

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 04 30 33
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgt 55
5008 Bergen
Telefon (47) 55 32 56 40
Telefax (47) 55 32 88 33

Akvaplan-NIVA A/S

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

Tittel JOVÅ - Overvåking av jordbrukspåvirkede innsjøer Tiltaksgjennomføring, vannkvalitetstilstand og -utvikling	Løpenr. (for bestilling) 4101-99	Dato 1999.09.28
	Prosjektnr. Undernr. O-95025	Sider Pris 89
Forfatter(e) Bratli, Jon Lasse Bechmann, Marianne (Jordforsk)	Fagområde Vannressursforv. Eutrofi ferskvann	Distribusjon
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Jordforsk, Statens forurensningstilsyn, Landbruksdepartementet og Miljøverndepartementet	Oppdragsreferanse
--	-------------------

Sammendrag

Programmet for overvåking av jordbrukspåvirkede vannforekomster, som nå er lagt under JOVÅ-programmet, gir vannkvalitets-status og mulig tidsutvikling for en rekke bekker/mindre elver og innsjøer. Innsjøene rapporteres her. Enkelte vannforekomster som Frøylandsvannet på Jæren og Nærevann i Ski viser tegn til bedring i vannkvalitet, mens f.eks. Akersvannet i Vestfold ikke har klare forbedringer å vise til. For mange av innsjøene er det "dårlig" eller "meget dårlig" vannkvalitet, i særlig grad som et resultat av landbrukspåvirkning. Her er det ennå for tidlig å uttale seg om evt. retning i tidsutviklingen.

Fire norske emneord 1. Jordbruk 2. Næringsalter 3. Tidstrender 4. Vannkvalitet	Fire engelske emneord 1. Agriculture 2. Nutrients 3. Timetrends 4. Water quality
--	--


 Jon Lasse Bratli
 Prosjektleder


 Dag Berge
 Forskningsleder


 Bente M. Wathne
 Forsknings sjef

JOVÅ - Overvåking av jordbrukspåvirkede innsjøer

Tiltaksgjennomføring,

vannkvalitetstilstand og -utvikling

Forord

Programmet for overvåking av vannkvalitet i jordbrukspåvirkede vassdrag har pågått i vel ti års tid i regi av SFT. Ansvaret for programmet er for i år overført til Jordforsk gjennom JOVÅ-programmet. Jordforsk ved Marianne Bechmann har hentet inn og analysert data om nedbørfelt som er samlet inn fra Statistisk Sentralbyrå gjennom den årlige registreringen av "Søknad om produksjonstillegg" og "Utvalgstilling for landbruket". Hun har også deltatt i rapporteringen.

Miljøvernavdelingene har koordinert arbeidet i hvert enkelt fylke, og har sammen med kommunene stått for prøvetaking i felt, der ikke ekstern konsulent er brukt. SFTs Jan Rukke har sørget for at vannkvalitetsdataene har kommet inn til rett tid og er blitt gjort tilgjengelige for NIVA.

Vannkvalitetsanalysene er i all hovedsak gjennomført ved forskjellige akkrediterte fylkeslaboratorier.

Planteplanktonet er bestemt av Pål Brettum ved NIVA.

Undertegnede har organisert arbeidet ved NIVA, samt stått for bearbeiding av data og rapportering.

Kartene som er brukt i rapporten kommer fra Statens kartverks M711 serie i målestokk 1: 50 000.

Oslo, 28. september 1999

Jon Lasse Bratli

Innhold

Sammendrag og konklusjoner	5
Summary and conclusions	7
1. Formål	9
1.1. Usikkerhetsmomenter i forhold til formålet	9
1.1.1. Usikkerhet i målemetodikk	9
2. Utvalg av eksempelvassdrag	10
3. Metode	12
3.1. Vannkvalitetsovervåking	12
3.2. Data om nedbørfelt	13
4. Resultater og diskusjon	15
4.1. Nærevann i Akershus, Ski kommune	15
4.2. Gjesåssjøen i Hedmark, Åsnes kommune	22
4.3. Akersvannet i Vestfold, Stokke og Tønsberg kommuner	29
4.4. Frøylandsvannet i Rogaland, Time og Klepp kommuner	37
4.5. Lyngstadvannet i Møre og Romsdal, Eide kommune	45
4.6. Laugen i Sør-Trøndelag, Rissa kommune	53
4.7. Liavatnet i Nord-Trøndelag, Frosta kommune	60
4.8. Langmovatn i Nordland, Bø kommune	69
5. Referanser	76
Vedlegg A. Skjemaer for algebestemmelser i de enkelte innsjøene	77

Sammendrag og konklusjoner

Programmet for overvåking av jordbrukspåvirkede vassdrag ble lagt om i 1996. For bekker/mindre elver hvor man hadde en god metodikk med automatisk og hyppig prøvetaking, ble prøvetakingen videreført, og rapporteres i egen JOVÅ-rapport. Prøvetaking i andre mindre bekker etter stikkprøvemethoden ble utfaset. I stedet kom det inn en rekke jordbrukspåvirkede innsjøer. Grunnen til dette er at innsjøer er mer stabile systemer enn bekker, og at manuell prøvetaking fortsatt kunne gjøres av lokale krefter. Poenget med den nye overvåkingen var at usikkerheten i målemethoden skulle reduseres, at det på litt sikt skulle være mulig å lage tidstrendanalyser, og at metoden skulle være den samme fra lokalitet til lokalitet. Det var også viktig å få til "integreerte" systemer med overvåking av en jordbrukspåvirka innsjø, en av de viktige tilførsbakkene, og samtidig oversikt over tiltaksgjennomføring i nedbørfeltet. Med disse tre elementene på plass bør det kunne la seg gjøre å se sammenhenger mellom tiltaksgjennomføring og vannkvalitetsforandring over tid.

Overvåkingen av de jordbrukspåvirkede innsjøene ble startet i 1996 i regi av dette programmet. I de fleste lokalitetene har det bare vært gjennomført sporadiske overvåkinger tidligere. Mulige tidstrender er det derfor enda litt tidlig å uttale seg om. Unntaket er Nærevann, der en for perioden 1992-98 kan se en signifikant forbedring av fosforverdiene. Siden det bare er fem års overvåking er denne trenden forholdsvis sårbar.

For Frøylandsvatnet på Jæren har en imidlertid data tilbake til 1984. Her er det en relativt klar nedgang i fosforverdiene. Her er det også gjort betydelige tiltak i perioden, særlig med hensyn på gjødselhåndtering. Effekten på algemengden har imidlertid ikke slått ut enda, noe som bl.a. har sammenheng med at innsjøen får gjødsel fra sitt eget sediment.

For Akersvannet i Vestfold er det generelt sett ingen forbedring å spore etter overvåking i innsjøen tilbake til 1992 (med samme metode). Dette kan imidlertid ha sammenheng med at innsjøen har opplevd stor økologisk ubalanse de senere år, med massive algeoppblomstringer og fiskedød. Det er svært store biomasser av problemalger og utlekkinger av fosfor fra eget sediment som forverrer situasjonen ytterligere.

Selv om antall lokaliteter i dette programmet er relativt lite, synes det å avtegne seg et bilde av at vannforekomstene utenfor Nordsjøplanområdet har hatt en begrenset tiltaksgjennomføring. Noen av de mest belastede innsjøene finner vi også i disse områdene, hvor en bl.a. kan framholde Langmovatn i Nordland som en vannforekomst med meget dårlig vannkvalitet. Endel områder på Vestlandet, i Trøndelag og i Nord-Norge har blitt hengende etter, og trenger derfor økt fokus med tanke på tiltaksgjennomføring.

Tiltaksindikatorer knytta til gjødselmengder og spredetidspunkt for husdyrgjødsel er ikke tilgjengelig for de 2-3 siste år. Dette er særdeles uheldig da flere av innsjøene kun er prøvetatt de 3-4 siste år. Vi håper at det i skjemaene for Utvalgstillingene i landbruket på nytt gis rom for å få med disse svært viktige tiltaksindikatorene. Først når dette er på plass kan en sammenlikning mellom mulige endringer i driftsforhold og resulterende vannkvalitet fullføres.

Tabellen nedenfor viser status for vannkvalitet, og i den grad det er mulig også en utviklingstrend for enkelte av vannforekomstene. Der det ikke er gitt noen kommentar, har overvåkingen pågått i for få år til at det kan sies noe om mulige trender.

Lokaliteter, Fylker	Dagens vannkvalitetsklasse	Overvåkingsperiode	Eventuell utvikling
Nærevann, Ski, Akershus	IV/V = Dårlig / Meget dårlig	1992, -93, -96-98	Viss nedgang i fosfor
Gjesåssjøen, Åsnes, Hedmark	IV = Dårlig	1988, -96-98	
Akersvannet, Stokke, Vestfold	IV/V = Dårlig / Meget dårlig	1992-98	Ingen forbedring
Frøylandsvatnet, Time/Klepp, Rogaland	IV = Dårlig	1984-98	Nedgang av P, ikke av alger
Lyngstadvatnet, Eide, Møre & Romsd.	III/IV = Nokså dårlig / Dårlig	1995-98	
Laugen, Rissa, Sør-Trøndelag	IV = Dårlig	1996-98	
Liavatnet, Frosta, Nord-Trøndelag	III/IV = Nokså dårlig / Dårlig	Sporadisk 1984-98	Mulig P-nedgang
Langmovatn, Bø, Nordland	V = Meget dårlig	1992, -96-98	

Summary and conclusions

Title: JOVÅ- Monitoring of lakes influenced by agriculture. Implementation of measures, water quality status and trends.

Publication year: 1999

Author: Jon Lasse Bratli and Marianne Bechmann

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3709-7

The programme for monitoring of watercourses influenced by agriculture, was reorganised in 1996. For smaller streams, where the sampling method was satisfactory, the measurements were continued. Measurements in other smaller streams with an unsatisfactory sampling method were terminated. Monitoring of a number of lakes under agricultural influence was introduced because lakes are much more stable systems than small streams, and local people can carry out manual sampling. The main issue in the new monitoring system is to reduce the methodological uncertainties; within a few years it should be possible to analyse trends, and the sampling methods should be the same for all localities. It is important to have "integrated" systems with monitoring of a lake, one of the important inlet streams, and information of land use and abatement measures undertaken in the catchment area. With these three elements it should be possible to find correlations between measures implemented and changed water quality over time.

Only sporadic monitoring has been performed previously in the lakes that were included in this programme in 1996. It is therefore difficult to state time trends in water quality. An exception is the lake Nærevann, where a significant reduction in the phosphorus levels is shown during the period 1992-98. Since the monitoring only has lasted for 5 years, this trend is vulnerable.

The lake Frøylansvatn in the south west part of the country has been monitored from 1984 onwards. There is a relatively clear reduction in the phosphorus concentrations. Several measures have been implemented in the period, especially with regard to handling of manure. The effect on the algal content is however not detectable yet, a fact that has to be seen in relation to the self-fertilisation from the lake sediment.

For the lake Akersvann in Vestfold, it is not possible to detect any reductions in nutrient concentrations since 1992 (with the same monitoring method). This may be connected to the large ecological unbalance that characterise this hypertrophic lake, including vast algal blooms and fish-kills.

Even though the number of localities in this programme is rather small, a picture of a limited level of implementation of abatement measures in the area outside the North Sea Plan prevails. Some of the watercourses with the heaviest loads of nutrients are found in these areas, where lake Langmovatn can be singled out as a watercourse with a very bad water quality. Areas in the Western, Middle and Northern part of Norway seem to have fallen behind in the pollution abatement work, and need an increased focus on implementation of measures.

The indicators for implementation of measures connected to amount of fertiliser and time of application of manure is not available for the last 2-3 years. This is very unfortunate, because several lakes have been monitored only 3-4 years. We hope that the future form for the agricultural survey again will include these crucial indicators for implementation of measures.

The table below shows the water quality status and, to the extent possible, also time trends for the different watercourses.

Localities, Counties	Status Water quality class	Period of monitoring	Possible trend
Nærevann, Akershus	IV/V = Bad/Very bad	1992, -93, -96-98	Slight reduction of P
Gjesåssjøen, Hedmark	IV= Bad	1988, -96-98	
Akersvannet, Vestfold	IV/V = Bad/Very bad	1992-98	No reduction
Frøylandsvatnet, Rogaland	IV = Bad	1984-98	Reduction in P, not in algal conc.
Lyngstadvatnet, Møre & Romsd.	III/IV= Poor/Bad	1995-98	
Laugen, Sør-Trøndelag	IV = Bad	1996-98	
Liavatnet, Nord-Trøndelag	III/IV= Poor/Bad	Sporadic 1984-98	Possible reduction of P
Langmovatn, Nordland	V = Very bad	1992, -96-98	

1. Formål

Formålet med overvåkingen av jordbruksforurensede vassdrag har i forbindelse med resultatkontrollarbeidet vært todelt:

Måle/fastsette en vannkvalitet fra år til år som statistisk sett er holdbar, og på bakgrunn av dette kunne bestemme en evt. vannkvalitetstrend.

Knytte en evt. vannkvalitetsforandring opp mot jordbrukstiltak i nedbørfeltet.

1.1. Usikkerhetsmomenter i forhold til formålet

1.1.1. Usikkerhet i målemetodikk

Det er vanskelig å tolke overvåkingsresultatene i henhold til målsettingen grunnet følgende forhold:

a) Usikkerhet i målemetodikk (formål 1)

De små jordbrukspåvirkede vassdragene (bekker og mindre elver) er som oftest underlagt svært sterke og tildels kortvarige fluktuasjoner i både vannføring og vannkvalitet. Ofte vil en stor del av årstransporten av f.eks. fosfor være konsentrert til noen få dager med flomvannføring vår og høst, samt i forbindelse med kraftige regnskyll. Derfor er det ikke tilstrekkelig å foreta stikkprøvetaking hver 14. dag, som ved tidligere overvåking har vært den vanligst benyttede prøvetakingsmetoden. Årets rapportering grunner seg imidlertid i større grad på volumproposjonale blandprøver.

b) Kompliserte sammenhenger mellom en endring i vannkvalitet og tiltaksgjennomføring

Usikkerheten ved å knytte en evt. vannkvalitetstrend til *tiltaksgjennomføring* (formål 2) er spesielt knyttet til følgende forhold:

Meteorologiske variasjoner

Totalnedbøren og distribusjonen i løpet av året kan variere betydelig fra år til år. Dessuten kan temperaturen, særlig om vinteren, bety mye for avrenning og vannkvalitet. En del milde vintre på slutten av 80-tallet har f.eks. medført økte konsentrasjoner av fosfor i vassdragene.

Andre forurensningsbidrag

Antropogene kilder som kommunalt avløp, industri og avløp fra spredt bebyggelse, samt den naturlige påvirkning fra utmarksarealer (inkl. atmosfærisk deposisjon) vil påvirke vannkvaliteten til en viss grad.

Forsinket effekt

Enkelte tiltak vil kunne ha en forsinket effekt når det gjelder reduksjonen av tilførsler til vassdraget. Dette vil særlig gjelde gjødslingstiltakene. Å kvantifisere den forsinkede effekten er vanskelig, men det kan f.eks. ta mange år å få redusert et høyt P_{AL} -tall i jorda ved å gjødsle agronomisk riktig. For erosjonstiltakene vil imidlertid effekten komme raskt.

2. Utvalg av eksempelvasdrag

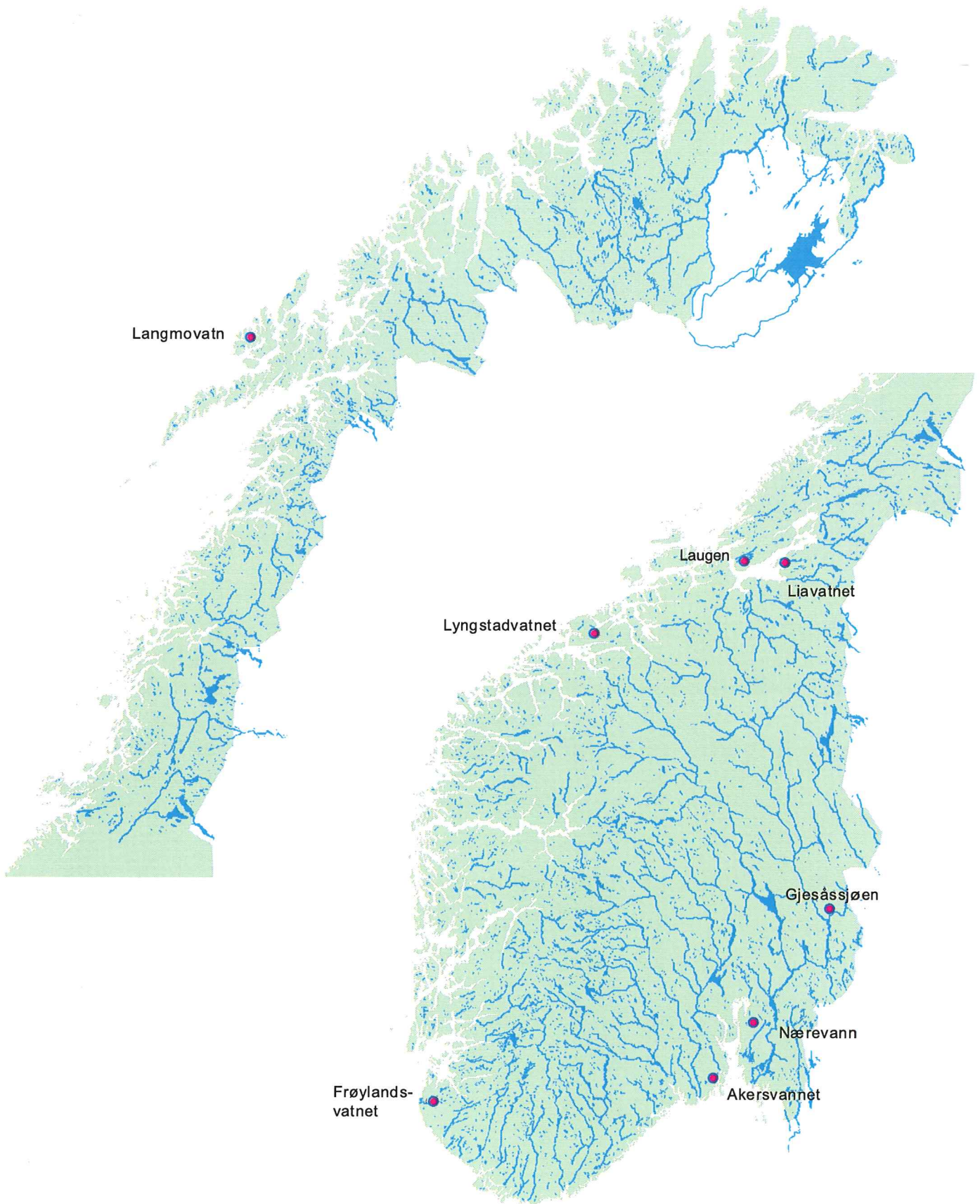
På grunn av vanskeligheter med å trekke konklusjoner fra den tidligere overvåkingen av jordbrukspåvirkede vassdrag, valgte SFT i 1996 å revidere overvåkingsprogrammet. I denne overvåkingen ble det forsøkt å redusere flest mulig av de usikkerhetsfaktorene som er omtalt i kap 1.1. Dette er gjort ved å velge vassdrag hvor det allerede er etablert en tilfredsstillende overvåkingsmetode, der jordbruket er den dominerende forurensningskilden og der ulike driftsformer er representert. SFT har derfor valgt å videreføre overvåkingen i regi av fylkesmannens miljøvern avdeling i *Rømua* på Romerike i Akershus, *Hotrankanalen* i Levanger i Nord-Trøndelag og *Grimestadbekken* i Stokke i Vestfold. I disse vassdragene har det pågått kontinuerlig prøvetaking med blandprøver og vannføringsobservasjoner. Resultater fra alle disse bekkene rapporteres i egen rapport under JOVÅ (Bechmann og Ludvigsen, 1999).

I tillegg er det etablert overvåking i følgende mindre jordbrukspåvirkede innsjøer:

Nærevann i Akershus, Ski kommune
Gjesåssjøen i Hedmark, Åsnes kommune
Akersvannet i Vestfold, Stokke og Tønsberg kommuner
Frøylandsvatnet i Rogaland, Gjesdal, Bryne og Klepp kommuner
Lyngstadvatnet i Møre og Romsdal, Eide kommune
Laugen i Sør-Trøndelag, Rissa kommune
Liavatnet i Nord-Trøndelag, Frosta kommune
Langmovatn i Nordland, Bø kommune

Disse innsjøene har med unntak av Lyngstadvannet og Laugen vært en del av den landsomfattende trofiundersøkelsen (Faafeng og medarb. 1990).

Fordelen med innsjøovervåkingen i forhold til overvåkingen av jordbruksbekker er at disse systemene har en jevnere vannkvalitet over året, og at det derfor er tilstrekkelig med prøvetaking hver 14. dag gjennom produksjonssesongen. Overvåkingen kan dessuten utføres av lokale prøvetakere uten altfor mye krav til utstyr. Ulempene kan være at dette er tregere systemer og dermed trenger mer tid til å omstille seg til et nytt tilførselsregime. Interne biologiske prosesser kan dessuten virke "forstyrrende" inn. Problemstillingen vedr. et godt overvåkingssystem som kan brukes i resultatkontrollsammenheng er imidlertid ikke bekker *eller* innsjøer men bekker *og* innsjøer. På litt sikt er det meningen å få til gode integrerte opplegg der det ved siden av overvåking av selve innsjøen også etableres automatiske vannføringsproposjonale blandprøvestasjoner i en av de viktige tilførselsbekkene til innsjøen. I tillegg bør det være en tett oppfølging av tiltak gjennomført i nedbørfeltet. Med disse tre elementene på plass bør det over endel år være mulig å knytte sammenhenger mellom tiltaksgjennomføring og forandring i vannkvalitet. Så langt har det bare vært mulig å etablere én slik integret "pakke", i Akersvannet/Grimestadbekken. At Grimestadbekken ikke rapporteres her synes derfor som noe uheldig. Akersvannet/Grimestadbekken vil imidlertid bli rapportert i en egen utvidet rapport. Det bør imidlertid tas sikte på å få til slike integrerte løsninger andre steder f.eks. i Nærevann/Nesbekken. Figur 1 gir en oversikt over de forskjellige overvåkingsobjektene som inngår i programmet.



Figur 1. Kart over vannforekomster som i 1998 har vært med i programmet for overvåking av jordbrukspåvirka vassdrag.

3. Metode

3.1. Vannkvalitetsovervåking

Vassdragsovervåkingen utføres i regi av fylkesmannens miljøvernavdeling som til en viss grad har engasjert eksterne konsulenter. Kommunale miljøvernledere og andre har også i stor grad bidratt.

Undersøkelsesopplegg

Det er tatt vannføringsproposjonale ukeblandprøver for Rømua.

Innsjøene er prøvetatt etter to supplerende metoder:

- Blandprøver i sommerhalvåret
- Vertikalsnitt med prøver på forskjellige dyp på ettersommeren og ettervinteren

I sommerhalvåret er det tatt blandprøve i produksjonssjiktet ved hjelp av en slangehenter hver 14. dag med start ca 20. mai og slutt ca 10. oktober, dvs. 10 ganger. I noen tilfeller er dette redusert til 9 prøver der hvor man har startet sent på våren eller har litt kortere produksjonssesong. Det er prøvetatt med et fast prøvedyp hele sesongen, men blandprøvens dyp varierer fra innsjø til innsjø, fra min 0-1.5m til maks 0-10m. Dette er vurdert ut i fra stedlige forhold som maksdyp og vindpåvirkning. Det viktige er at en velger et dyp som antas å være gjennomsnittet av produksjonssjiktet over sommersesongen.

Vertikalsnitt med vannhenter er foretatt *en* gang på ettervinteren, anslagsvis i slutten av mars (før isgang), og da med en prøveserie bestående av 4 prøver jevnt fordelt i hele vannsøylen. Hvis innsjøen er så dyp at den er termisk sjiktet om sommeren, er det tatt en vertikal prøveserie, også bestående av 4 prøver, på ettersommeren i august (før høstfullsirkulasjon).

For tidligere prøvetakinger er dette i særlig grad skjedd i regi av det landsomfattende eutrofiprojektet. Her har det vært et noe mer begrenset prøvetakingsopplegg, med 4 blandprøver i løpet av produksjonssesongen.

Parametere

Det er for bekkene/elvenes del analysert på total fosfor, fosfat, total nitrogen, nitrat, ammonium, suspendert stoff, turbiditet, organisk materiale, pH, ledningsevne og termotolerante koliforme bakterier (tarnbakterier).

For innsjøene er det for de 10 blandprøvene analysert på:

pH	Total fosfor
Konduktivitet	Total nitrogen
Turbiditet	Nitrat
Farge	Klorofyll a
	Kvalitativt og kvantitativt planteplankton

For de 8 vertikalprøvene (4 på ettersommeren og 4 på ettervinteren) er det analysert på:

pH	Total fosfor
----	--------------

Konduktivitet	Ortofosfat (Løst reakt. fosfor)
Turbiditet	Total nitrogen
Farge	Nitrat
	Oksygen

Tolkning av dataene.

I tolkningen av dataene er det fokusert på tilstanden mht. næringssaltkonsentrasjoner. I tillegg er suspendert stoff, organisk materiale og tarmbakterier vurdert for å tolke de ulike kildene til forurensning i vassdragene.

Vannkvaliteten i vassdragene er gitt som tilstandsklasse for parametrene total fosfor og total nitrogen, og er innarbeidet i figurene. Klassifiseringsystemet er utarbeidet av NIVA på oppdrag fra SFT og omfatter 5 klasser/grader ved bestemmelse av tilstandsklasse og forurensningsgrad (tabell 1). Systemet ble revidert høsten 1997 (SFT 1997), og vil derfor avvike noe fra klassifiseringen i fjorårets rapport. Dette går dels på en mer balansert begrepsbruk, “meget god” på topp, og “meget dårlig” på bunnen, og på justeringer av tabellverdien. Den største forskjellen er at nitrogenverdiene har blitt mindre strenge i de høyeste klassene.

