, R., Watanabe, M.F., Harada, K., Ichihara A., Carmichael, W.W. & Fujiki, H. (1990): Inhibition of protein phosphatases by microcystin and nodularin associated with hepatotoxicity. J. Cancer. Res. Clin. Oncol. 116:609-614.