I flere av de mindre jordbrukspåvirkede vassdragene vil tilstanden ligge i tilstandsklasse IV (“dårlig”) eller V (“meget dårlig”) selv om det er gjort en betydelig innsats for å begrense forurensningen fra jordbruket. Dette har sammenheng med at systemet skal gjelde for alle vannforekomster og derfor bare i begrenset grad skiller vannkvaliteten i mindre og sterkt påvirkede vannforekomster. Næringssaltavrenningen vil være avhengig av nedbør, innholdet av organisk materiale i jorda og næringsopptak fra avlingen. I jordbruksområder vil vannkvaliteten generelt sett være relativt dårlig grunnet et høyt innhold av næringssalter. I tillegg ligger mange av vassdragene i områder med marin leire som har et naturlig “høyt” innhold av fosfor og letteroderbare løsmasser.

Tabell 1. Klassifisering av tilstand på grunnlag av overgjødslingsrelaterte parametere. De to øverste parametere gjelder for elver og bekker. For innsjøer er alle 4 parametere aktuelle.

Parameter	Tilstandsklasse				
	I “Meget god”	II “God”	III “Mindre god”	IV “Dårlig”	V “Meget dårlig”
Totalfosfor (µg P/l)	< 7	7 – 11	11 – 20	20 – 50	> 50
Totalnitrogen (µg N/l)	< 300	300 – 400	400 – 600	600 – 1200	> 1200
Klorofyll a, µg/l	<2	2-4	4-8	8-20	>20
Siktedyp, m	<6	7-4	4-2	2-1	<1

3.2. Data om nedbørfelt

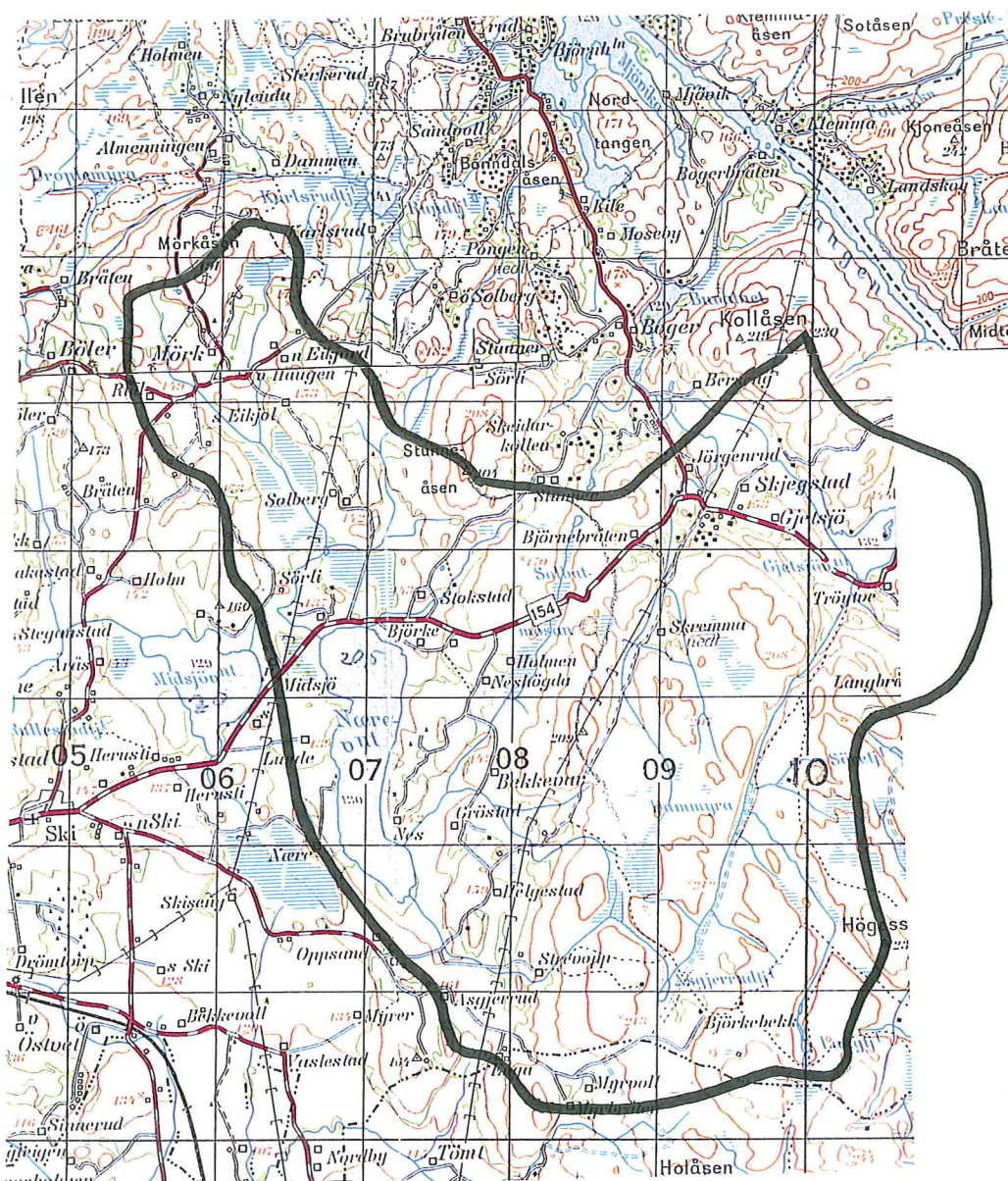
Data fra Søknad om produksjonstilskudd og Utvalgstelling i landbruket danner grunnlag for fremstilling av tiltaksgjennomføring i nedbørfeltet til innsjøene. Data fra Søknad om produksjonstilskudd er tilgjengelige til og med 1998. Disse data beskriver vekstfordeling og antall husdyr. Avlinger fåes fra Statens kornforretning og tilgjengelige til og med 1997. Data fra Utvalgstelling i landbruket inneholder opplysninger om gjødsling til og med 1995, jordarbeiding til og med 1997 og spredetidspunkt for husdyrgjødsel til og med 1996. Opplysning om gjødsling og spredning av husdyrgjødsel er ikke tatt med på spørreskjemaene fra Utvalgstelling i landbruket de siste årene.

Den fullstendige landbrukstelling i 1999 vil inneholde opplysninger om gjødsling, men spredetidspunkt for husdyrgjødsel og jordarbeiding er ikke med i denne tellingen.

4. Resultater og diskusjon

4.1. Nærevann i Akershus, Ski kommune

Figur 2 viser Nærevann med tilliggende nedbørfelt på 6,4 km².



Figur 2. Nærevann med nedbørfelt.

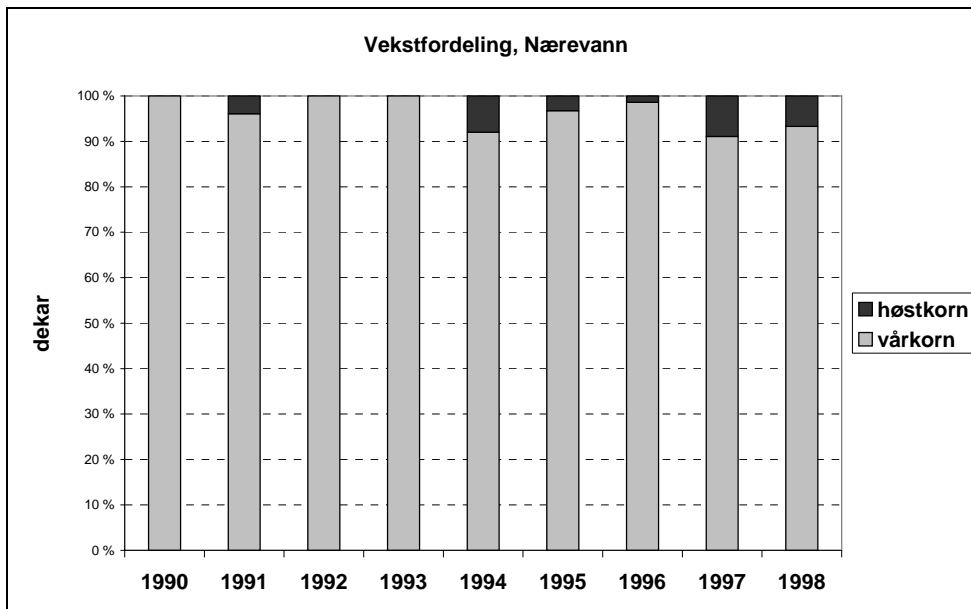
Tabell 2 viser opplysninger om arealbruk særlig knyttet til jordbruksaktiviteten i nedbørfeltet. Jordbruksaktiviteten er preget av relativt ensidig kornproduksjon (90%), resten grønnsaker i følge Fylkesmannens landbruksavdeling (1996/97). Grønnsaker i Nærevanns nedbørfelt er dessverre ikke registrert i SSB-tallene (figur 3). Punktkilder betyr svært lite.

Tabell 2. Fakta om nedbørfelt, jordbruksaktivitet og tiltak i Nærevannets nedbørfelt.

Kommune	Ski
Fylke	Akershus
Totalt nedbørfelt (daa)	6 400 daa
Innsjøoverflate (daa)	655 daa
Dyrka mark i nedbørfelt (daa og %)	1 917 daa 30,0 %
Dominerende driftsform i nedbørfeltet (% av jordbruksareal)	Korndyrking 90 % (1 724 daa), forøvrig grønnsaker 10% (191 daa)
Andre forhold av spesiell betydning	Meget stor del av nedbørfeltet under marin grense.

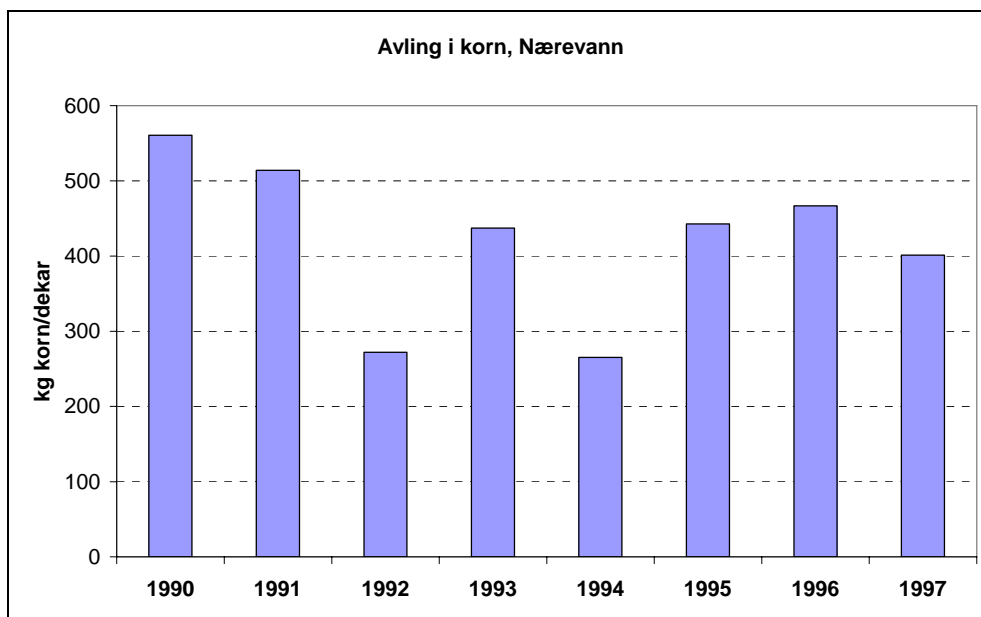
Kilde: Fylkesmannens miljøvernnavdeling og landbruksavdeling.
Ski kommune har beregnet arealer på bakgrunn av digitalt kartverk.

I nedbørfeltet til Nærevann er vårkorn dominerende vekst. Siden 1994 har det vært høstkorn på ca. 10 % av arealet (figur 3). Ved dyrking av høstkorn skjer jordarbeidingen på høsten, dette kan føre til økte stofftap på høsten. Dessuten blir det tilført mer gjødsel til høstkorn på grunn av større forventet avling. På våren begynner veksten og dermed opptak av næringsstoffer tidligere.

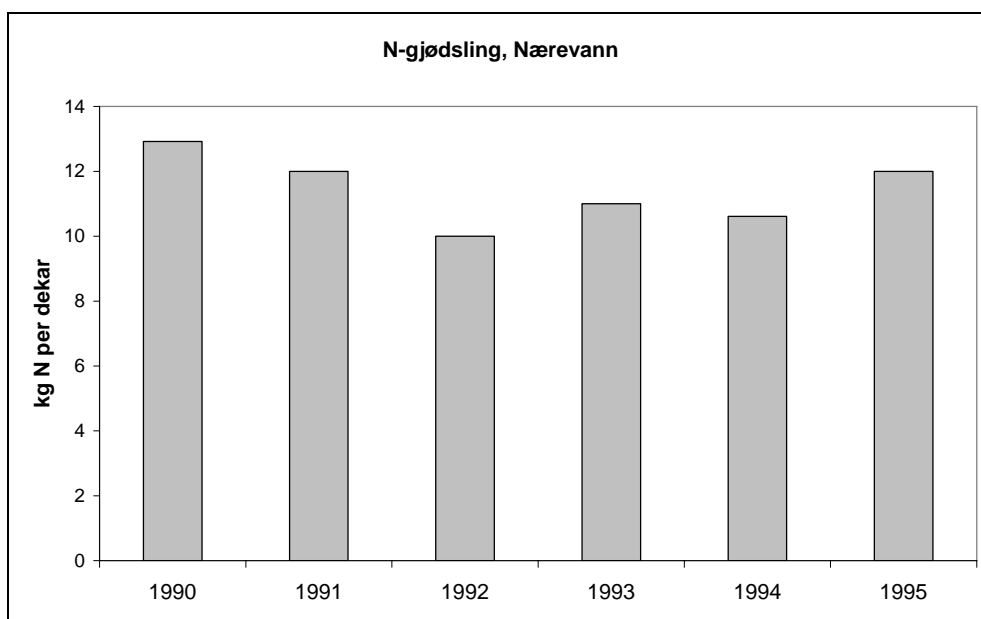


Figur 3. Vekstfordelingen på dyrka mark i nedbørfeltet til Nærevann fra 1990 til 1998.

Det er ikke oppgitt husdyr i nedbørfeltet. Det ser ut til å ha vært en vis avlingsnedgang i korn perioden fra 1990 til 1997 (figur 4).

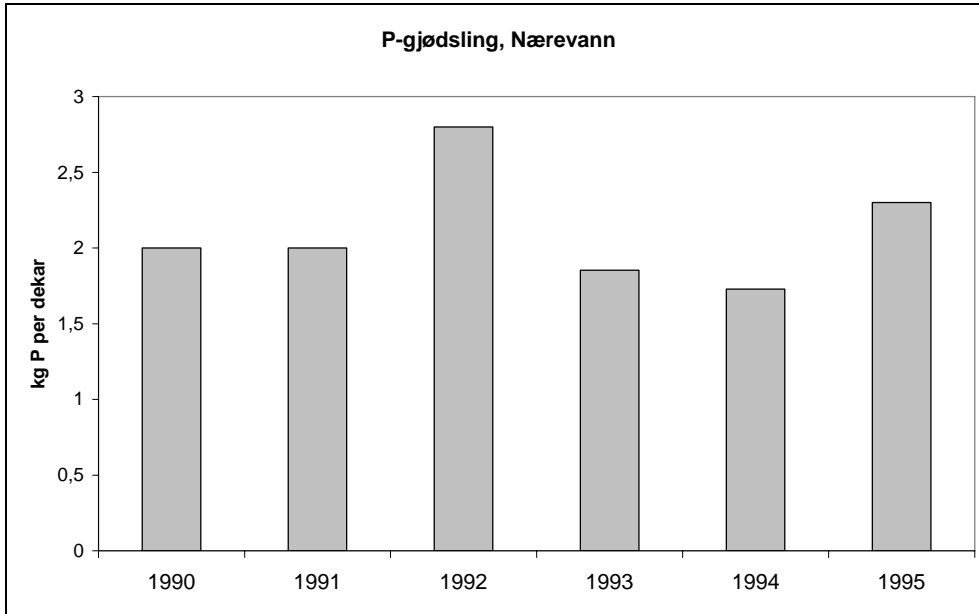


Figur 4. Avling i korn (kg/dekar) i nedbørfeltet til Nærevann fra 1990 til 1997.



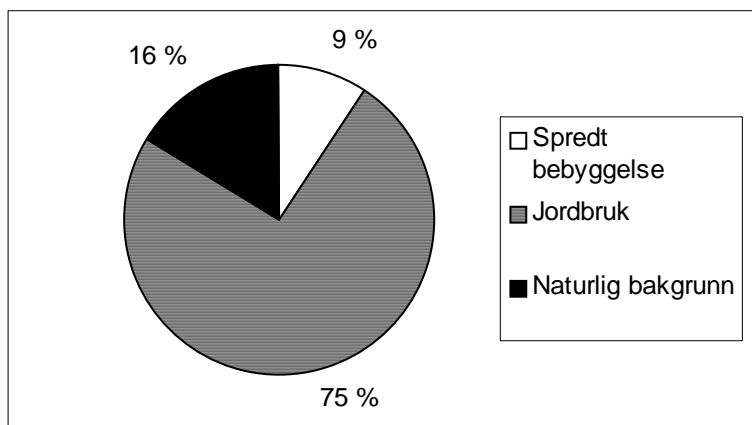
Figur 5. Nitrogengjødsling (kg N/dekar) i nedbørfeltet til Nærevann fra 1990 til 1995.

N-gjødslingen til eng er redusert fra ca. 13 kg N/dekar i 1990 til ca. 12 kg N/dekar i 1995 (figur 5). P-gjødslingen viser ikke noen trender i perioden 1990-1995 (figur 6).



Figur 6. Fosforgjødsling (kg P/dekar) i nedbørfeltet til Nærevann fra 1990 til 1998.

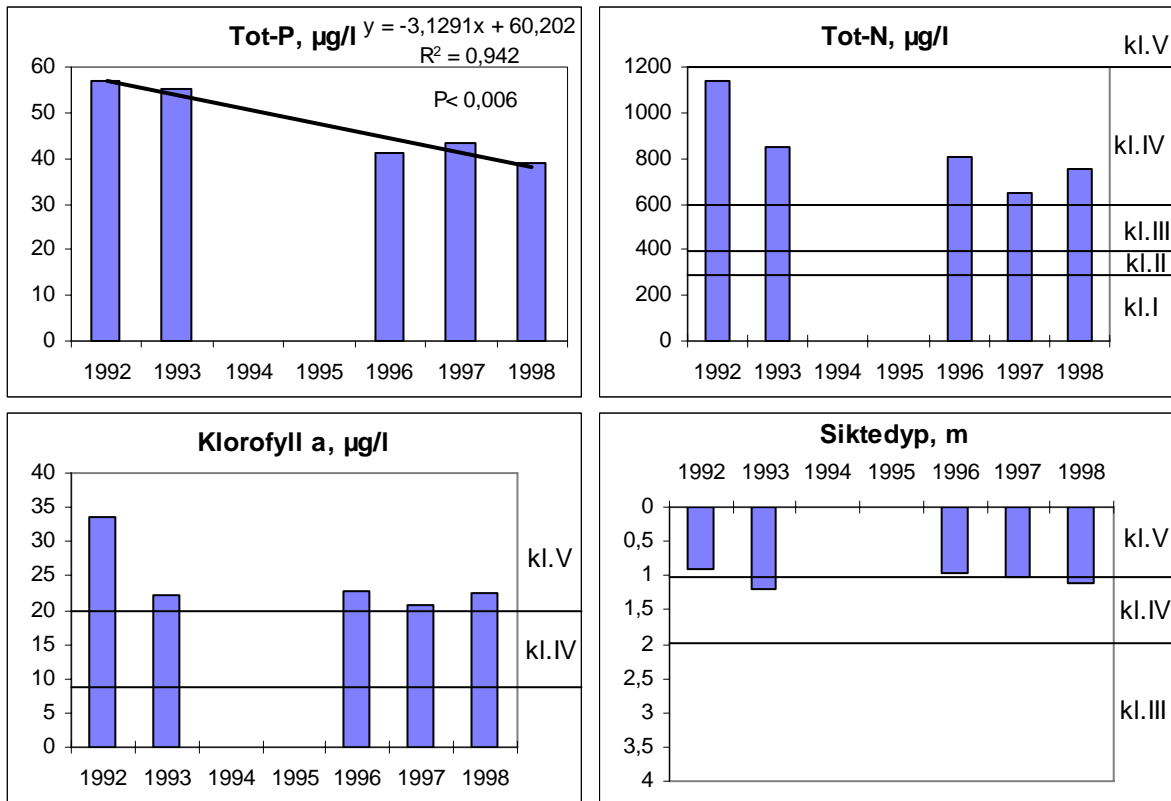
Det er få bruk i nedbørfeltet til Nærevann og andel høstpløyd areal viser derfor en tilfeldig variasjon



Figur 7. Forurensningstilførsler fordelt på kilder for Nærevann.

På bakgrunn av data fra Statens forurensningstilsyn i 1991 og jordsmonnsovervåkingen 1992-96 er det satt opp et forurensningsregnskap for fosfor for Nærevannets nedbørfelt. Totale tilførsler er på 285 kg fosfor per år. Figur 7 viser fordelingen mellom sektorer. Bratli og medarb. (1999) gjorde bergninger som viste tilsvarende prosentvise tilførsler fra kildene, men med en noe lavere totaltilførel (204 kg totalfosfor). Jordbrukstilførlene inkluderer her all avrenning fra jordbruksarealer, dvs. også den naturlige jordbruksavrenningen.

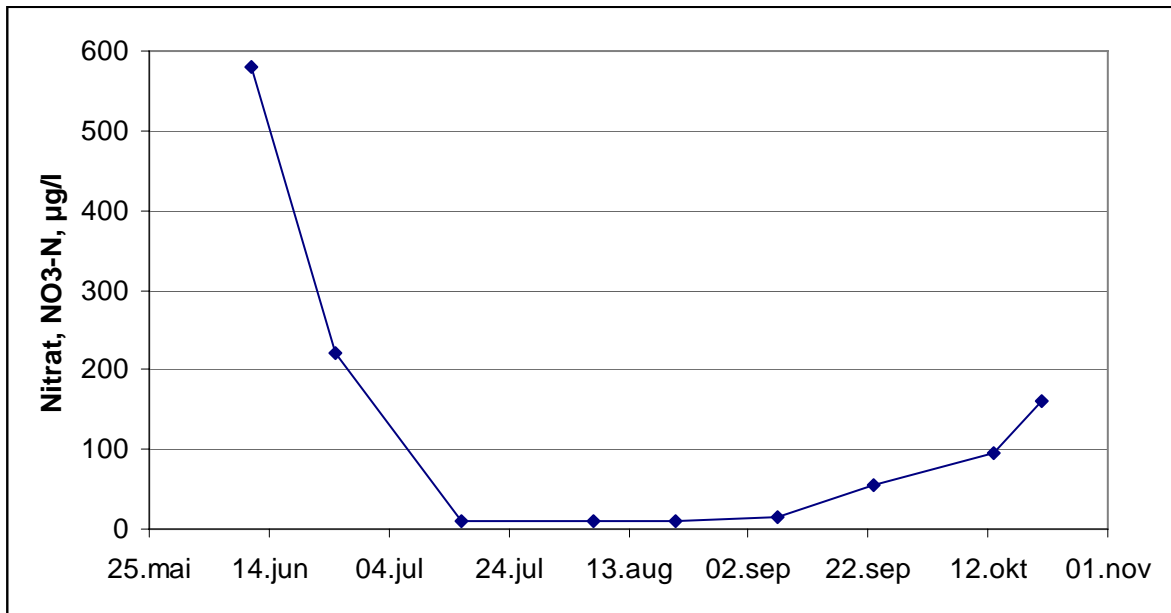
Nærevann er overvåket i fem år, og i to av årene i regi av det landsomfattende eutrofiprojektet (figur 8).



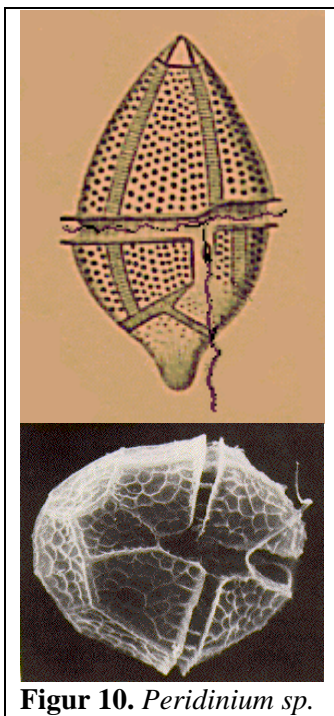
Figur 8. Overgjødslingparametre for Nærevann, aritmetisk middel.

Næringssaltparametrene og klorofyllverdiene viser at vannforekomsten befinner seg mellom tilstandsklasse IV og V. Selv om det bare finnes data fra 5 år er det foretatt en statistisk behandling av dataene. En regresjonsanalyse viser at det er en signifikant reduksjon av fosforverdiene (på 1% nivå) i løpet av 90-tallet. En slik trend er imidlertid sårbar, og et litt høyt tall neste år kan fjerne en signifikant trend som kun støtter seg på 5 års observasjoner. Siktedypet ligger på ca. 1 m i snitt, noe som er grensen mellom klasse IV og V. Nitratverdiene er svært lave på slutten av sommeren noe som framgår av figur 9. Ved prøvetakingen 16. juli 1998 er nitrat ute av vannmassene, eller ihvertfall under deteksjonsgrensen på 10 µg/l (figur 9), noe som kan legge tilrette for nitrogenfikserende blågrønnalger. Ammonium og nitritt kan en vanligvis se bort fra i vel oksygenert overflatevann i innsjøer. Mesteparten av nitrogenet må derfor tilskrives organiske former i dødt eller levende materiale. pH nivåene er ikke problematisk høye, og kommer heller ikke i 1998-sesongen over 8,0 (målt i laboratoriet). Det er først når en kommer over pH 9 at utlekking av fosfat fra sedimentet kan være betydelig. Turbiditeten lå på 3,9 FTU i 1996, mens middelveidien var 7,9 i 1997 og 8,8 i 1998. Det er ikke foretatt prøveuttak på forskjellige dyp på slutten av sommerstagnasjonen. Innsjøen er imidlertid så grunn, kun 5 m, at den nok bare er delvis stratifisert gjennom sommeren.

Det er en viss sammenheng mellom nedgangen i fosforverdiene i innsjøen og klima-/driftsforhold innen landbruket. 1992 som har høyeste fosforverdier viser samtidig størst fosforgjødsling, og kombinert med forsommertørke og lave avlinger kan dette ha gitt en større avrenning til innsjøen.

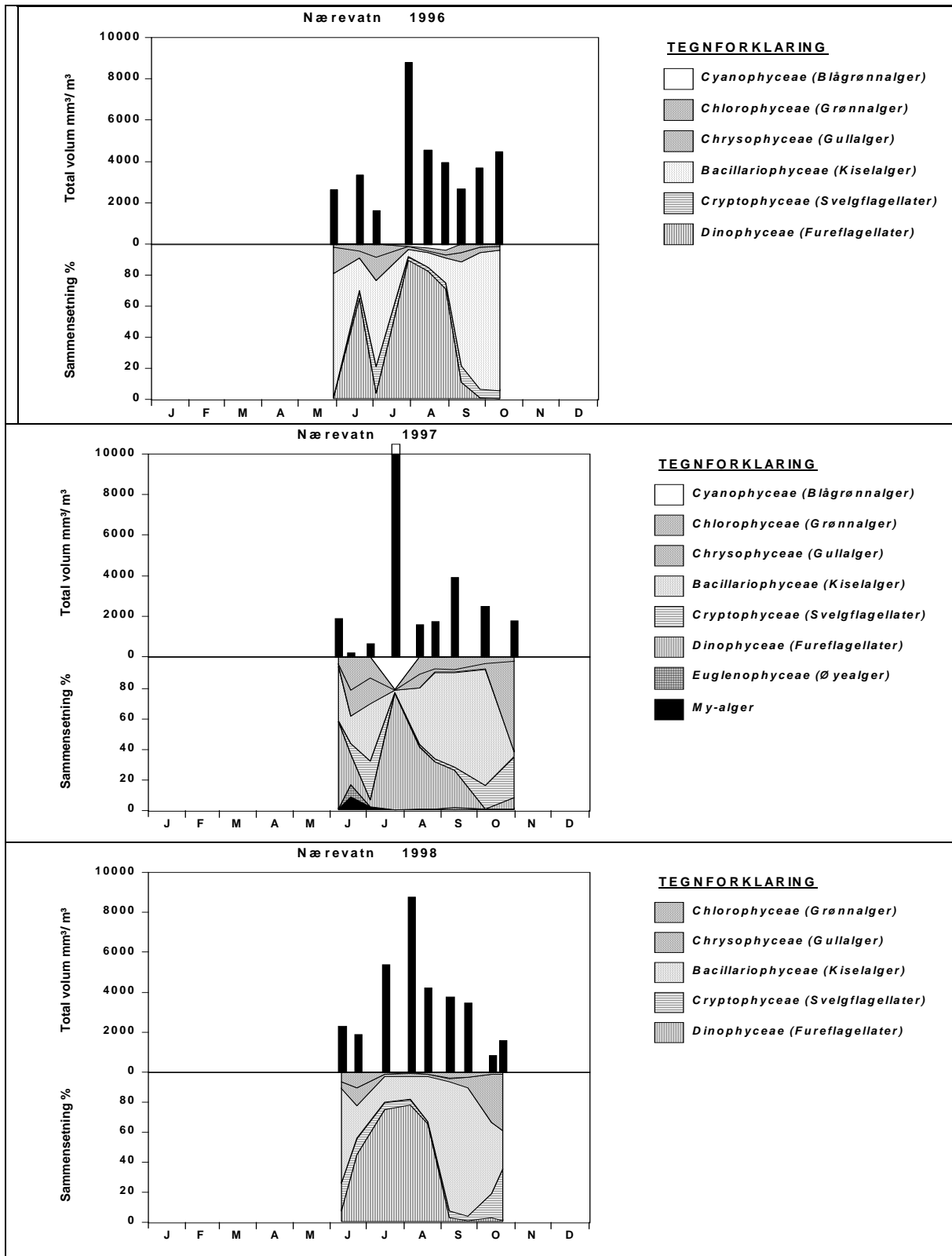


Figur 9. Nitratverdi målt som NO₃-N i løpet av produksjonssesongen 1998.



Figur 10. *Peridinium* sp.

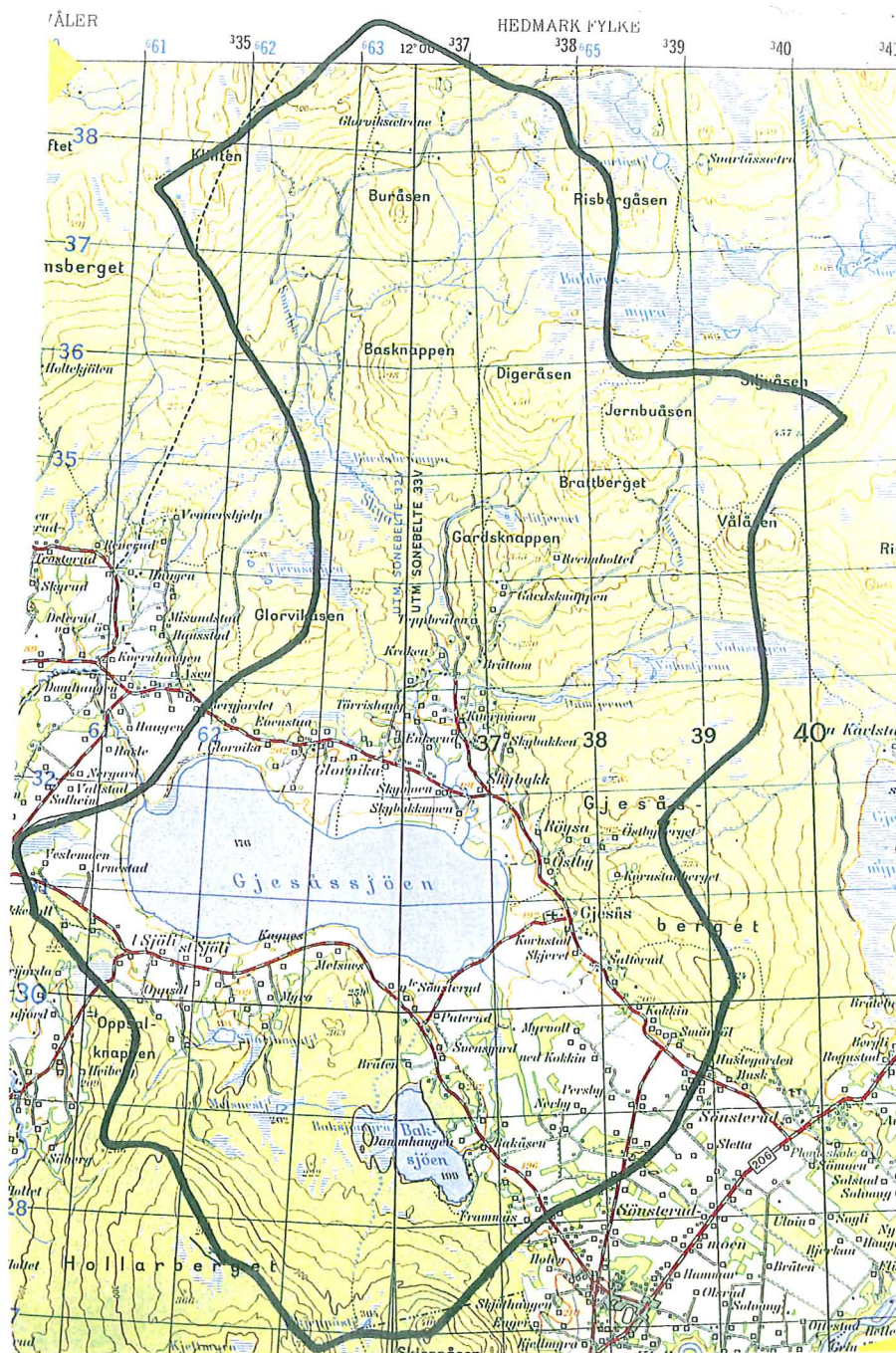
Algesammensetningen domineres av kiselalger om våren og høsten og fureflagellater om sommeren de tre siste år. Kiselalgene omsettes godt i næringskjeden. Fureflagellatene utgjør alle sommerne mer enn 80 % av algebiomassen og her finnes nesten bare en art (*Peridinium cunningtonii*, figur 10) og kommer i månedsskiftet juli-august opp i mengder som klart må kalles en algeoppblomstring. Vannet blir da farget brunt og siktedypet går under 1 m. Hittil er det laveste observerte siktedypet kun 60 cm i juli 1996. Denne algetypen er stor og er ikke spesielt spisbar for dyreplanktonet. Dominansen av denne ene arten kombinert med høye biomasser viser at systemet er i ubalanse pga. for store næringssalttilførsler. Blågrønnalger, som kan skape problemer i form av dårlig lukt/smak eller giftproduksjon, er så godt som fraværende i 1996 (figur 11). I 1997 er situasjonen mye den samme, men med unntak at blågrønnalgen *Anabaena planctonica* blomstrer opp sammen med *P. cunningtonii* i slutten av juli. Nitrat er helt ute av vannmassen fra tidlig på sommeren, noe som er med på å forklare hvorfor denne nitrogenfikserende blågrønnalgen slår seg fram. Nitrat går noe senere ut av vannmassen i 1998 (fra 16 juli). På denne tida er har *P. cunningtonii* etablert seg med så store biomasser at blågrønnalgene ikke slipper til.



Figur 11. Variasjon i totalvolum og sammensetning av planteplanktonet i Nærevann 1996, 1997 og 1998. Totalvolumet er gitt i $\text{mm}^3/\text{m}^3 = \text{mg}/\text{m}^3$ våtvekt.

4.2. Gjesåssjøen i Hedmark, Åsnes kommune

Figur 12 viser Gjesåssjøen med nedbørfelt på vel 54 km².



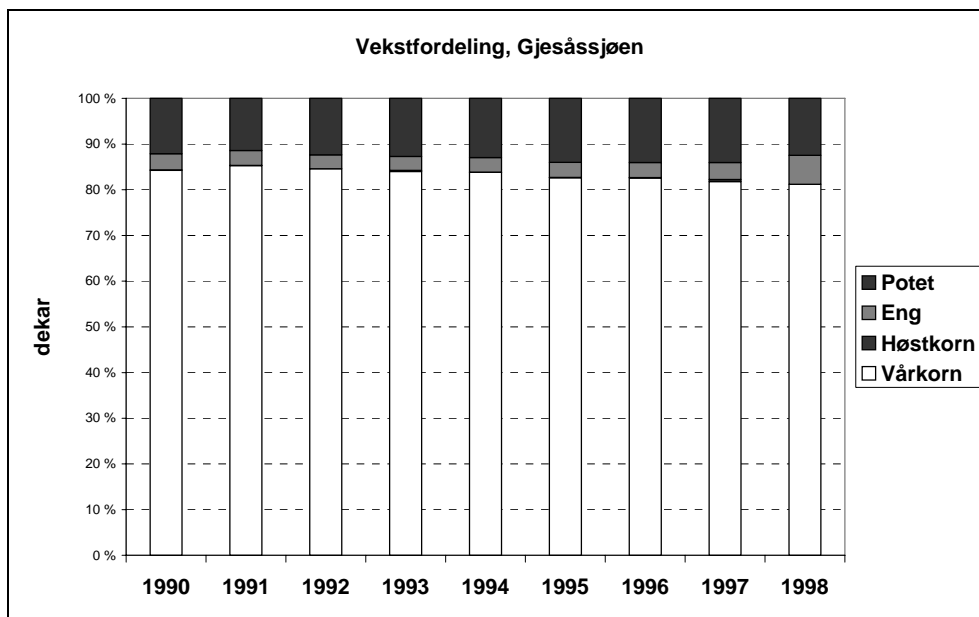
Figur 12. Gjesåssjøen med nedbørfelt.

Tabell 3. Fakta om nedbørfelt, jordbruks- aktivitet og tiltak i Gjesåssjøens nedbørfelt.

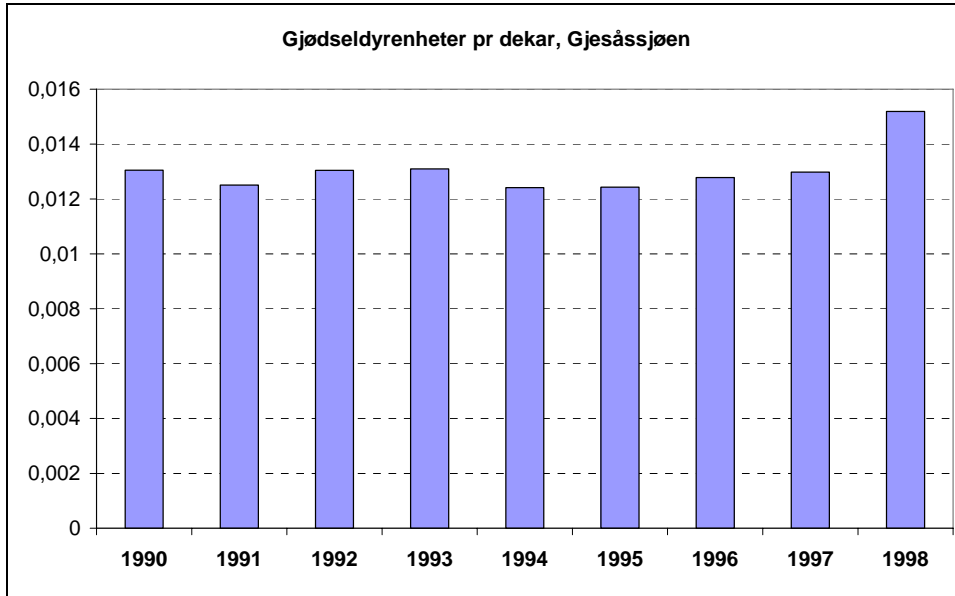
Kommune	Åsnes
Fylke	Hedmark
Totalt nedbørfelt (daa)	54 500 daa
Innsjøoverflate (daa)	4 000 daa
Dyrka mark i nedbørfelt (daa og %)	10 500 daa 19,0 %
Dominerende driftsform i nedbørfeltet (% av jordbruksareal)	Korndyrking 80 % (8 400 daa), forøvrig potet 20% (2 100 daa)
Andre forhold av spesiell betydning	11 000 daa eller 20 % av nedbørfeltet under marin grense. Utgjøres i stor grad av jordbruksareale. 8 bruk med gjødsellagre, 3 med silo. Ca halvparten av anleggene med mangler.

Kilde: Fylkesmannens miljøvernavdeling og landbruksavdeling.

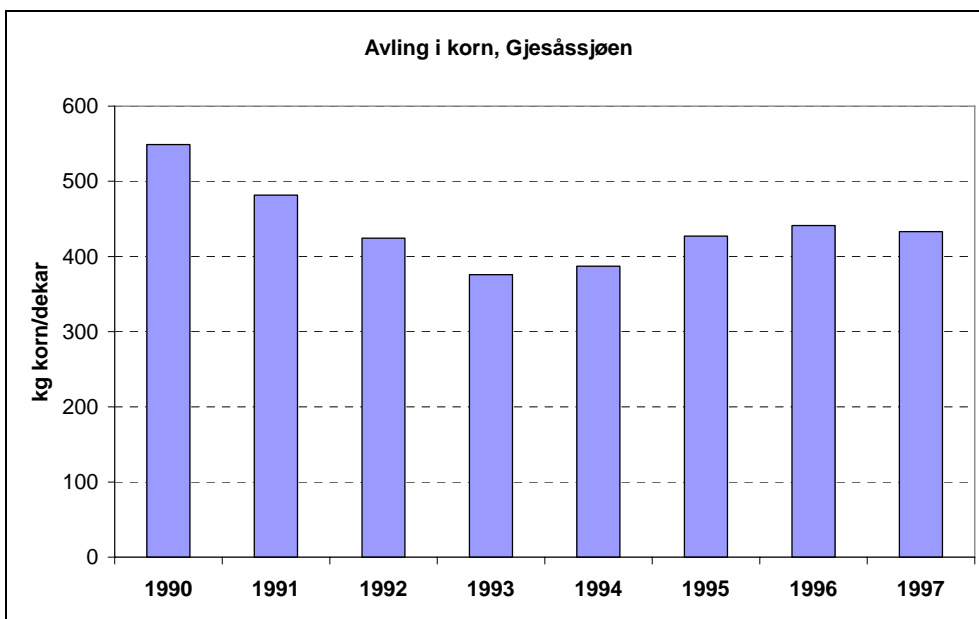
Data for tiltak i nedbørfeltet til Gjesåssjøen er presentert ved hjelp av data for Åsnes kommune. Gjesåssjøens jordbruksareale er dominert av vårkorn på dyrka mark (figur 13). På ca. 15 % av arealet dyrkes det poteter. Denne andelen har stort sett vært konstant siden 1990.

**Figur 13.** Vekstfordelingen i Åsnes kommune fra 1990 til 1998.

Antallet av gjødseldyrenheter/daa var lavt (0,013 gjødseldyrenhet/daa) (figur 14). Dette utgjør en fosfortilførsel på 0,2 kg P/dekar og har liten betydning for fosfortilførselen til vassdraget.

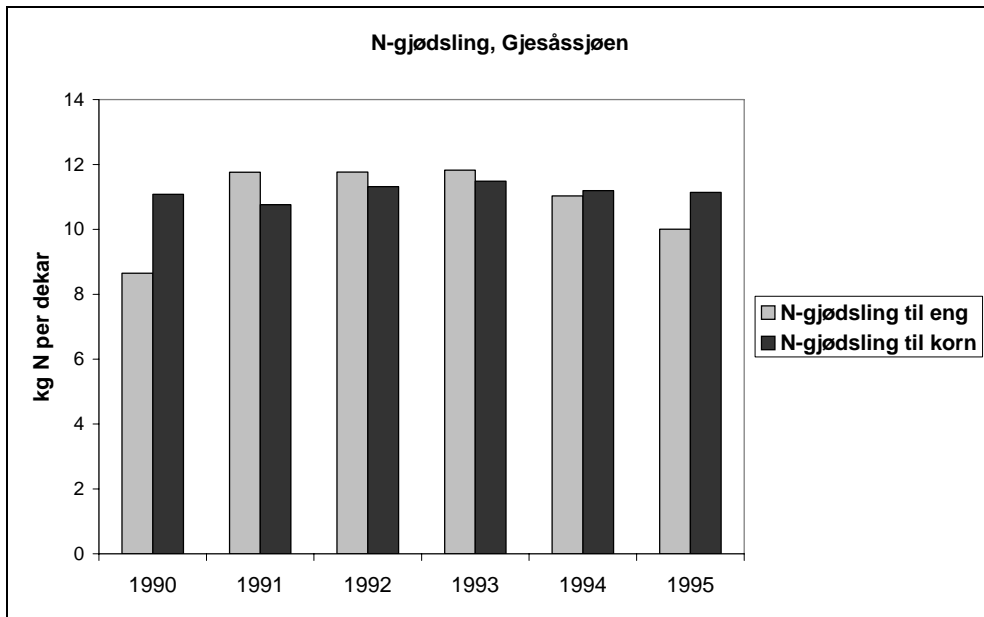


Figur 14. Antall gjødseldyrenheter/dekar Åsnes kommune fra 1990 til 1998.

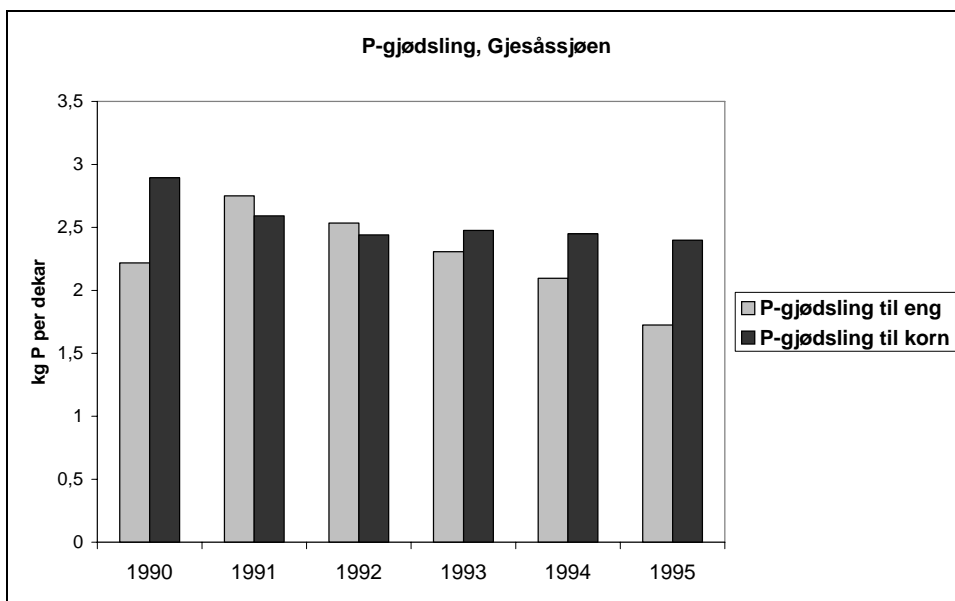


Figur 15. Avling i korn (kg/dekar) i Åsnes kommune fra 1990 til 1997.

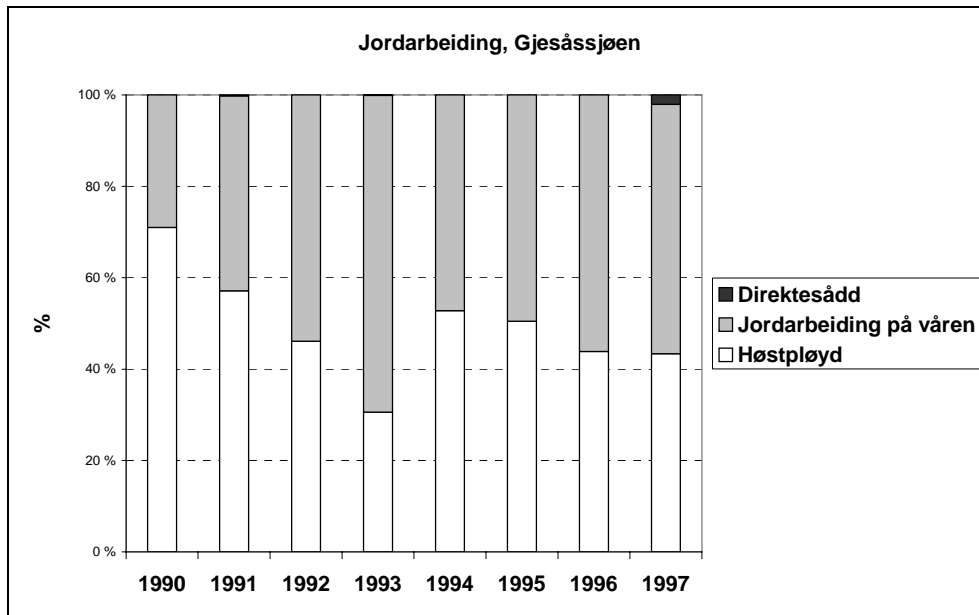
Avlingen i korn (figur 15) varierer i forhold til klimaet og det er vanskelig å spore en trend over få år. Det ser ut til å ha vært en avlingsnedgang i korn på 90-tallet. N-gjødslingen til korn ser ut til å ha holdt seg på et stabilt nivå (ca. 11 kg N/dekar) i denne perioden (figur 16). Det har vært en variasjon i N-gjødslingen til eng fra ca. 8,5 - 12 kg N/dekar. P-gjødslingen til eng og korn er redusert i perioden fra 1990 til 1995 (figur 17).



Figur 16. Nitrogengjødsling (kg N/dekar) i Åsnes kommune fra 1990 til 1995.



Figur 17. Fosforgjødsling (kg P/dekar) i Åsnes kommune fra 1990 til 1995.



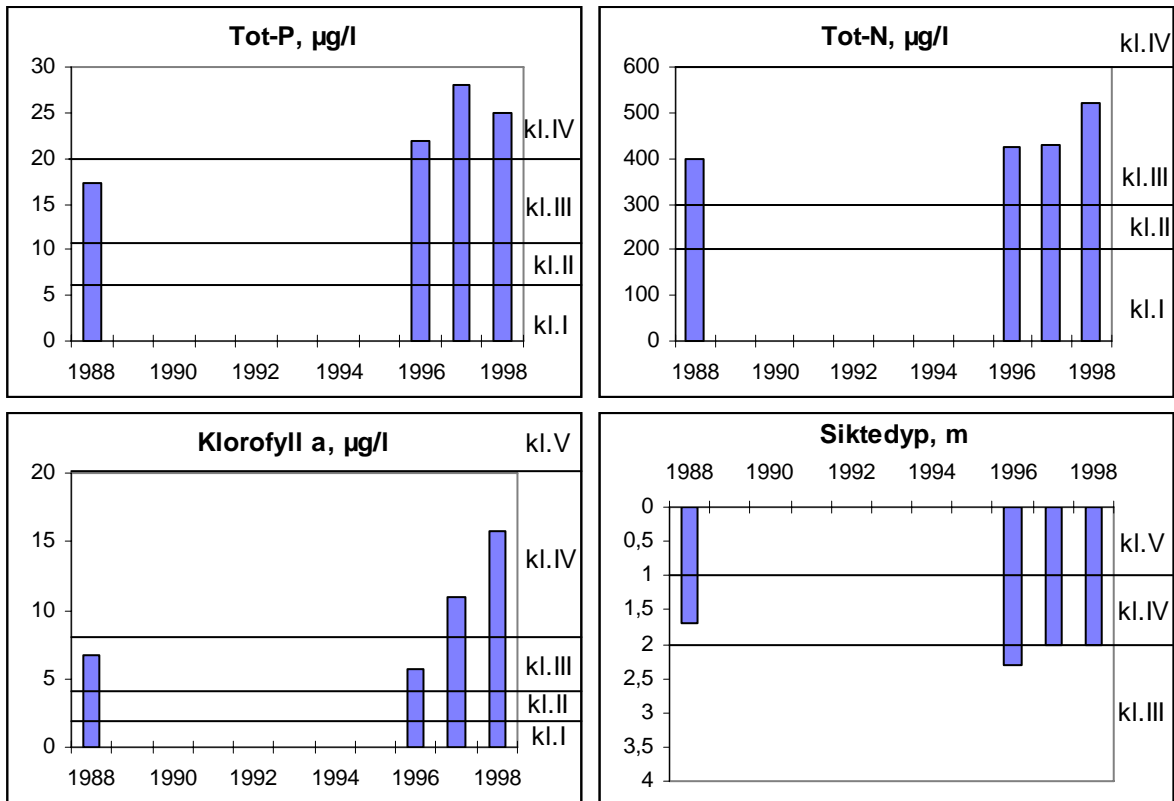
Figur 18. Jordarbeiding i Åsnes kommune fra 1990 til 1998.

Ut fra eksisterende opplysninger fra Søknad om produksjonstilskudd og Utvalgstillingen for landbruket er det gjennomført redusert gjødsling med fosfor i Åsnes kommune og redusert høstpløying (figur 18).

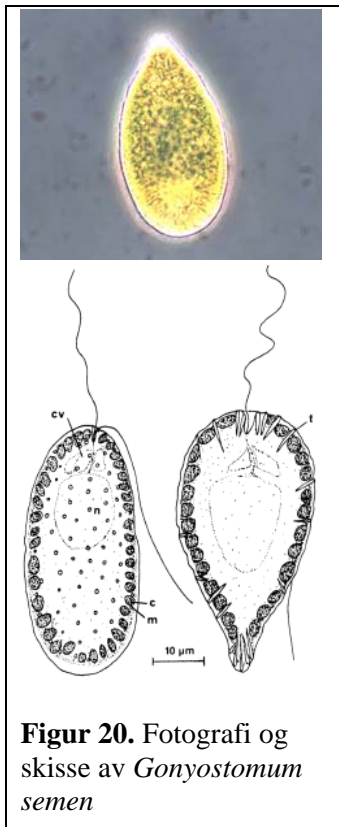
Gjesåssjøen er overvåket kun i fire år. I 1988 inngikk den i det landsomfattende eutrofiprojektet (figur 19).

Næringssaltparametrene og klorofyllverdiene viser at vannforekomsten befinner seg i tilstandsklasse IV. Nitrat utgjør kun 2-5% av totalnitrogenverdiene, noe som indikerer en meget høy organisk andel (algebiomasse). Nitrat er tilnærmet fraværende fra vannmassen allerede da prøvetakingssesongen starter 9. juni 1998, noe som er uheldig med tanke på blågrønnalgeutvikling. Siktedypet er lavt til å ha såpass beskjedne klorofyllverdier i 1996 og 1997. I 1998 er det her et bedre samvar. Fargetall viser 41 mg Pt/l (34 i 1997; 26 i 1996) og turbiditet viser reelt lave verdier 2,6 FTU (1,5 i 1997; 2,1 i 1996). pH ligger stabilt på ca 7,0 gjennom hele sesongen. Den 3. April 1997 og 1. april 1998 ble det foretatt uttak av prøver på forskjellige dyp på slutten av vinterstagnasjonen. Dette viste oksygenverdier på over 6 mg/l på maksimalt dyp (2,5 m) i 1997 og på knapt 5 mg/l i 1998, og heller ingen forhøyede næringssaltverdier mot dypet. Ortofosfat ble imidlertid ikke undersøkt.

Gjesåssjøen har kun blitt overvåket noen få år, og det er derfor vanskelig å sammenlikne tiltaksutvikling og vannkvalitetsutvikling.



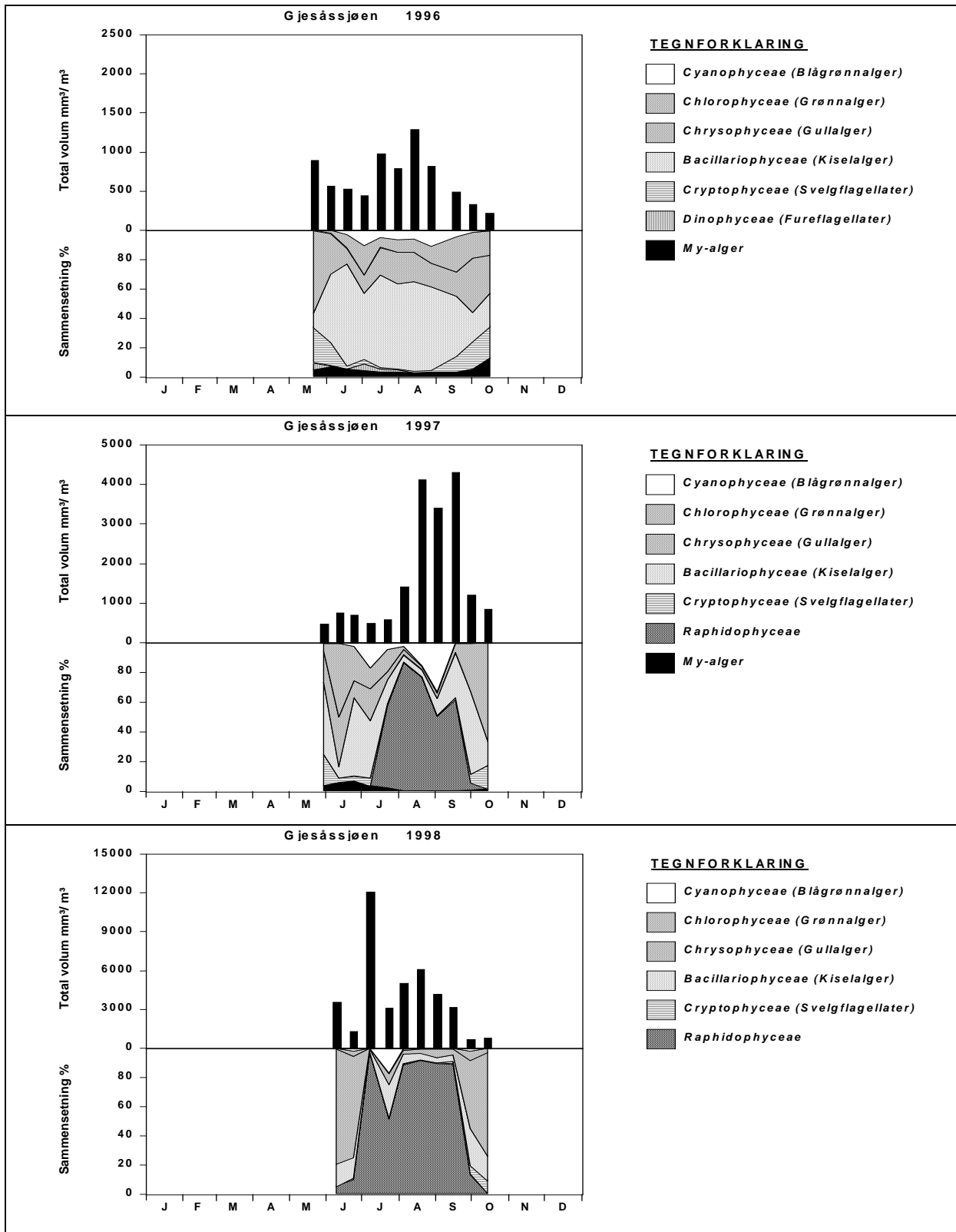
Figur 19. Overgjødslingparametre for Gjesåssjøen, aritmetisk middel.



Figur 20. Fotografi og skisse av *Gonyostomum semen*

Algebiomassen viser for 1996 en dynamisk og fin sammensetning av grønn- gul og kiselalger, og uten særlig store biomasser gjennom sesongen (figur 21). Det er riktignok en viss tilstedeværelse av blågrønnalgen *Microcystis sp.* mesteparten av produksjonssesongen, men det blir aldri noen problematiske mengder. For 1997 får vi et annet forløp. I tillegg til *Microcystis sp.* får vi innslag av *Anabaena sp.* Den store forskjellen er allikevel at tildels store biomasser av *Gonyostomum semen* blomstrer opp i juli og holder seg ut september. Dette er en helt spesiell problemalge som en ofte finner i middels overgjødslede lokaliteter ofte der vannet er noe farget av humus. Gjesåssjøen har imidlertid et moderat fargetall (noe høyere i 1998). Denne algen har vi sett skaper problemer for badende i innsjøer som Langen i Akershus og Isesjø i Østfold. Den sender ut pigger ved berøring, såkalte trichocyster, som skaper hudirritasjon, allergi og kløe. Figur 20 viser et fotografi og en skisse av algen. Et annet forhold som er noe spesielt med denne algen er at den kan gå ned i sedimentet for å skaffe seg fosfor for så å migrere opp i overflatelaget igjen.

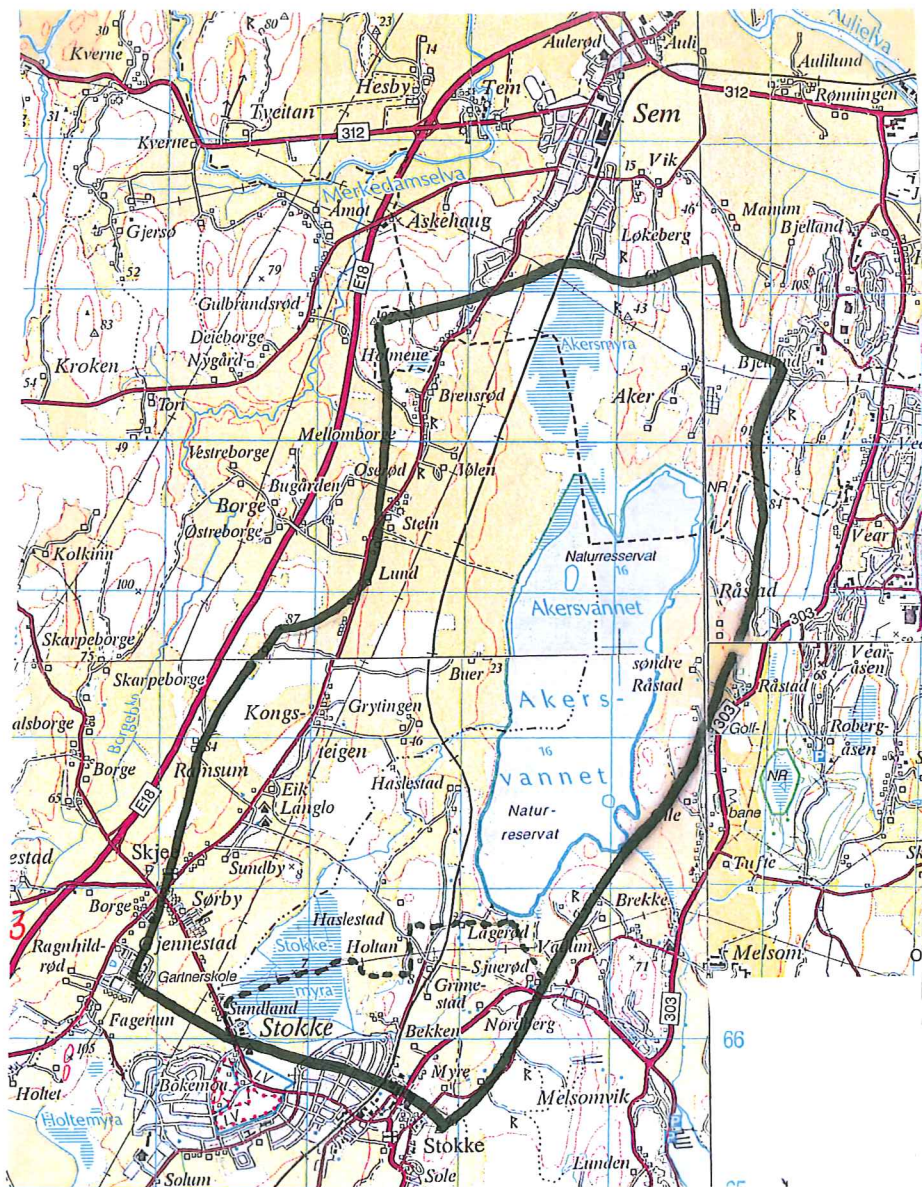
I 1998 dominerer en gullalge (*Uroglena americana*) vårsesongen. Vi får vi en markant oppblomsting av den store og lite spisbare *Gonyostomum semen* på sommerstid. 7. juli når den sitt maksimum på ca 12 000 mm³/m³, noe som er langt høyere enn tidligere år. Vi får igjen innslag av *Anabaena sp.* rett etter dette, men *G. semen* kommer sterkt tilbake og holder stand til høsten hvor igjen *U. americana* tar over utover høsten.



Figur 21. Variasjon i totalvolum og sammensetning av planteplanktonet i Gjesåssjøen 1996, 1997 og 1998. Totalvolumet er gitt i $\text{mm}^3/\text{m}^3 = \text{mg}/\text{m}^3$ våtvekt. NB. Skalaforskjell mellom de tre år.

4.3. Akersvannet i Vestfold, Stokke og Tønsberg kommuner

Figur 22 viser Akersvannet med nedbørfelt på totalt 14,1 km².



Figur 22. Akersvannet med nedbørfelt.

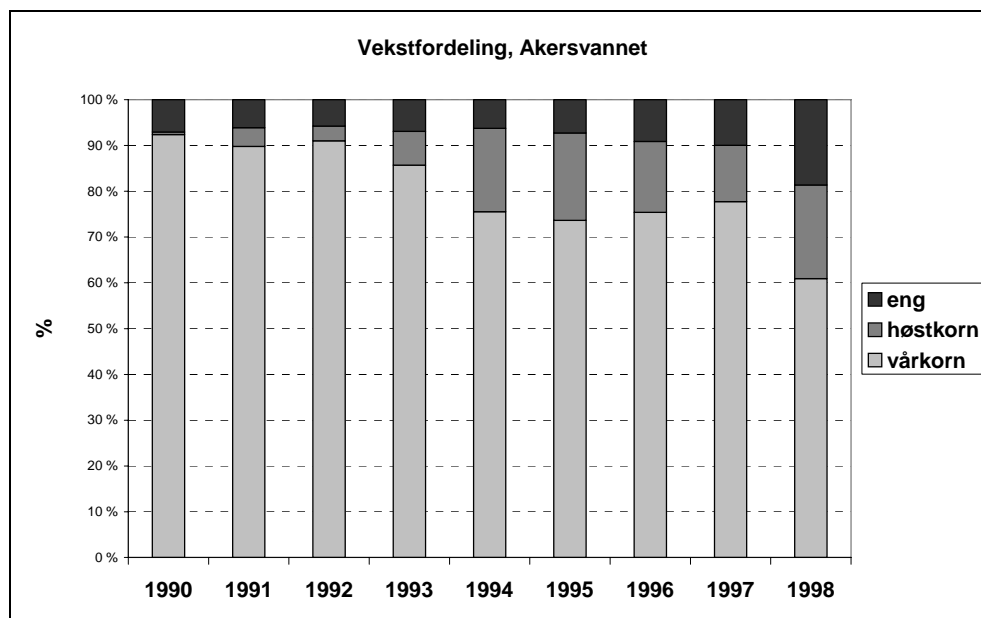
Jordbruksproduksjonen i Akersvannets nedbørfelt er dominert av korn (tabell 4). Allikevel er det fortsatt en betydelig husdyrproduksjon.

Tabell 4. Fakta om nedbørfelt, jordbruks- aktivitet og tiltak i Akersvannets nedbørfelt.

Lokalitet	Akersvannet
Kommune	Stokke og Tønsberg
Fyl	Vestfold
Totalt nedbørfelt (daa), ekskl. innsjø	14 105 daa
Innsjøoverflate (daa)	2 300 daa
Dyrka mark i nedbørfeltet (daa og %)	5 759 daa, 41 %
Dominerende driftsform i nedbørfeltet (% av jordbruksareal)	Korndyrking 72 % (4 150 daa)
Andre forhold av spesiell betydning	Alt areal er under marin grense. En viss andel av dyrehold i nedbørfeltet (gris, høns, kalkuner, kyr). 48 % av jordbruksarealet har avrenning til en fangdam.

Kilde: Fylkesmannens miljøvernavdeling og landbruksavdeling.

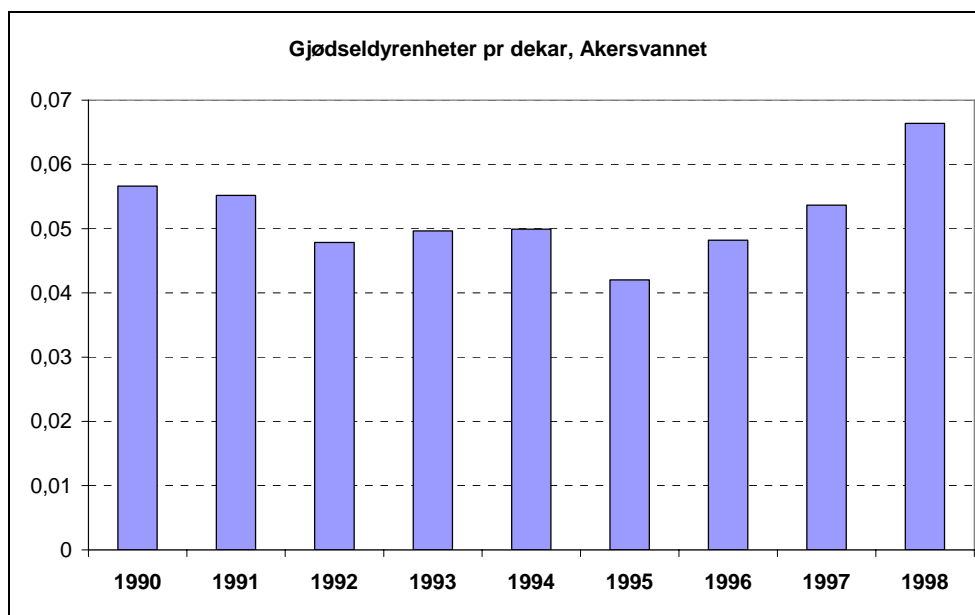
Nedbørfeltet til Akersvannet er dominert av vårkorn på dyrka mark (figur 23). På ca. 60 % av arealet i nedbørfeltet dyrkes det vårkorn i 1998. Arealet med vårkorn utgjorde ca. 90 % i 1990. Høstkornarealet har økt fra 1993 og utgjør i 1998 ca. 20 % av arealet. Engarealet har også økt noe i perioden.



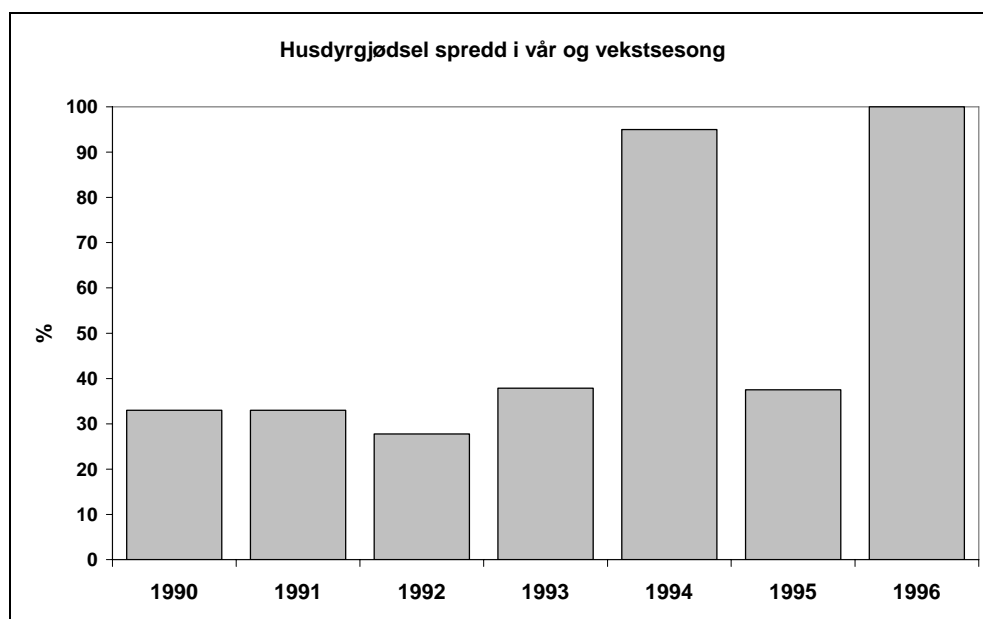
Figur 23. Vekstfordelingen i nedbørfeltet til Akersvannet fra 1990 til 1998.

Antallet av gjødseldyrenheter/daa ligger på ca. 0,05 gjødseldyrenhet/daa (figur 24). Hvilket svarer til en gjennomsnittlig fosfortilførsel på 0,7 kg/dekar. Dette gjelder imidlertid hvis en fordeler dyrene jevnt over i nedbørfeltet. Dette er ikke tilfelle, og for de brukene som har dyr må en anta at ant.

gjødseldyrenheter per daa er mye høyere enn det nevnte gjennomsnittet. Det har vært en liten økning i antall dyr i perioden 1990 til 1998.

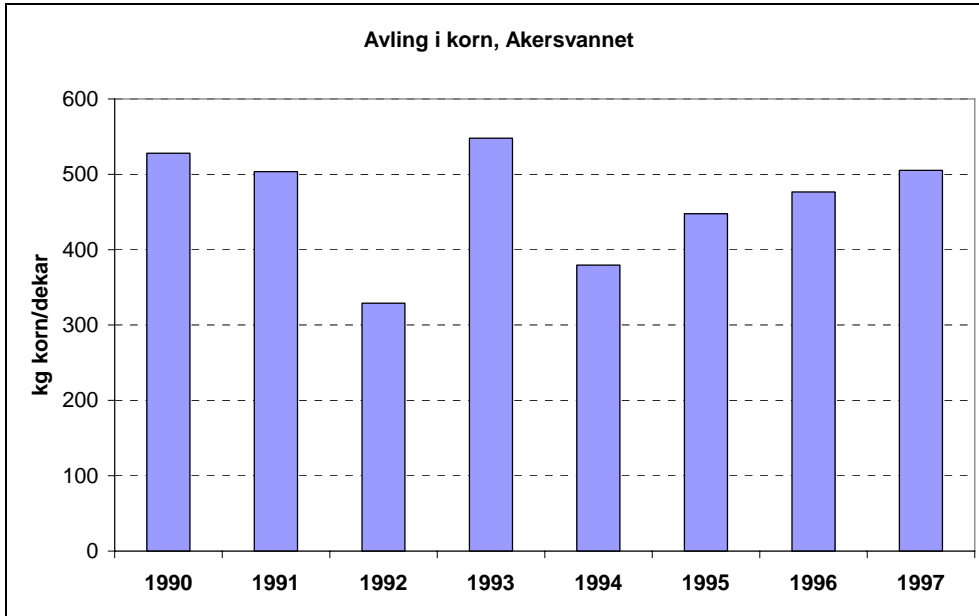


Figur 24. Antall gjødseldyrenheter per dekar i nedbørfeltet til Akersvannet fra 1990 til 1998.

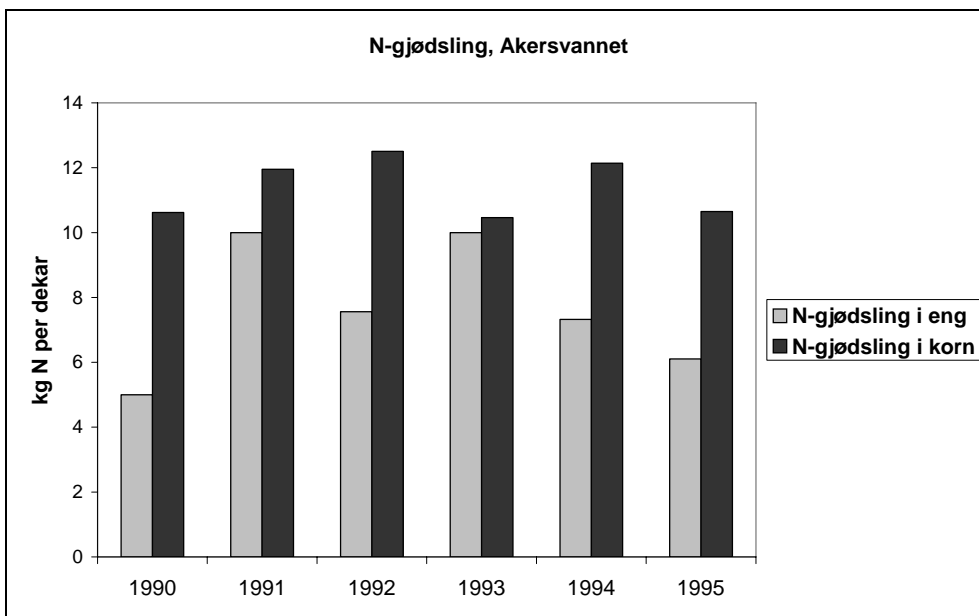


Figur 25. Spredning av husdyrgjødsel på vår og vekstsesong i Akersvannets nedbørfelt.

En økende andel av husdyrgjødselen ble spredd på våren og i vekstsesongen (figur 25). I 1996 ble det ikke spredd husdyrgjødsel på høsten. Avlingene i korn viser noe årsvariasjon, men det er ikke mulig å se trender i materialet (figur 26).

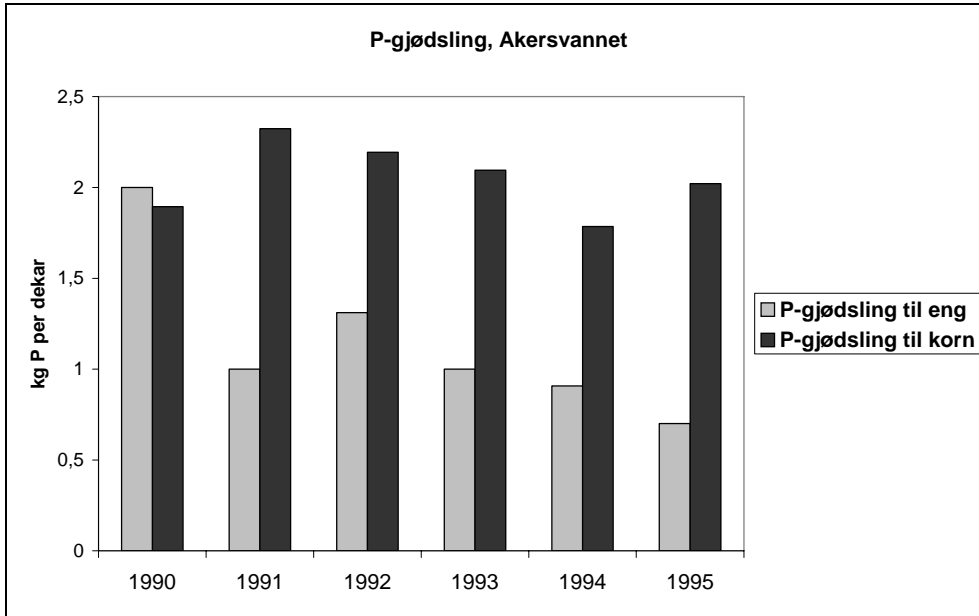


Figur 26. Avling i korn (kg/dekar) i nedbørfeltet til Akersvannet fra 1990 til 1997.

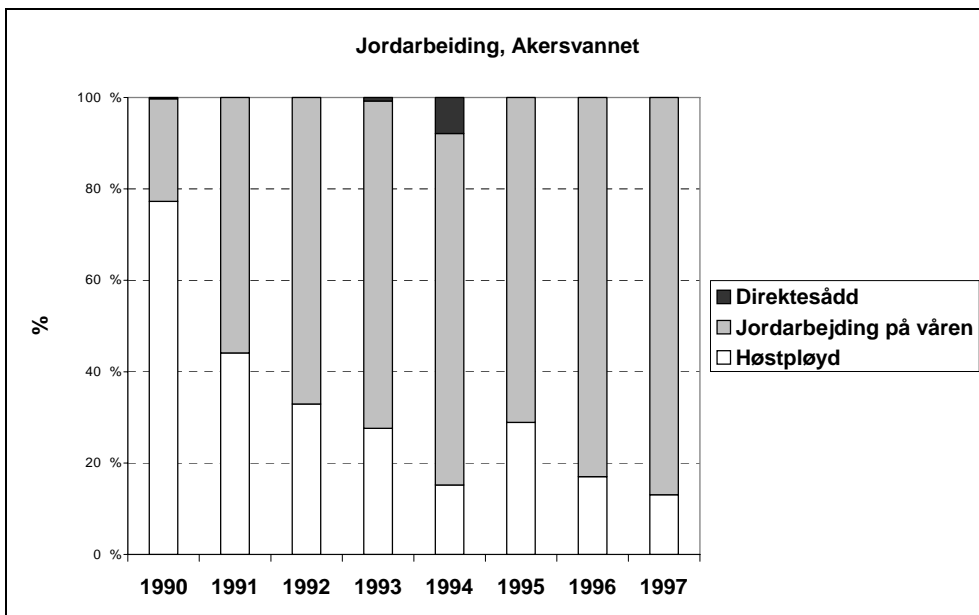


Figur 27. Nitrogengjødsling (kg N/dekar) i nedbørfeltet til Akersvannet fra 1990 til 1995.

Nitrogentilførselen har variert i perioden 1990-1995 (figur 27). Det er ikke noen klar trend. Det samme gjelder fosfortilførselen til korn (figur 28), mens fosfortilførselen til eng er redusert noe fra ca 2 kg/dekar i 1990 til ca. 0,7 kg/dekar i 1995, i tillegg til husdyrgjødsel.



Figur 28. Fosforgjødsling (kg P/dekar) i nedbørfeltet til Akersvannet fra 1990 til 1995.



Figur 29. Jordarbeiding i nedbørfeltet til Akersvannet fra 1990 til 1997.

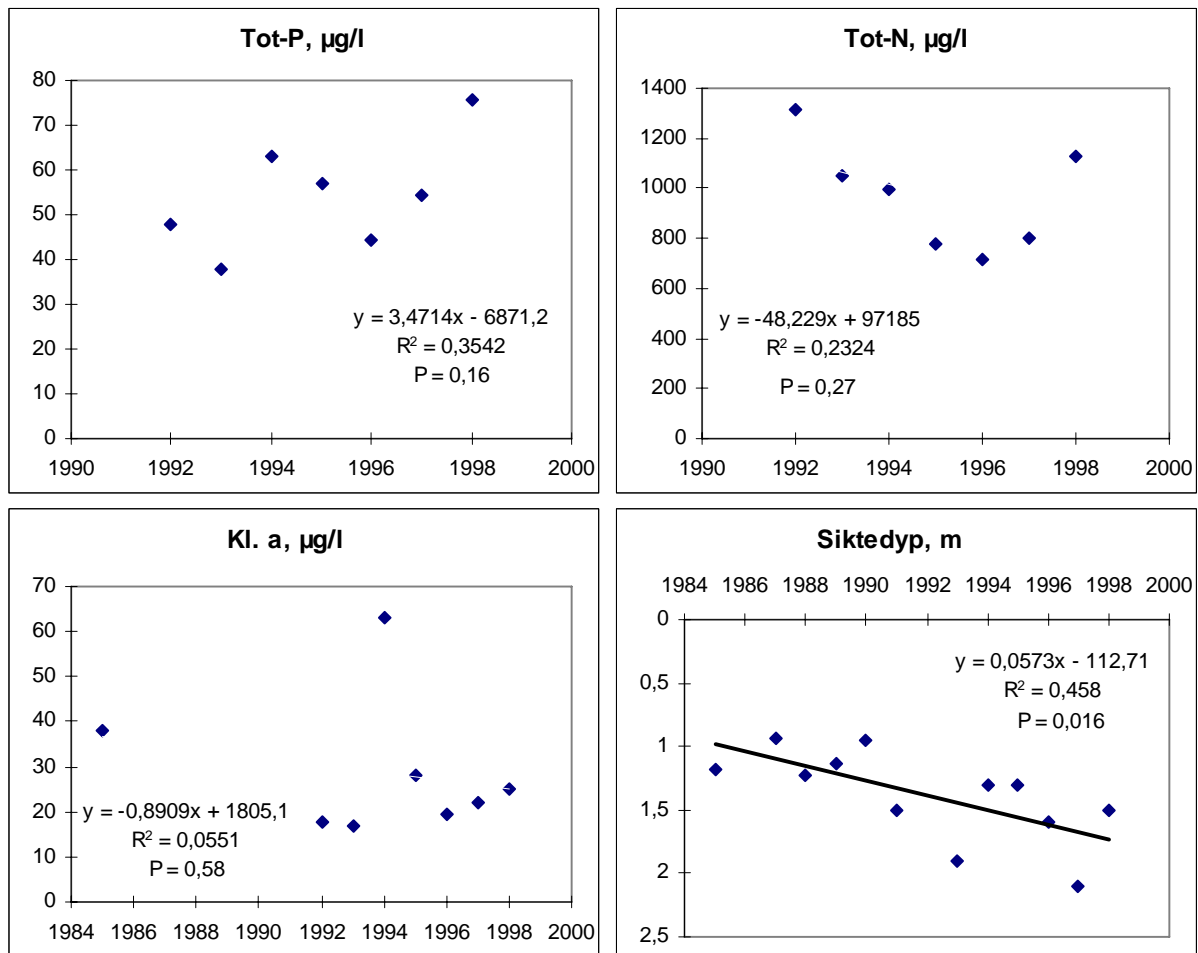
Ut fra eksisterende opplysninger fra Søknad om produksjonstilskudd og Utvalgstillingen for landbruket er det gjennomført tiltak i form av noe redusert P-gjødsling til eng og økt spredning av husdyrgjødsel på våren. Jordarbeidingen om høsten har også gått markant ned i løpet av 90-tallet (figur 29)

I forhold til næringsstofftilstanden i Akersvannet på sommeren (i måleperioden) kan spredning av husdyrgjødsel på våren eller i vekstsesongen føre til økte tap av næringsstoffer i måleperioden. Siden kornarealene dominerer i feltet og en derfor har mulighet til å molde ned gjødsla, antas dette å være et begrenset problem for Akersvannet. For å få den beste utnyttelse av næringsstoffene i

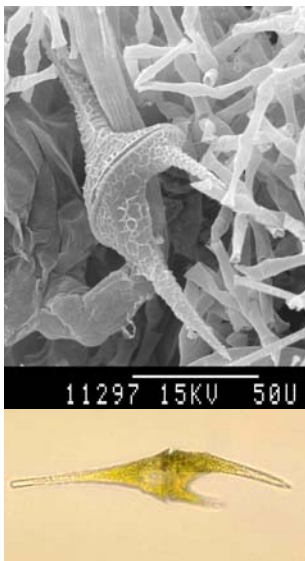
planteproduksjon og minimalisering av totaltap av næringsstoffer på årsbasis må husdyrgjødsel spres på våren eller i vekstsesongen.

Vannkvaliteten er overvåket tilbake til 1985, om enn med litt forskjellige metoder (Eggestad og Bratli 1997). De første årene er det tatt prøver fra råvannsinntaket på 8-9 m. Etter å ha undersøkt et materiale med målinger for hver meter i vannsøylen (Skulberg 1998), viser det seg at en prøve på 8-9 m gir en klar underestimert i forhold til en blandprøve fra 0-6m. Dette skyldes at algene, som stort sett finnes i de øvre vannlag (epilimnion), der det finnes nok lys, binder svært mye av næringssaltene i organisk form sommerstid. De første årsmidlene vil derfor være underestimerte. Fra 1992 er det brukt samme metode, og figur 30 viser derfor data fra 1992-98 for næringsalter.

På bakgrunn av tall fra perioden 1992-98 er det ingen signifikante trender for fosfor, nitrogen eller klorofyll. Siktedyptet viser imidlertid en ganske klar forbedring fra ca. 1m til for første gang et sesongmiddel over 2 m i 1997, men falt noe tilbake igjen i 1998. Allikevel er trenden signifikant på et 2 % nivå. Totalt sett kan en si at Akersvannet befinner seg på vippen mellom tilstandsklasse IV og V.



Figur 30. Overgjødslingsparametre og statistiske tidstrender for Akersvannet, aritmetisk middel.



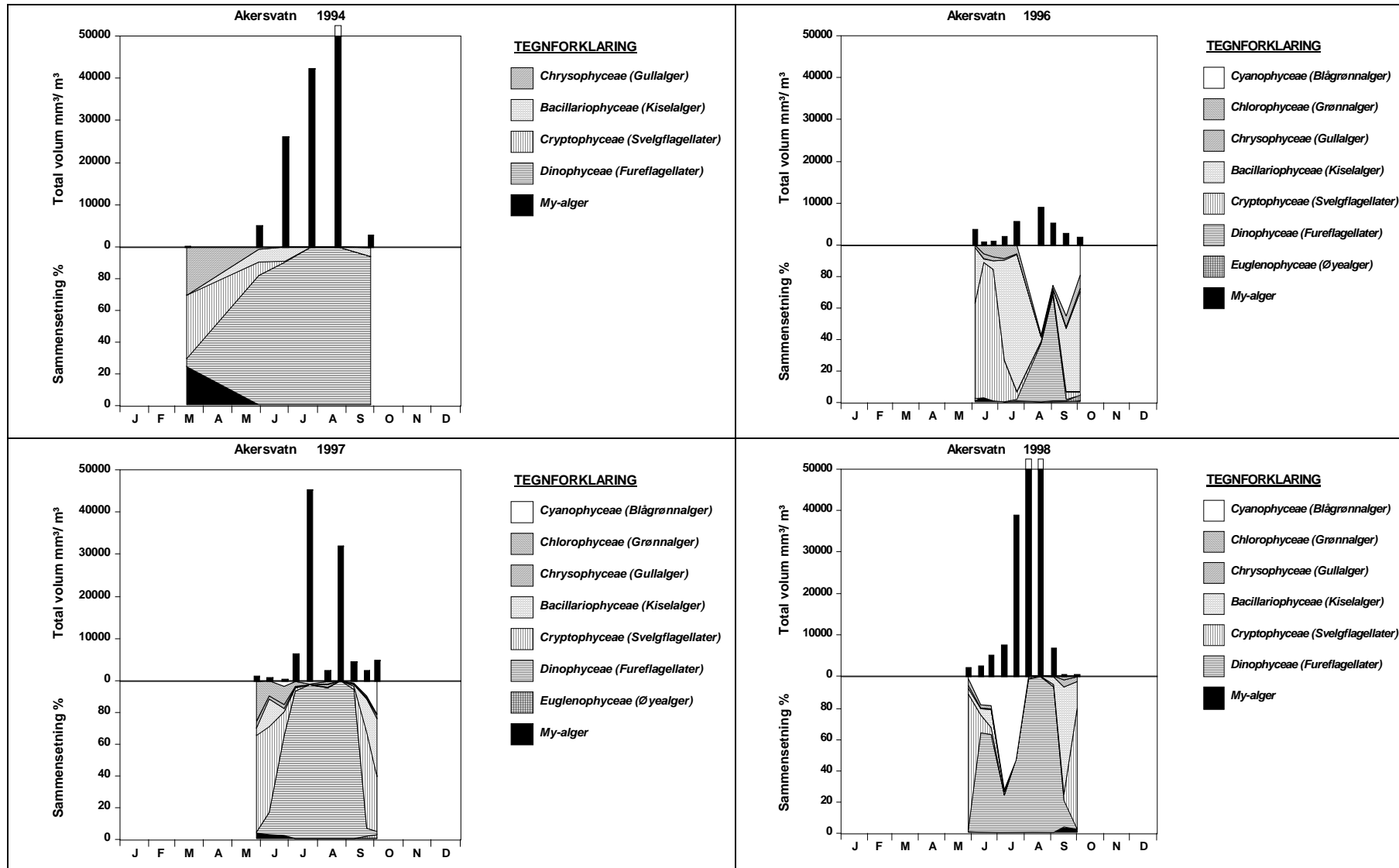
Figur 31. Foto av *Ceratium hirundinella*

I 1994 viser høye verdier for både totalfosfor og spesielt klorofyll (figur 32). Dette året hadde man en stor oppblomstring av fureflagellaten *Ceratium hirundinella*, som er en stor og uspiselig alge med mange pigger (Jersabek & Schabetsberger, 1996). Algen har tatt over som blomstringsalge etter at blågrønnalgen *Microcystis aeruginosa* dominerte innsjøen på slutten av åtti-tallet og begynnelsen av nitti-tallet. I 1995 dukket samme fureflagellat opp igjen i store mengder og bygde seg sterkt opp over forsommeren (vi mangler kvantitative algeprøver fra 1995, men har noen hovtrekkprøver). I slutten av juli kollapset *C. hirundinella* - bestanden med nedråtning og påfølgende oksygensvinn, ammoniumproduksjon og fiskedød. Dette viser at innsjøsystemet er i kraftig ubalanse, og at innsjøinterne forhold, i hvert fall på kort sikt, kan påvirke overgjødslingsverdiene.

I 1996 var forholdene helt annerledes, med relativt beskjedne biomasser, og med en betydelig andel av en blågrønnalgeart innen slekten *Aphanizomenon*. *C. hirundinella* rakk bare en liten høstoppblomstring.

I 1997 fikk vi en suksesjon i algesamfunnet som liknet mye på situasjonen i 1994 og 1995. *C. hirundinella* tok seg raskt opp til en svært stor biomasse og dannet nærmest monokultur. Som vi så av kjemireultatene var forholdene i slutten av juli svært kritiske. I motsetning til i 1995 kollapset ikke algebiomassen, men *C. hirundinella* dannet cyster (hvilespor) som sank ned i sedimentet.

I 1998 vokser *Aphanizomenon klebahnii* godt på forsesongen, og når en verdi på over 20 000 mm³/m³ i slutten av juli. På denne tiden har imidlertid *C. hirundinella* også bygget opp en betydelig biomasse og tar fra nå av helt over som blomstringsalge. 5. august nås samlet biomassetopp på 77 681 mm³/m³ (ned til 58 019 mm³/m³ 19. august).



Figur 32. Variasjon i totalvolum og sammensetning av planteplanktonet i Akersvannet 1994, -96, -97 og -98. Totalvolumet er gitt i $\text{mm}^3/\text{m}^3 = \text{mg}/\text{m}^3$ våtvekt.

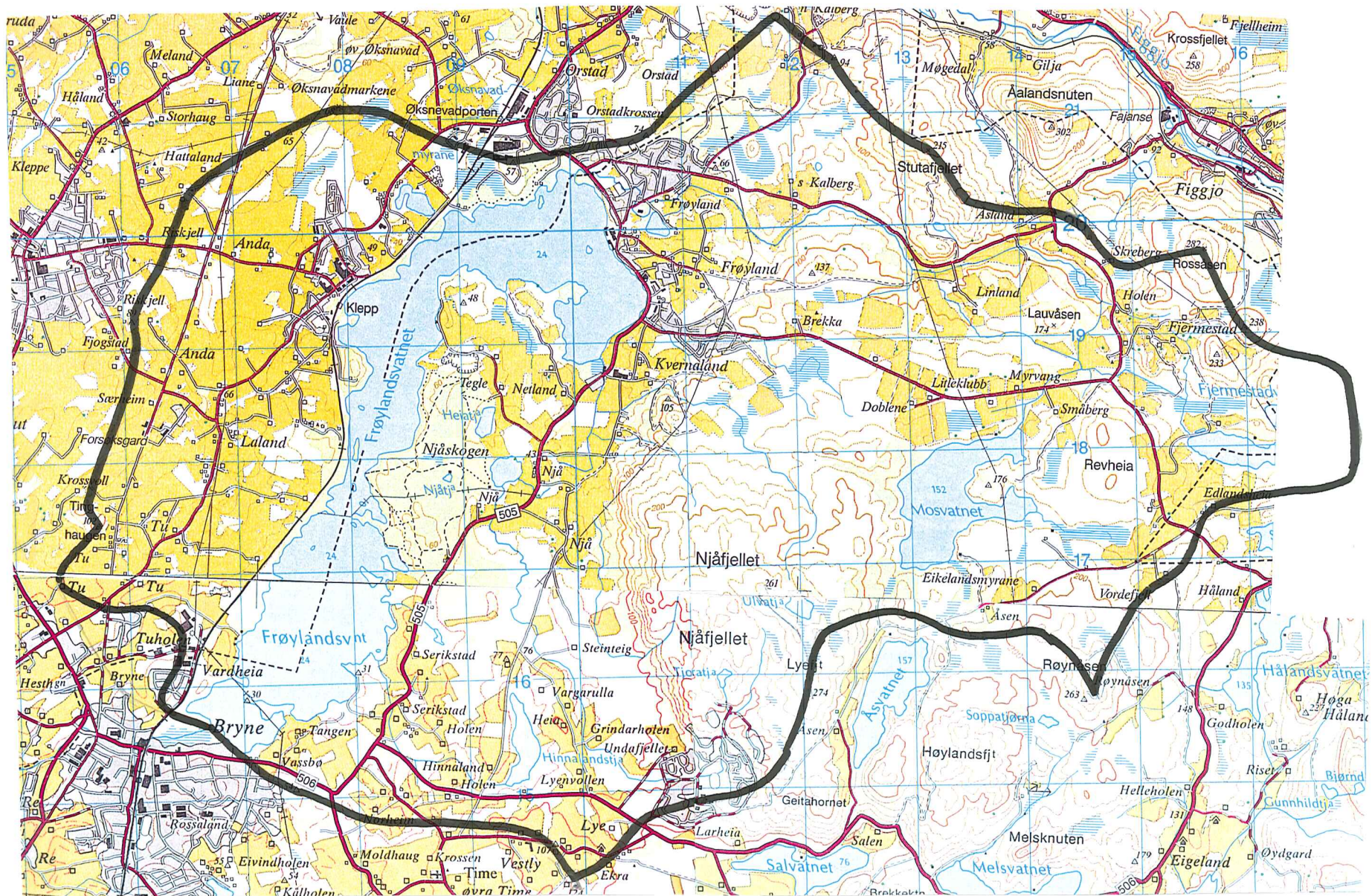
4.4. Frøylandsvannet i Rogaland, Time og Klepp kommuner

Nedbørfeltet til Frøylandsvannet strekker seg over tre kommuner og er totalt 55 km² stort (figur 33). På tross av et så stort nedbørfelt er allikevel ca 50 % av nedbørfeltet fulldyrka (tabell 5). Området er preget av husdyrhold og grasproduksjon, og med bare ca 10-15 % korn (figur 34). Husdyrtettheten er meget høy. Tekniske anlegg er i meget god forfatning.

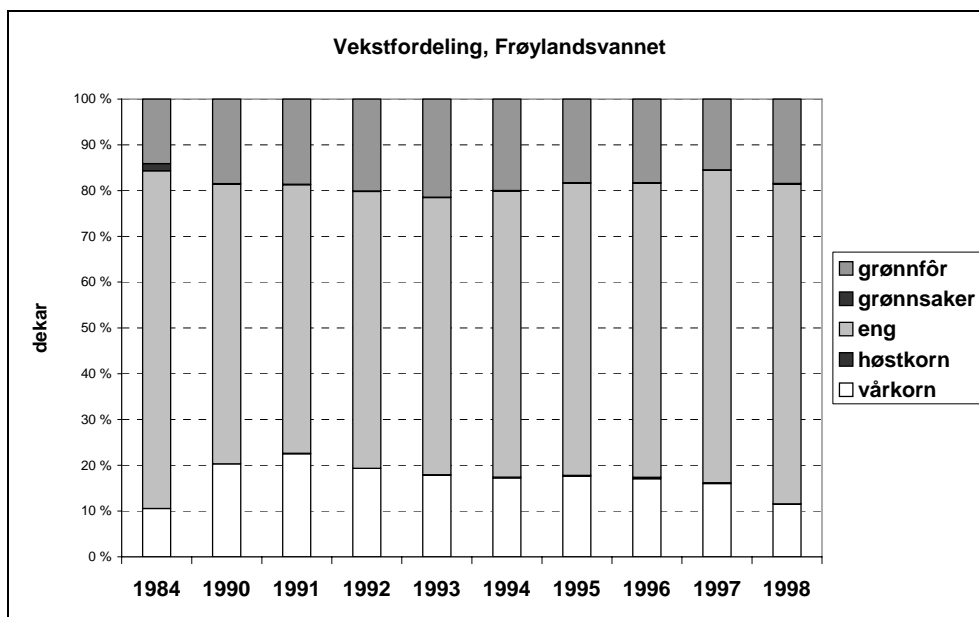
Tabell 5. Fakta om nedbørfelt, jordbruks- aktivitet og tiltak i Frøylandsvannets nedbørfelt.

Kommune	Gjesdal	Klepp	Time
Fylke	Rogaland	Rogaland	Rogaland
Totalt nedbørfelt (daa)	55 000		
Innsjøoverflate (daa)	4 950		
Jordbruksareal, fulldyrket (daa):	338	6 000	16 000
kulturbeite (daa):	3	700	11 000
Antall bruk:	2	38	98
Dominerende driftsform i nedbørfeltet (% av jordbruksareal)		Husdyr Poteter, grønsaker Korn	90 % grovfor (eng/raigras) 10 % korn

Kilde: Fylkesmannens miljøvernavdeling og landbruksavdeling.

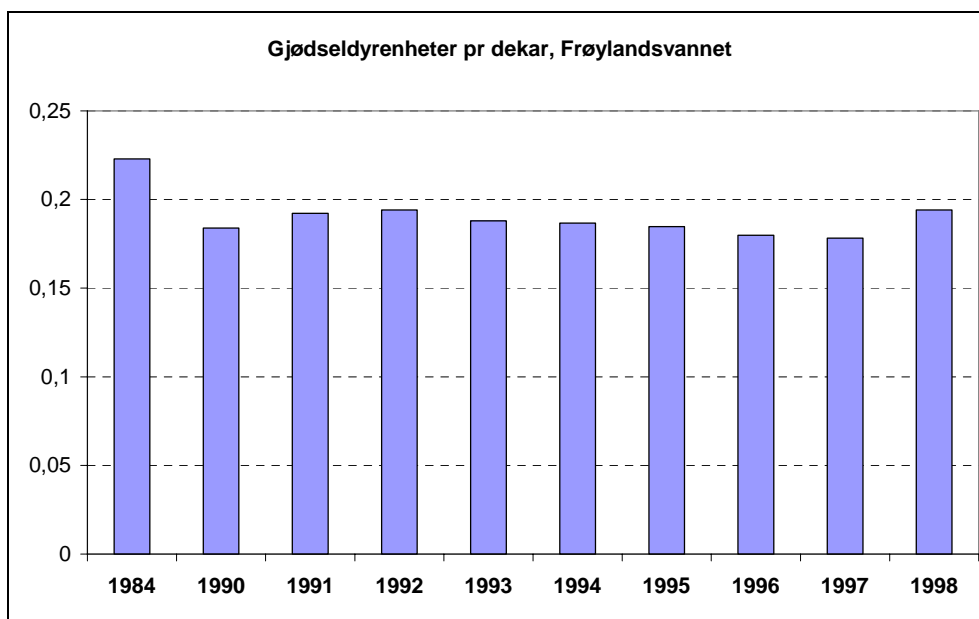


Figur 33. Frøylandsvatn med nedbørfelt.

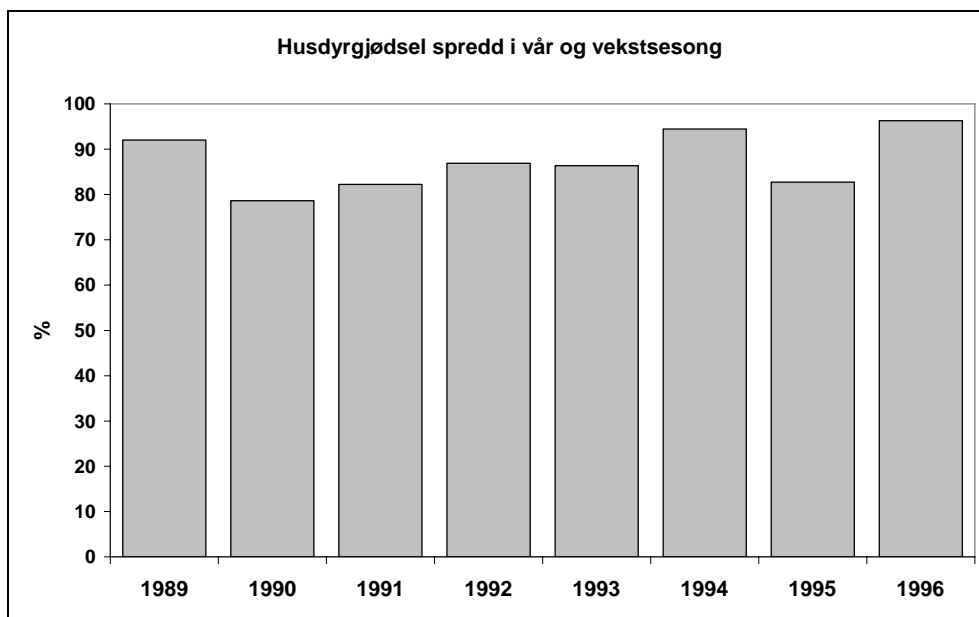


Figur 34. Vekstfordelingen i nedbørfeltet til Frøylandsvannet fra 1984 til 1998.

Antallet av gjødseldyrenheter/daa ligger på ca. 0,2 gjødseldyrenhet/daa som er like under grensen på 0,25 (figur 35).

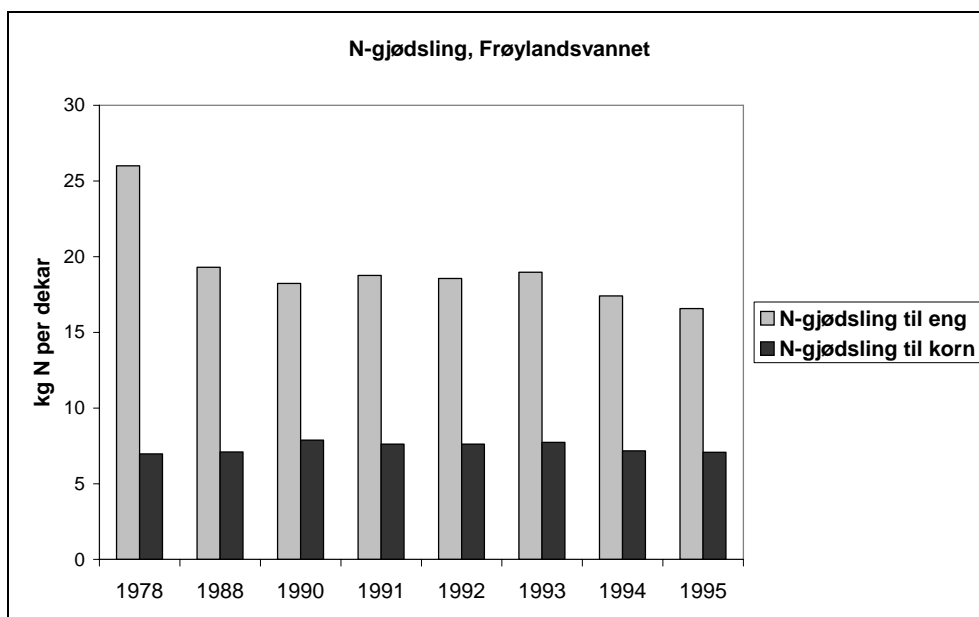


Figur 35. Antall gjødseldyrenheter per dekar i nedbørfeltet til Frøylandsvannet fra 1990 til 1998.



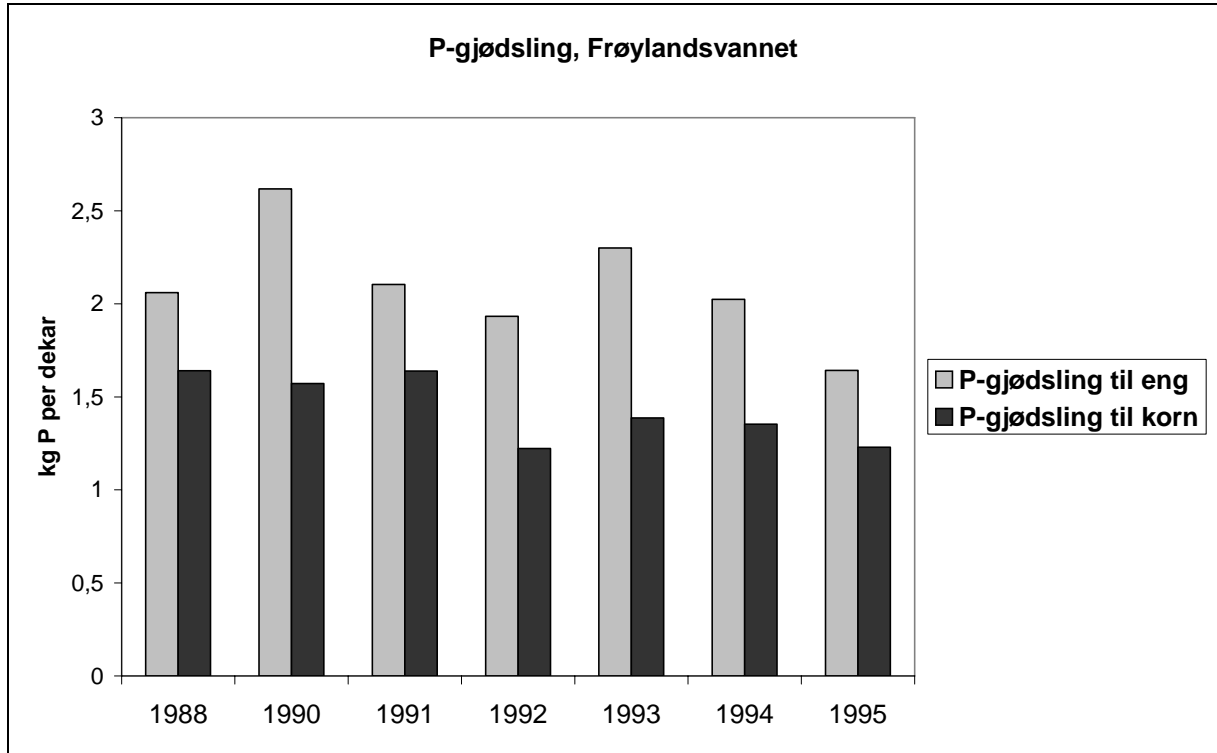
Figur 36. Spredning av husdyrgjødsel på vår og vekstsesong i Frøylandsvannets nedbørfelt.

En relativt stabil og høy andel av husdyrgjødselen blir spredd på våren og i vekstsesongen. For 1998 er 98 % spredd om våren og i vekstsesongen, noe som er historisk høyt (figur 36).



Figur 37. Nitrogengjødsling (kg N/dekar) i nedbørfeltet til Frøylandsvannet fra 1978 til 1995.

Nitrogengjødslingen til korn har vært relativt stabil i perioden 1978-95, mens den til eng er noe redusert (figur 37). For fosforgjødslingen har det variert noe mer fra år til år, men med en viss nedgang i gjødslingsmengder, i alle fall gjødsling til korn (figur 38).



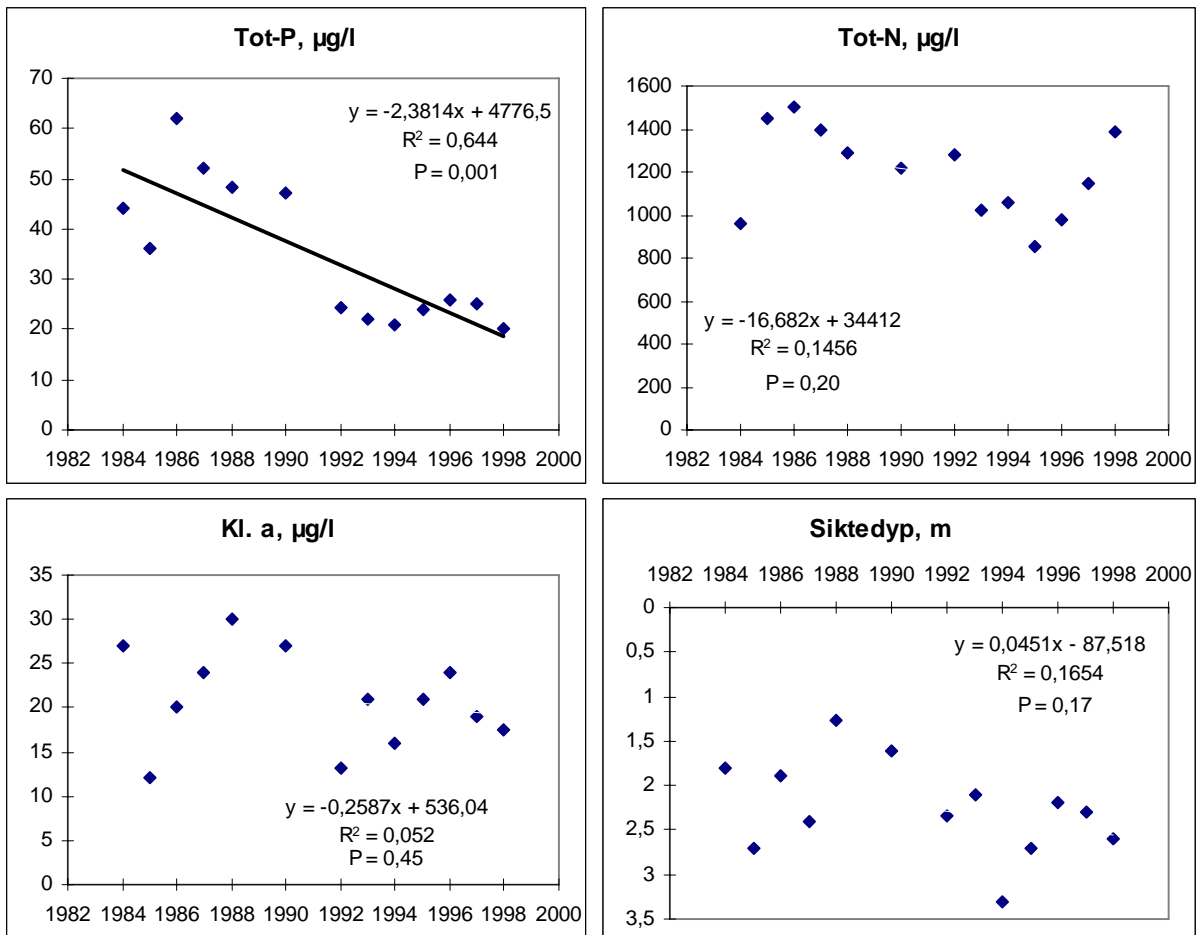
Figur 38. Fosforgjødsling (kg P/dekar) i nedbørfeltet til Frøylandsvannet fra 1988 til 1995.

Ut fra eksisterende opplysninger fra Søknad om produksjonstilskudd og Utvalgstillingen for landbruket er det gjennomført tiltak i form av noe redusert P-gjødsling til eng og korn, og noe økt spredning av husdyrgjødsel på våren. Antall gjødseldyrenheter pr dekar er også gått noe ned i overvåkingsperioden.

Tiltaksgjennomføringen har delvis gitt seg utslag i en redusert overgjødsling sett over endel år. For totalfosfor er det en forholdsvis klar nedadgående trend som er signifikant på et 1 % nivå, dvs. det er mindre enn 1 % sjans for at det ikke er en nedadgående trend. Dette gjelder delvis for nitrogen også, hvor nedgangen er signifikant på et 5 % nivå. For 1998 er imidlertid gjennomsnittsverdien tilbake på et høyt nivå (1388 µg/l totalnitrogen), noe som er å sammenlikne med situasjonen på midten av 1980-tallet. For klorofyll og siktedyp er utviklingen *ikke* signifikant (dvs. dårligere enn 5 % nivå; $P > 0,05$). Frøylandsvannet har store grunne partier og er sterkt vindpåvirket. Dette medfører at en meget stor del av innsjøen er under sikulasjon også midt i produksjonssesongen. Algene er derfor begrenset av både fosfor og lystilgang. Blågrønnalger, også med giftproduksjon, har dominert innsjøen i mange år.

Frøylandsvannet er en "vanskelig" innsjø som pga. høy pH lekker algetilgjengelig fosfat fra strandsedimentene. Dertil kommer en vindindusert resuspensjon av strand-sedimenter. Interngjødsling av fosfor, som tidligere har betydd *mer* enn de eksterne tilførslene i produksjonssesongen, skaper derfor vanskelige sammenhenger mellom reduserte tilførsler og forbedret vannkvalitet (Bratli 1992). Effekten av tiltak kan derfor bli forsinket når de eksterne tilførslene (fra nedbørfeltet) reduseres. Det kan se ut som om en må komme under et visst nivå i tilførslene slik at en får "slått av" selvgjødslingen før en kan forvente de helt store effektene mhp. algemengde. Den kalde og regntunge sommeren 1998 gir dårlige forhold for algevekst. Ingen av pH målingene i overflaten når over en verdi på 8, og en kan regne med at fosforutløsningen fra sedimentene er minimal. De målte fosforverdiene er historisk lave, med et gjennomsnitt på 20 µg/l totalfosfor. Klorofyllverdiene er også lave.

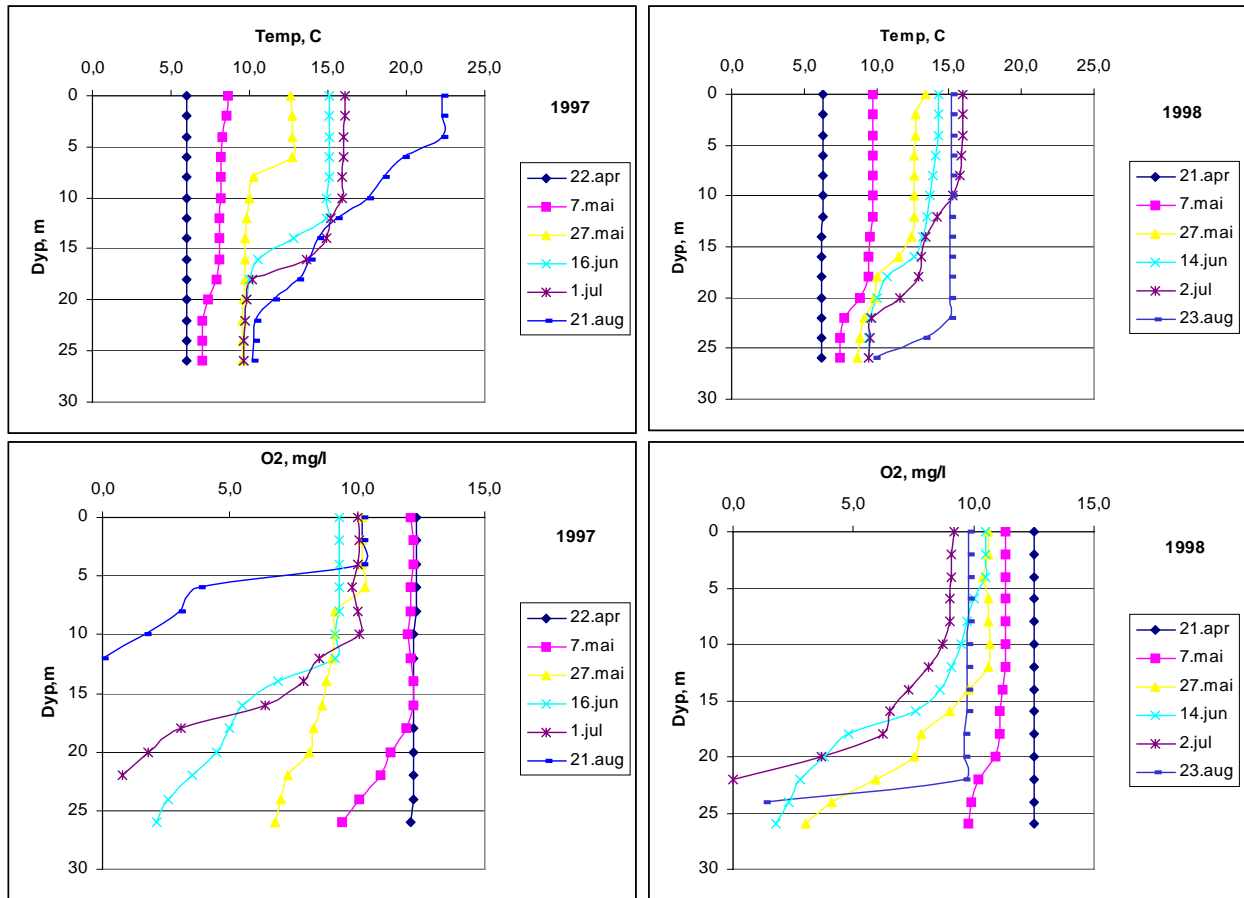
Fosformengden er redusert fra tilstandsklasse IV-V til klasse III-IV. Nitrogen og klorofyll ligger i klasse IV-V. Siktedypet er i klasse III-IV. Totalt sett kan en si at innsjøen befinner seg i klasse IV.



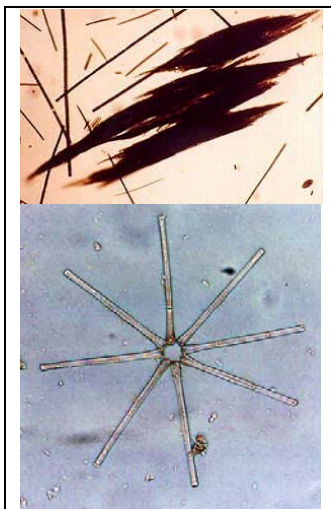
Figur 39. Overgjødslingparametre og statistiske tidstrender for Frøylandsvatnet, aritmetisk middel.

Det er foretatt temperatur og oksygenmålinger på forskjellige dyp for produksjonssesongene 1997 og 1998 (figur 40). Disse årene begynner relativt likt, og allerede midt i juni er det stort sett tomt for oksygen i bunnvannet begge år. Utviklingen videre blir imidlertid svært forskjellig. 1997 byr på en varme og tørt vær på midt og ettersommeren, mens for 1998 er denne perioden relativt kald og regnfylt.

I 1997 fortsetter oksygensvinnet i bunnvannet, og 21. august er det ikke oksygen igjen under 12 m. Termoklinen, og dermed stabiliteten i vannmassen, er fortsatt intakt med temperaturer på 22-23 °C. I 1998 er stabiliteten nærmest ute av vannmassen i slutten av august. Det er sirkulasjon og godt med oksygen ned til 22m.



Figur 40. Temperatur og oksygenfordeling gjennom dypet i Frøylandsvatnet gjennom produksjonssesongene 1997 (venstre panel) og 1998 (høyre panel).



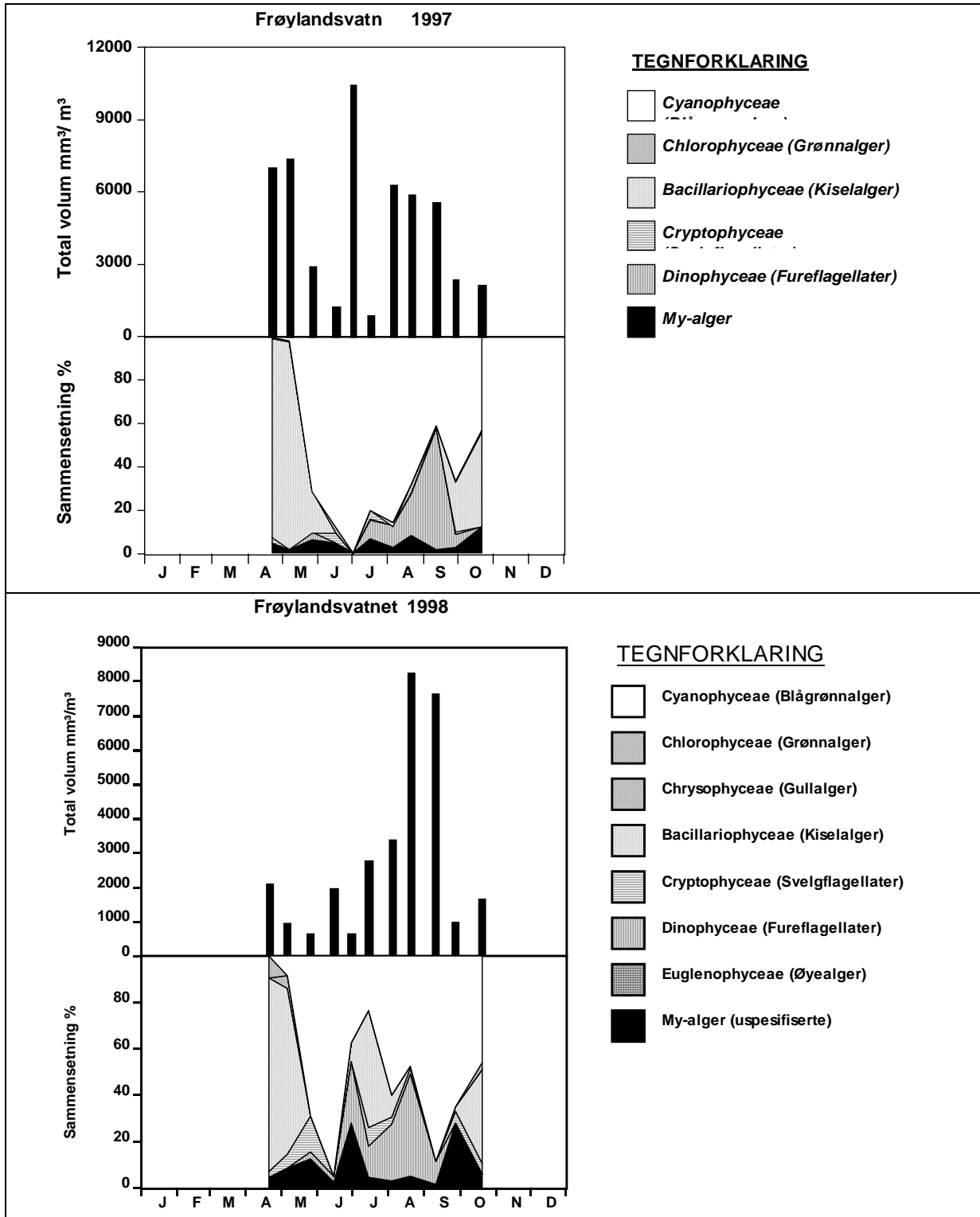
Figur 41. Foto av *Aphanizomenon flos-aquae* (øverst) og *Asterionella formosa* (nederst).

De kvantitative algeprøvene for 1997 viser at blågrønnalgene fort får dominans etter den karakteristiske oppblomstringen av kiselalger på våren. Det er den trådformede blågrønnalgen *Ahanizomenom flos-aquae* som danner høye sommerbiomasser og nærmest monokultur i månedsskiftet juni/juli. Denne blågrønnalgen observeres ofte i mikroskop som lange trådformede bunter som ligger inntil hverandre (figur 41). En annen blågrønnalge, *Gomphosphaeria naegeliana*, tar over i slutten av august sammen med fureflagellaten *Ceratium hirundinella*. Ingen av disse algen omsettes særlig godt videre i næringskjeden.

Våren 1998 starter som i 1997 med kiselalger som dominerer (særlig *Asterionella formosa*). Også i 1998 tar blågrønnalgene over utover i juni, og det er *Aphanizomenon flos-aquae* og *Anabaena sp.* som slår til med 95% av total algebiomasse i midten av juni. Så, midt på sommeren, kommer kiselalgene tilbake, et høyst uvanlig trekk som sannsynligvis har sammenheng med en nedbørrik og kald midtsommer. Nedbøren gir silikat fra nedbørfeltet og lav temperatur gir høy viskositet til vannet slik at de forholdsvis tunge kiselagene ikke synker ut av vannmassen. Sammen med kiselagene kommer også fureflagellaten *Ceratium hirundinella*.

På slutten av sommeren tar igjen blågrønnalgene over, særlig representert

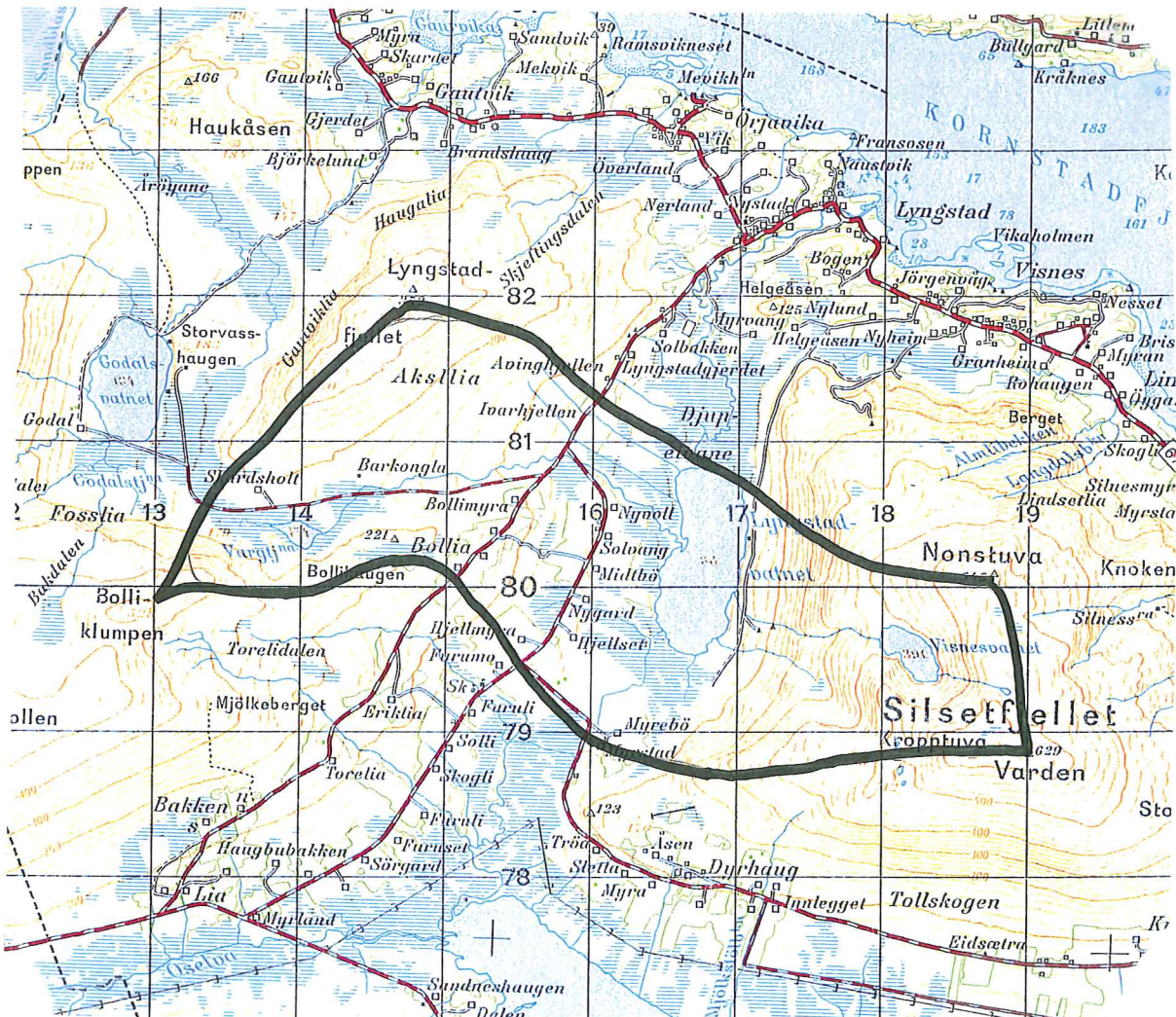
ved blomstringsalgen *Aphanizomenon flos-aquae*. Høsten representeres igjen av kiselalger som jo er det vanlige forløpet.



Figur 42. Variasjon i totalvolum og sammensetning av planteplanktonet i Frøylandsvatnet 1997 og 1998. Totalvolumet er gitt i $\text{mm}^3/\text{m}^3 = \text{mg}/\text{m}^3$ våtvekt.

4.5. Lyngstadvannet i Møre og Romsdal, Eide kommune

Lyngstadvatnet og dets nedbørfelt er vist i figur 43. Nedbørfeltet er på 8,9 km², og mange av de på kartet anviste myrene er drenert og dyrket opp.



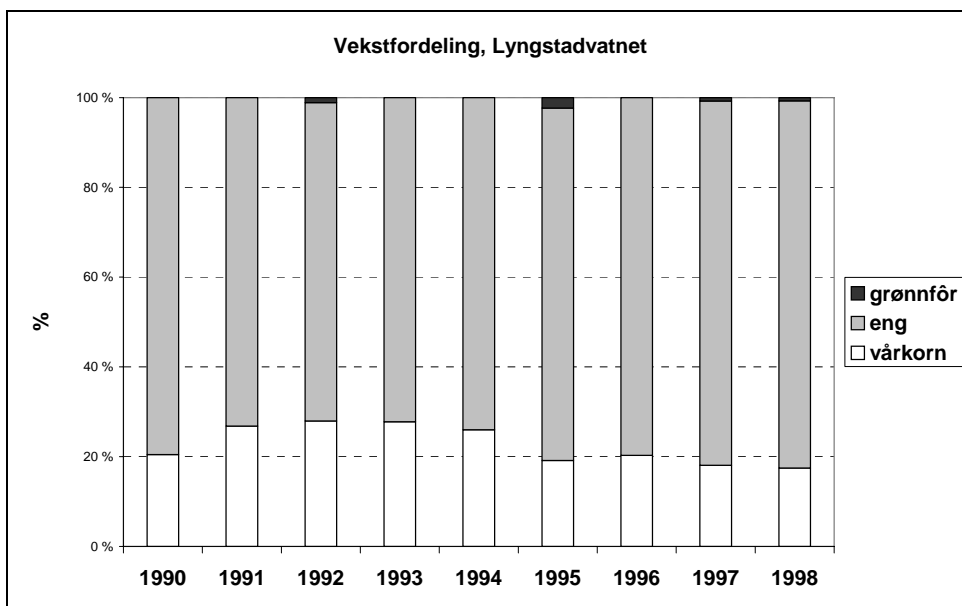
Figur 43. Lyngstadvannet med nedbørfelt.

Tabell 6. Fakta om nedbørfelt, jordbruks- aktivitet og tiltak i Lyngstadvannets nedbørfelt.

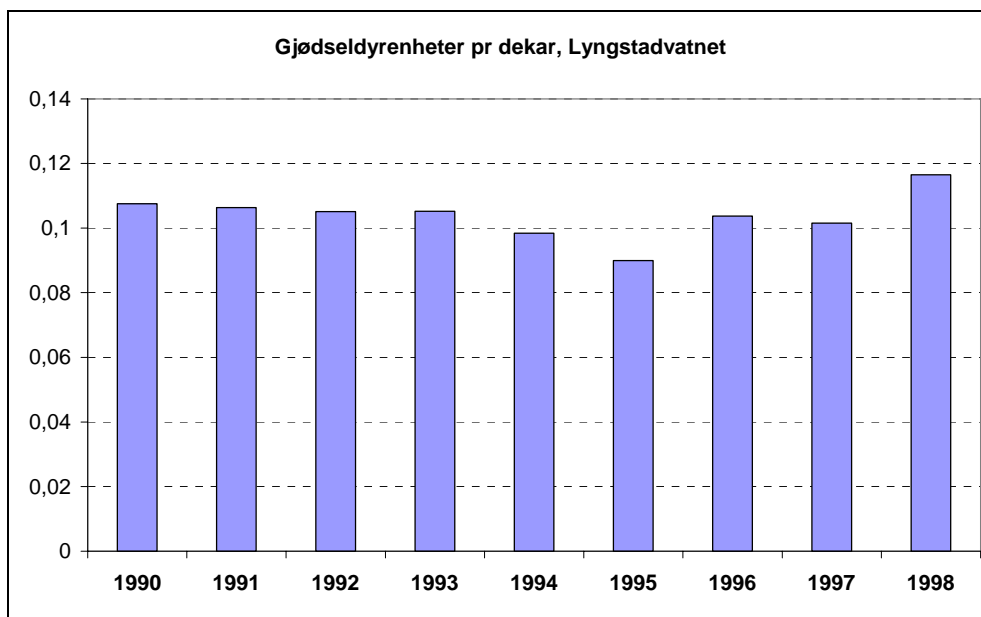
Kommune	Eide
Fylke	Møre og Romsdal
Totalt nedbørfelt (daa)	8 900 daa (eksl. vannareal)
Innsjøoverflate (daa)	600 daa
Dyrka mark i nedbørfelt (daa og %)	1 870 daa, 21 %
Dominerende driftsform i nedbørfeltet (% av jordbruksareal)	Mest grasproduksjon, litt korn
Andre forhold av spesiell betydning	Ca. 10 % av arealet er under marin grense (50m). Stor andel av dyrehold i nedbørfeltet.

Kilde: Fylkesmannens miljøvernavdeling og landbruksavdeling.

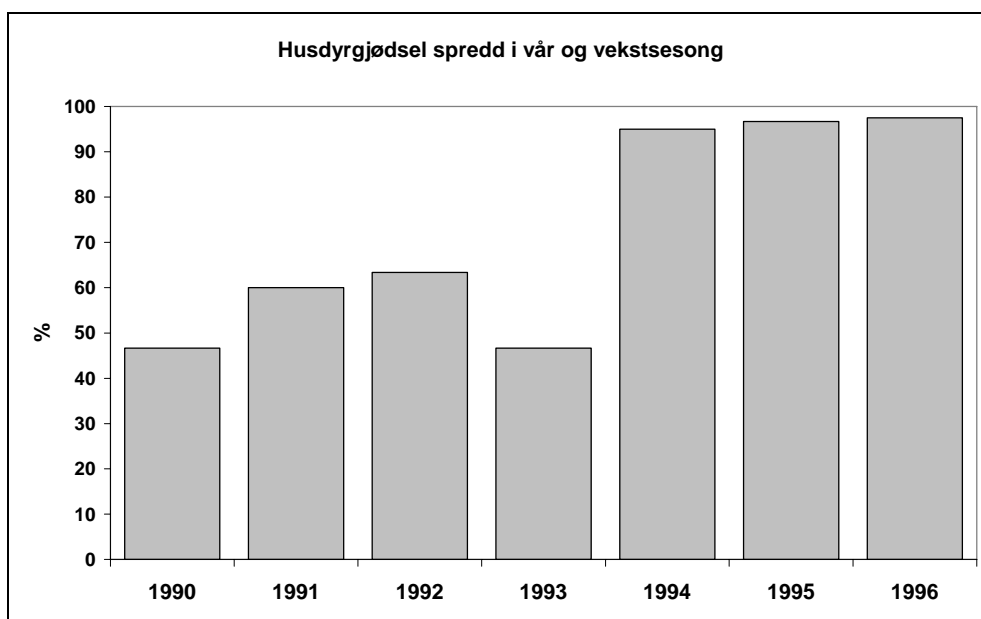
Nedbørfeltet til Lyngstadvatnet er dominert av engdyrking på dyrka mark (figur 44). På ca. 20 % av arealet dyrkes det vårkorn. Denne andelen har stort sett vært konstant siden 1990.

**Figur 44.** Vekstfordelingen i nedbørfeltet til Lyngstadvatnet fra 1990 til 1998.

Antallet av gjødseldyrenheter/daa ligger litt under halvparten av grensen for spredeareal (0,25 gjødseldyrenhet/daa) (figur 45). Det har vært en liten økning i antall dyr de siste år, sannsynligvis uten betydning for vannkvaliteten.

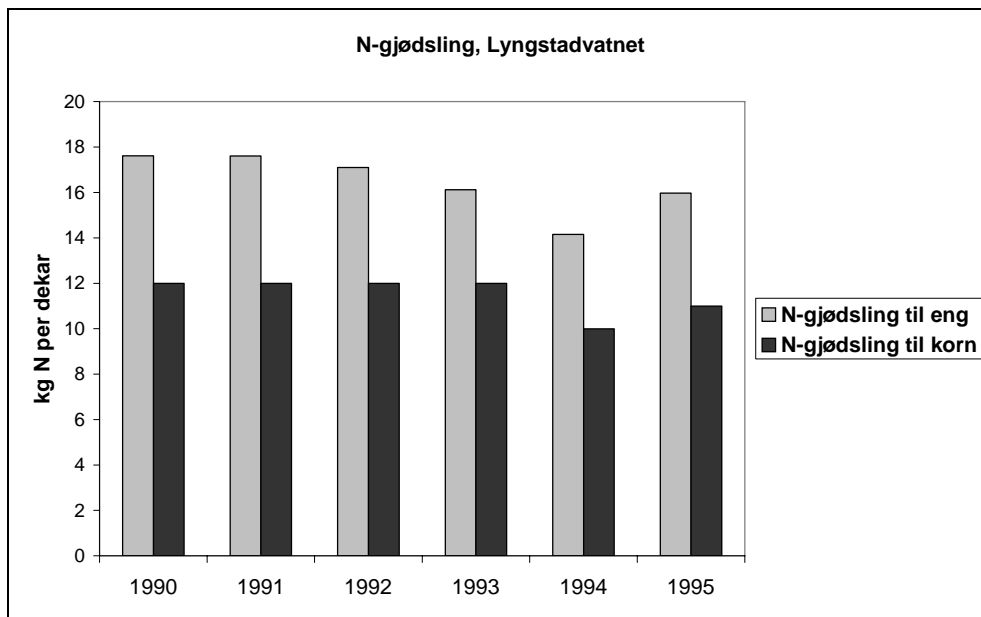


Figur 45. Antall gjødseldyrenheter per dekar i nedbørfeltet til Lyngstadvatnet fra 1990 til 1998.

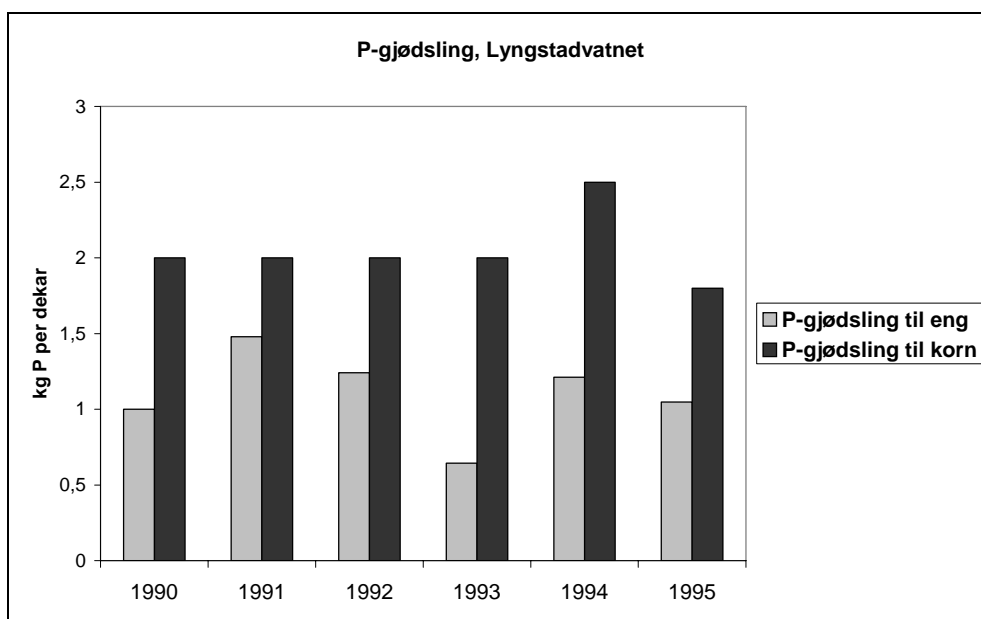


Figur 46. Spredning av husdyrgjødsel på våren og i vekstsesongen.

Det har vært en økning i spredning av husdyrgjødsel på våren og i vekstsesongen (figur 46). Bedre utnyttelse av husdyrgjødsel har gitt anledning til redusert tilførsel av nitrogen i mineralgjødsel til både eng og korn (figur 47). Fosfortilførselen er derimot ikke redusert i perioden, men varierer noe fra år til år (figur 48).

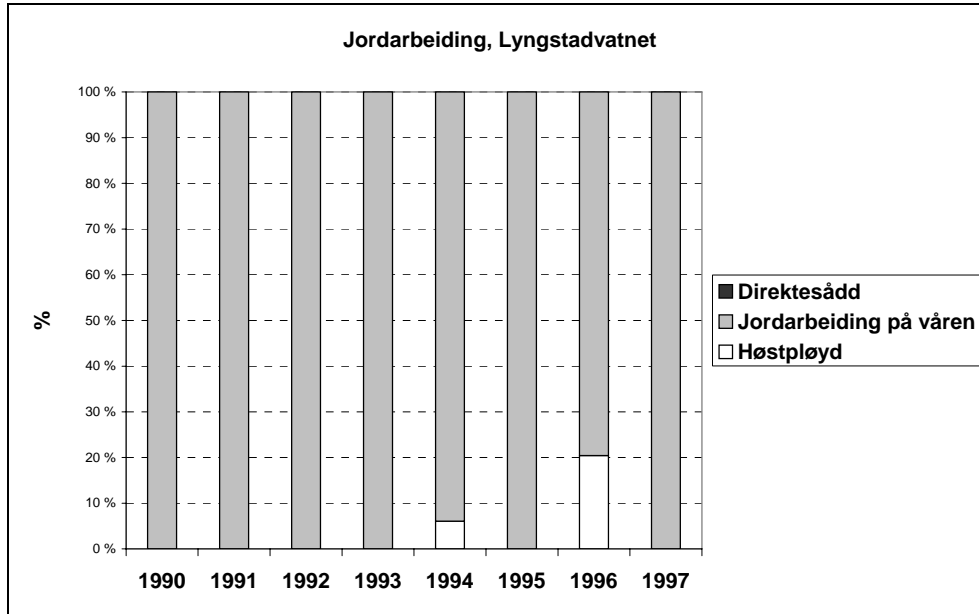


Figur 47. Nitrogengjødsling (kg N/dekar) i nedbørfeltet til Lyngstadvatnet fra 1990 til 1995.



Figur 48. Fosforgjødsling (kg P/dekar) i nedbørfeltet til Lyngstadvatnet fra 1990 til 1995.

I nedbørfeltet til Lyngstadvatnet har stort sett all jordarbeiding skjedd på våren (figur 49).



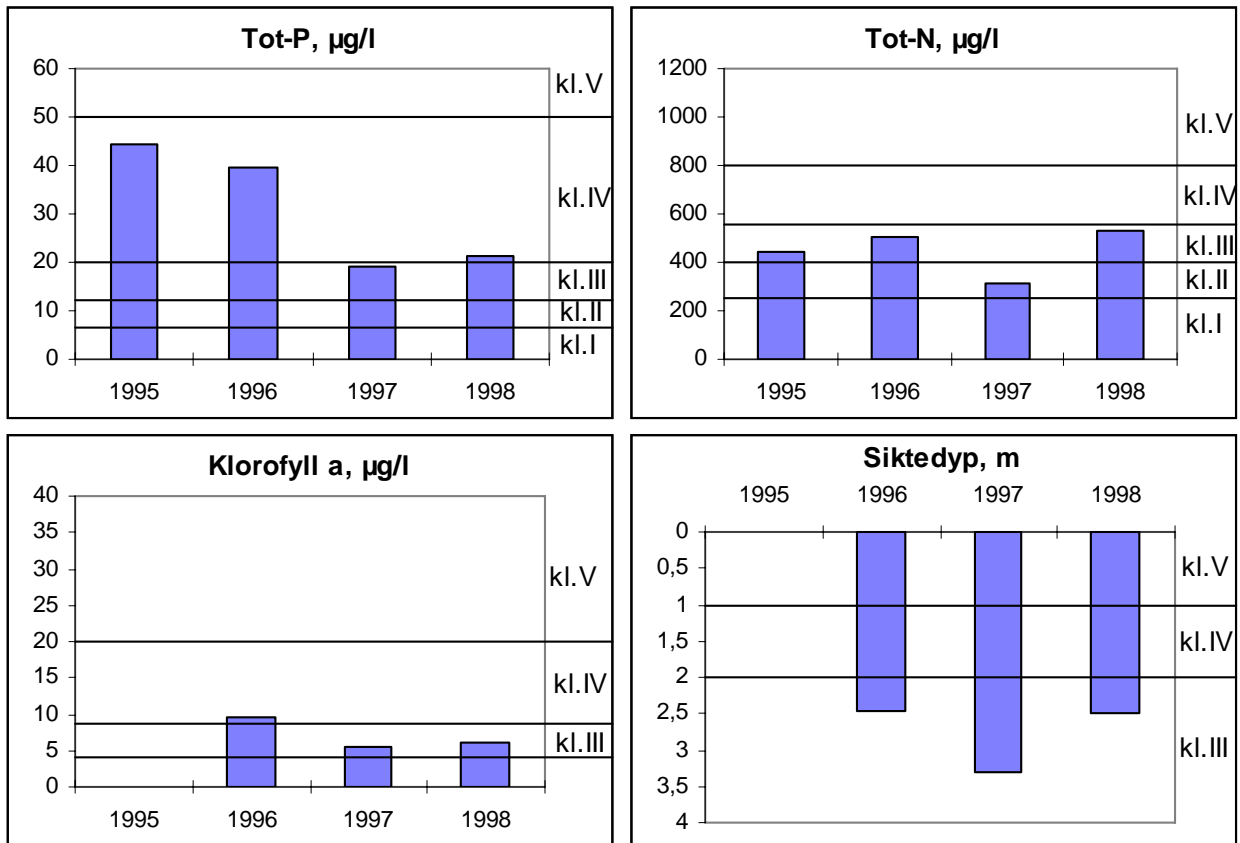
Figur 49. Jordarbeiding i nedbørfeltet til Lyngstadvatnet fra 1990 til 1997.

Ut fra eksisterende opplysninger fra Søknad om produksjonstilskudd og Utvalgstillingen for landbruket ser det ikke ut til å være gjennomført tiltak i form av økt spredning av husdyrgjødsel på våren eller endret jordarbeiding i overvåkingsperioden (1995-1998). Når det gjelder gjødsling finnes det ikke data etter 1995.

Vannkvaliteten i Lyngstadvatn har kun vært overvåket i 3-4 år (figur 50). Spesielt fosforverdiene er høye, og ligger rundt 40 µg/l. For 1997 ble imidlertid disse verdiene halvert til ca 20, noe som også var situasjonen i 1998. Relativt sett er det noe lavere verdier for nitrogen og algemengde. Etter et siktdyp på hele 3,3 m i 1997 er det tilbake til ca 2,5 m i 1998, som er likt nivået i 1996.

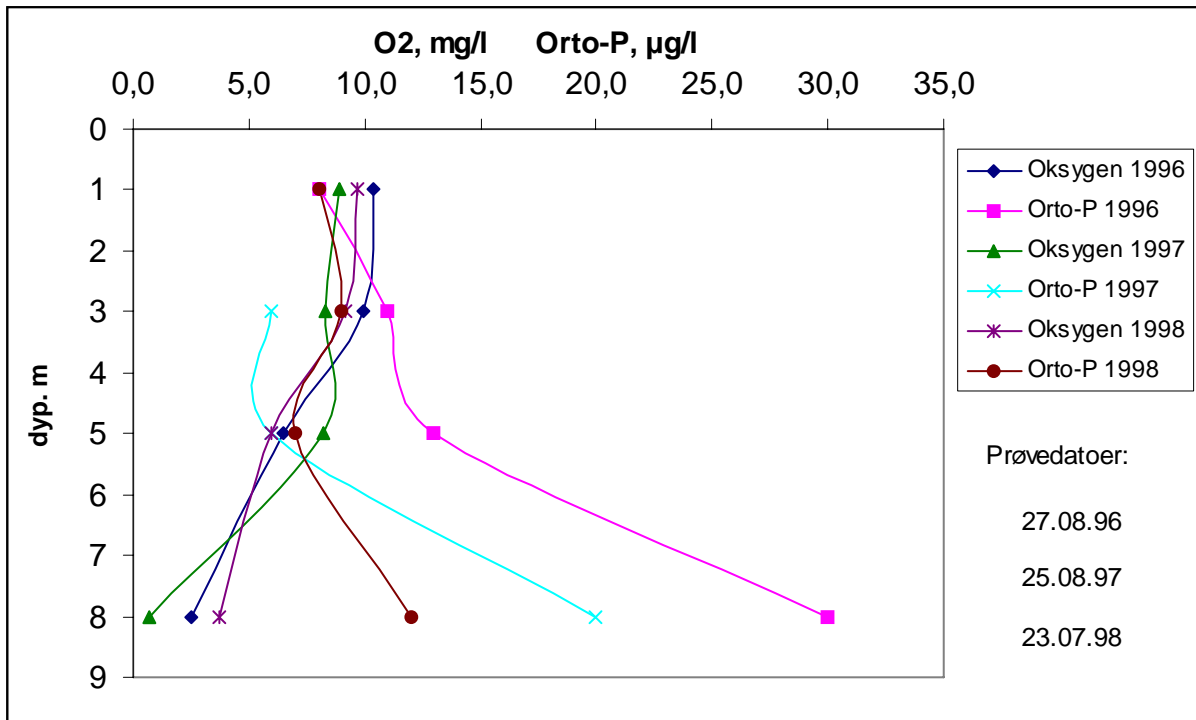
Nitratforbindelsene utgjør 14, 7 og 22 % av totalnitrogenet i hhv. 1996, -97 og -98. Siste år går nitratinnholdet klart ned midt på sommeren, pga. algenes forbruk, men når aldri ned i så lave nivåer at det er fare for at nitrogenfikserende blågrønnalger får et konkurransefortrinn. Tilskuddet av organisk nitrogen fra myrene kan være betydelig. For overgjødsling ligger innsjøen mellom tilstandsklasse III og IV.

Fargetallet er noe høyt, 48 mg Pt/l i 1998, mens turbiditeten er lav, 0,7 FTU i 1998. pH ligger omkring 7,0 gjennom hele sesongen. Disse verdiene avviker lite i forhold til tidligere års verdier.

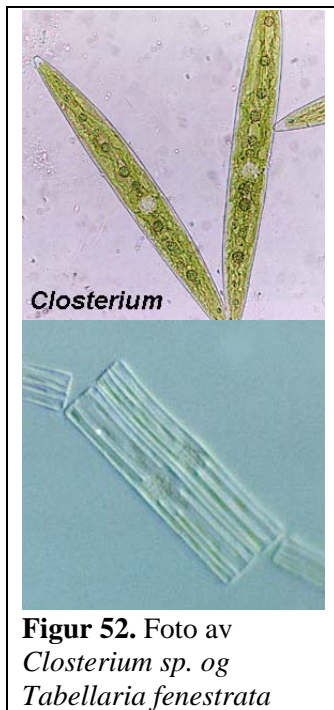


Figur 50. Overgjødslingparametre for Lyngstadvannet, aritmetisk middel.

På slutten av stagnasjonsperioden om sommeren ble det tatt prøver av forskjellige dyp fra overflaten og til bunnen. Figur 51 viser hvordan det fortsatt er en lagdeling av vannmassen i slutten av august 1996 og 1997 og i juli 1998. Det er en klar uttapping av oksygenet mot bunnen, men oksygenet går ikke helt ut. Næringssaltene øker som ventet mot dypet, der ortofosfaten fire-dobles i forhold til ved overflaten. I 1998 er ikke utviklingen kommet like langt i juli. Det økte innholdet av ortofosfat mot dypet er altså ikke en følge av utløsning av fosfat fra sedimentene, men en jevn nedbrytning av organisk materiale i bunnvannet.

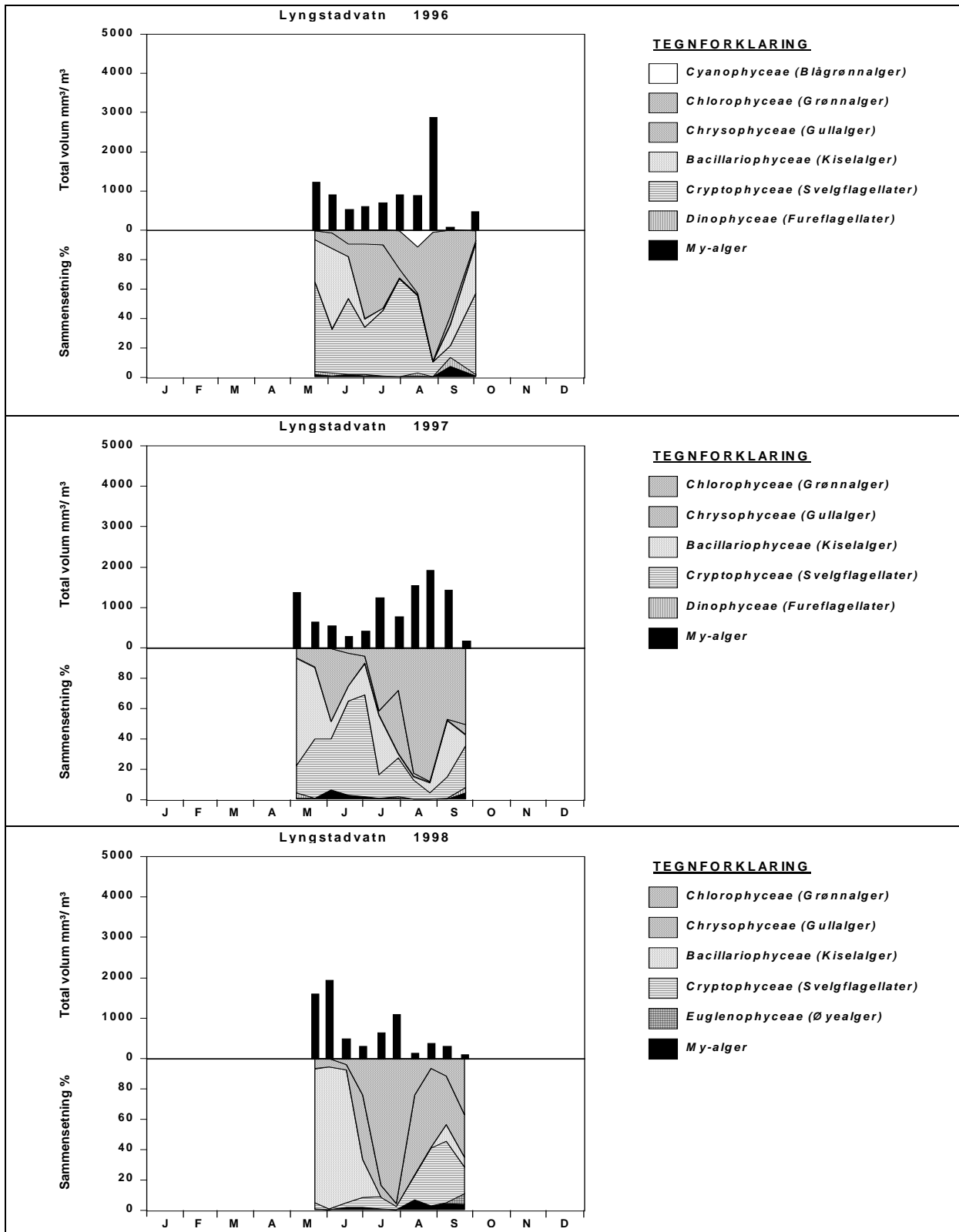


Figur 51. Fordelingen av forskjellige parametere gjennom dypet i Lyngstadvatnet, 27. august 1996, 25. august 1997 og 23. juli 1998. Oksygen er målt som mg/l, og ortofosfat som µg/l.



Figur 52. Foto av *Closterium* sp. og *Tabellaria fenestrata*

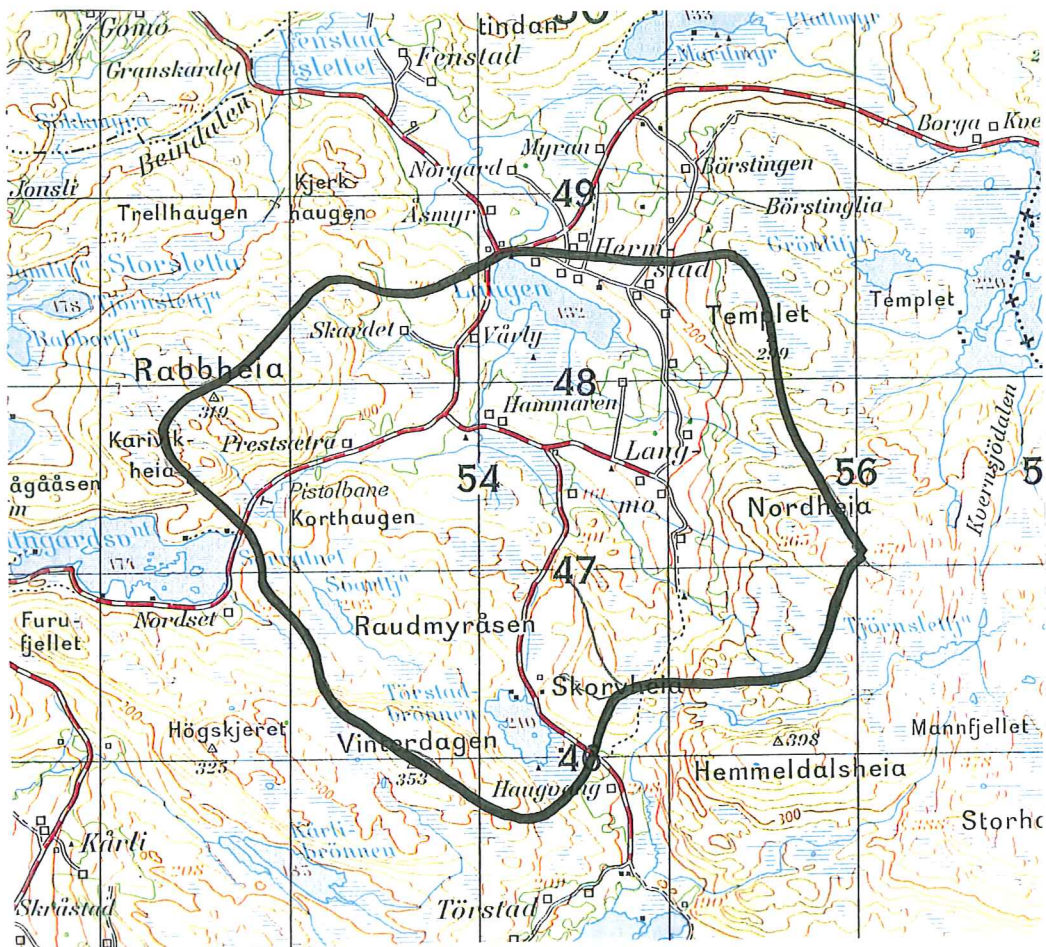
Plankteplanktonet består alle tre år år av et relativt mangfoldig samfunn med moderate biomasser (figur 52 og figur 53). Ulike kiselalger (f. eks. *Tabellaria fenestrata*), gullalger, grønnalger (bl. a i slekten *Closterium*) og "bløte" flagellater innen gruppen svelgflagellater er vanlige. Dette ar algearter som omsettes godt av krepsdysplanktonet. Problemalger, f.eks. blågrønnalger er så godt som fraværende.



Figur 53. Variasjon i totalvolum og sammensetning av planteplanktonet i Lyngstadvatnet 1996, 1997 og 1998. Totalvolumet er gitt i $\text{mm}^3/\text{m}^3 = \text{mg}/\text{m}^3$ våtvekt.

4.6. Laugen i Sør-Trøndelag, Rissa kommune

Nedbørfeltet til Laugen som er på beskjedne 6,6 km² vises i figur 54.



Figur 54. Laugen med nedbørfelt.

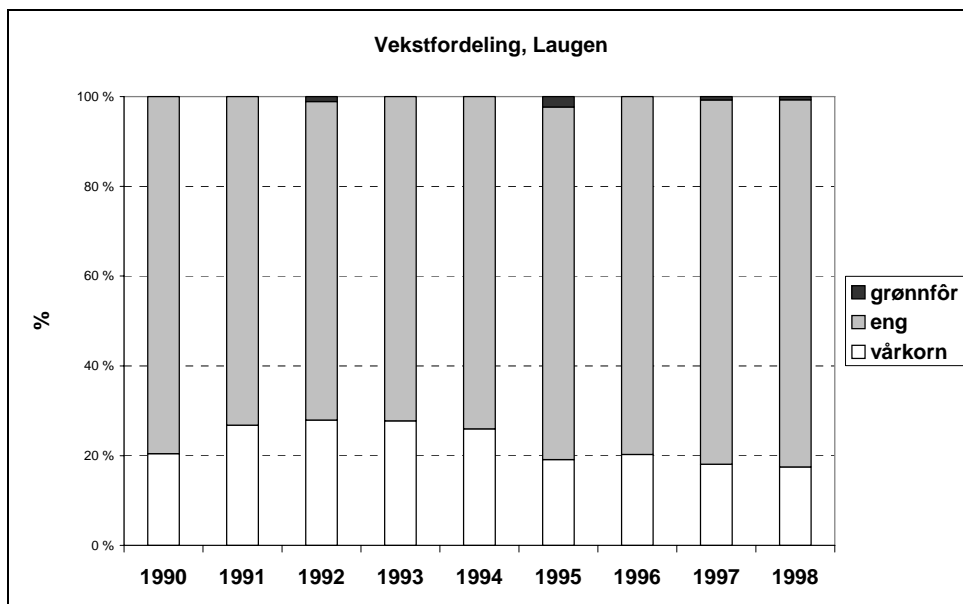
har under halvparten av brukene gjødselplan. Litt over halvparten av fosfortilførslene kommer fra jordbruket, en betydelig andel skyldes avrenning fra utmarksområder (figur 60). En ikke ubetydelig andel (13%) av fosforet kommer fra avløpsanlegg i spredt bebyggelse. For nitrogen kommer imidlertid ca tre fjerdedeler fra jordbruket.

Tabell 7. Fakta om nedbørfelt, jordbruks- aktivitet og tiltak i Laugens nedbørfelt.

Kommune	Rissa
Fylke	Sør-Trøndelag
Totalt nedbørfelt (daa)	6 625 daa
Innsjøoverflate (daa)	134 daa
Dyrka mark i nedbørfelt (daa og %)	1 500 daa, 23 %
Dominerende driftsform i nedbørfeltet (% av jordbruksareal)	Mest grasproduksjon (kjøtt/melk).
Andre forhold av spesiell betydning	Stor del av arealet er over marin grense, men 975 daa (65%) av jordbruksarealet ligger under. Stor andel av dyrehold melk/kjøttproduksjon i nedbørfeltet.

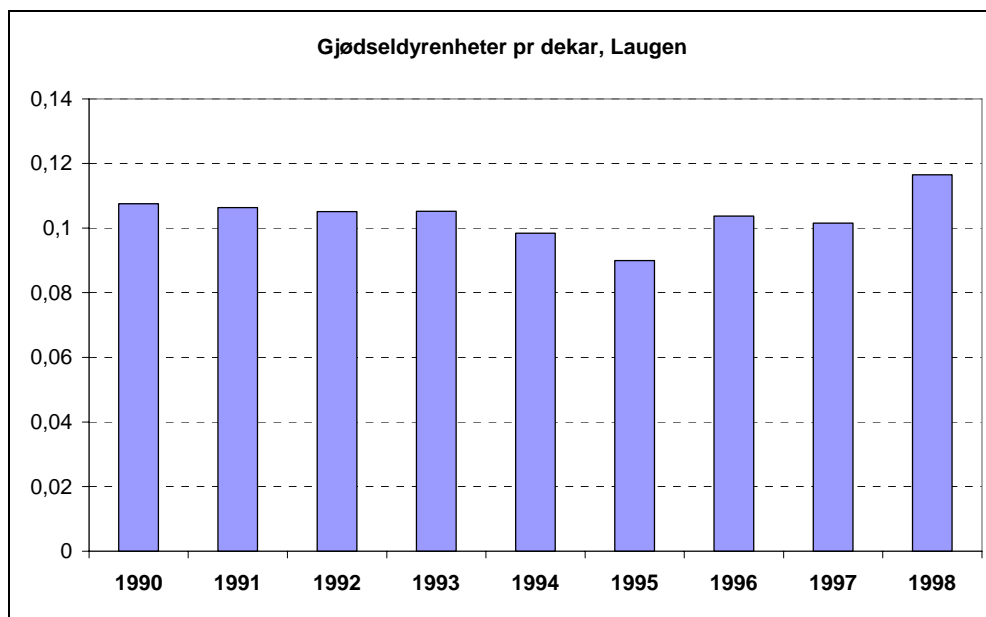
Kilde: Fylkesmannens miljøvernavdeling og landbruksavdeling.

Nedbørfeltet til Laugen er dominert av engdyrking på dyrka mark (figur 55). På ca. 20 % av arealet dyrkes det vårkorn. Denne andelen har stort sett vært konstant siden 1990.

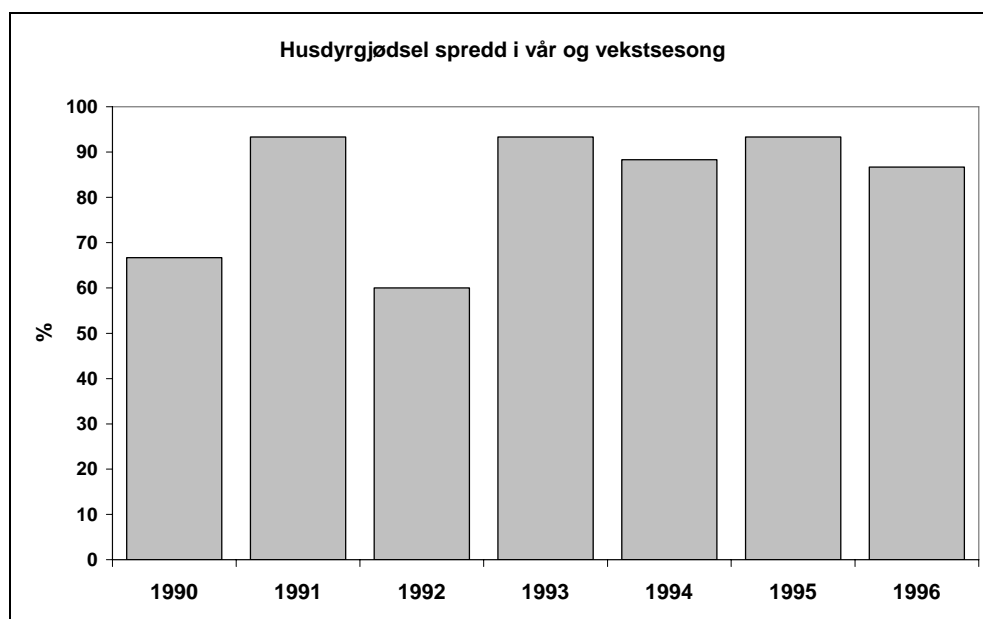


Figur 55. Vekstfordelingen i nedbørfeltet til Laugen fra 1990 til 1998.

Antallet av gjødseldyrenheter/daa ligger på rundt halvparten av grensen for spredeareal (0,25 gjødseldyrenhet/daa) (figur 56). Det har vært en liten økning i antall dyr i perioden 1990 til 1998.

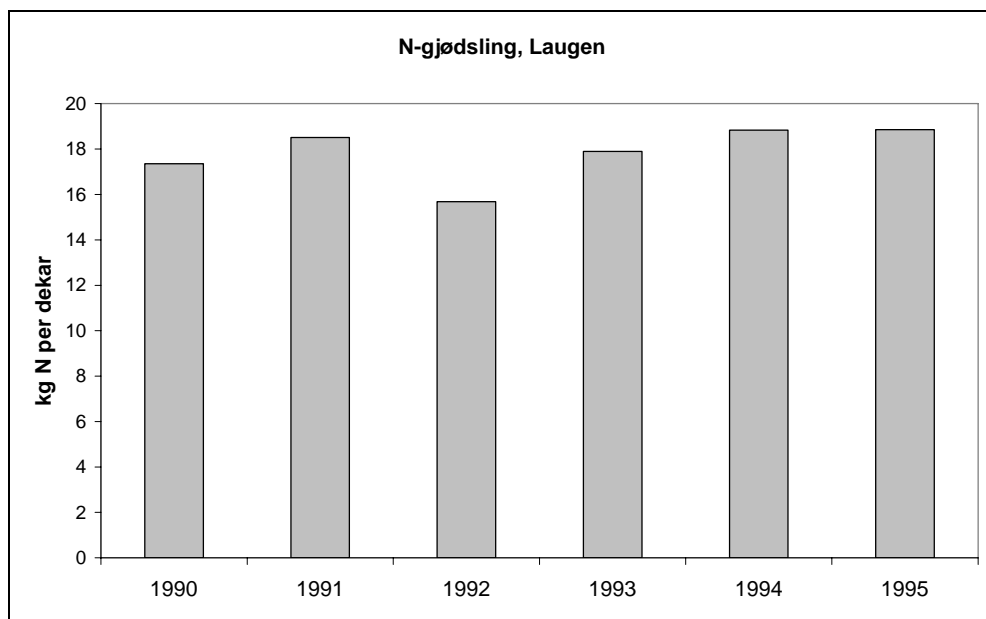


Figur 56. Antall gjødseldyrenheter per dekar i nedbørfeltet til Laugen fra 1990 til 1998.

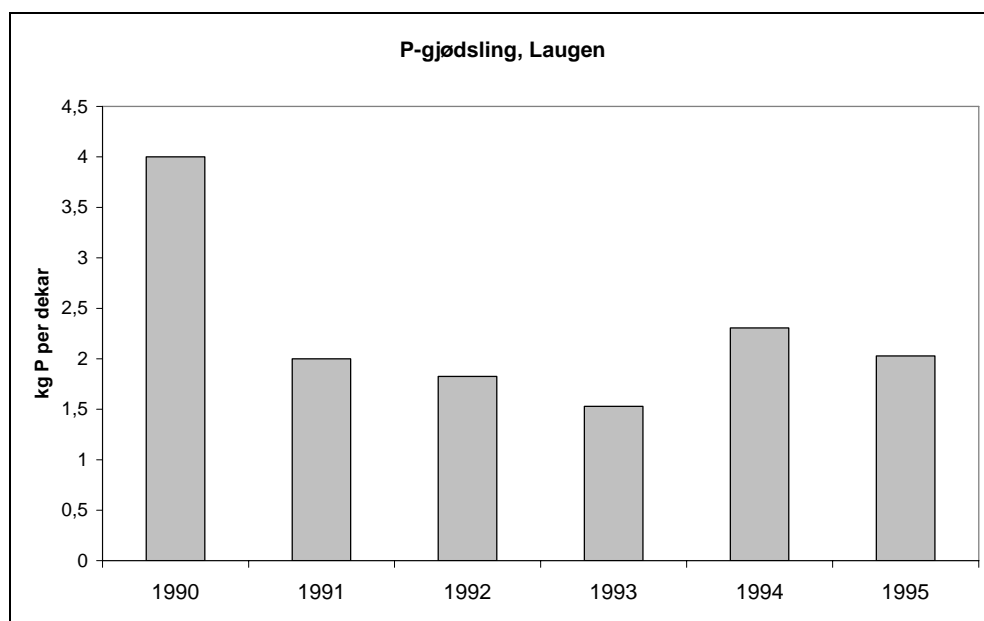


Figur 57. Spredning av husdyrgjødsel på våren og i vekstsesongen.

Det har vært en liten økning i andelen av husdyrgjødsel som spredes på våren og i vekstsesongen i perioden 1990 til 1996 (figur 57). I måleperioden har vi ingen opplysninger om spredning av husdyrgjødsel Nitrogentilførsel med mineralgjødsel har vært nær konstant (figur 58), mens P tilførselen i mineralgjødsel er redusert i perioden, spesielt fra 1990 til 1991 (figur 59).



Figur 58. Nitrogengjødsling (kg N/dekar) i nedbørfeltet til Laugen fra 1990 til 1998.



Figur 59. Fosforgjødsling (kg P/dekar) i nedbørfeltet til Laugen fra 1990 til 1995.

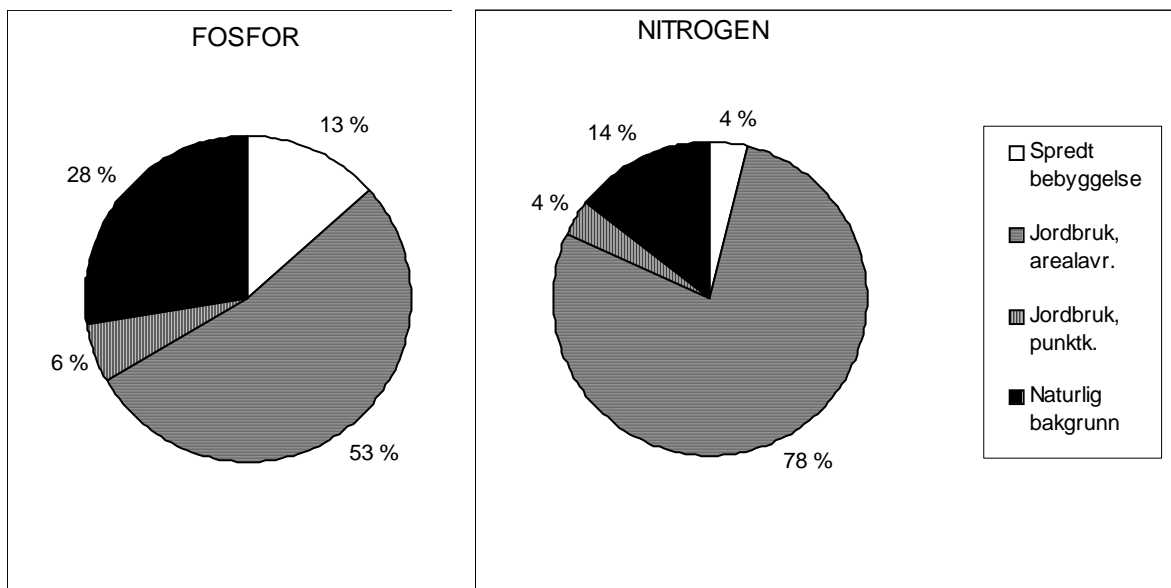
Ut fra eksisterende opplysninger fra Søknad om produksjonstilskudd og Utvalgstillingen for landbruket ser det ut til å være gjennomført tiltak i form av redusert P-gjødsling og noe økt spredning av husdyrgjødsel på våren tidlig på 90-tallet. I måleperioden har vi ikke opplysninger om spredning av husdyrgjødsel.

Spredning av husdyrgjødsel på våren eller i vekstsesongen vil kunne føre til økte tap av næringsstoffer i måleperioden om sommeren. Dette er særlig i de situasjoner der en ikke får moldet ned gjødsla om våren (spredning på gras), og der betydelig nedbør rett etter gjødsling kan føre til overflateavrenning. Tiltaket er viktig å gjennomføre pga. tidligere nevnte forhold omkring god ressursutnyttelse.

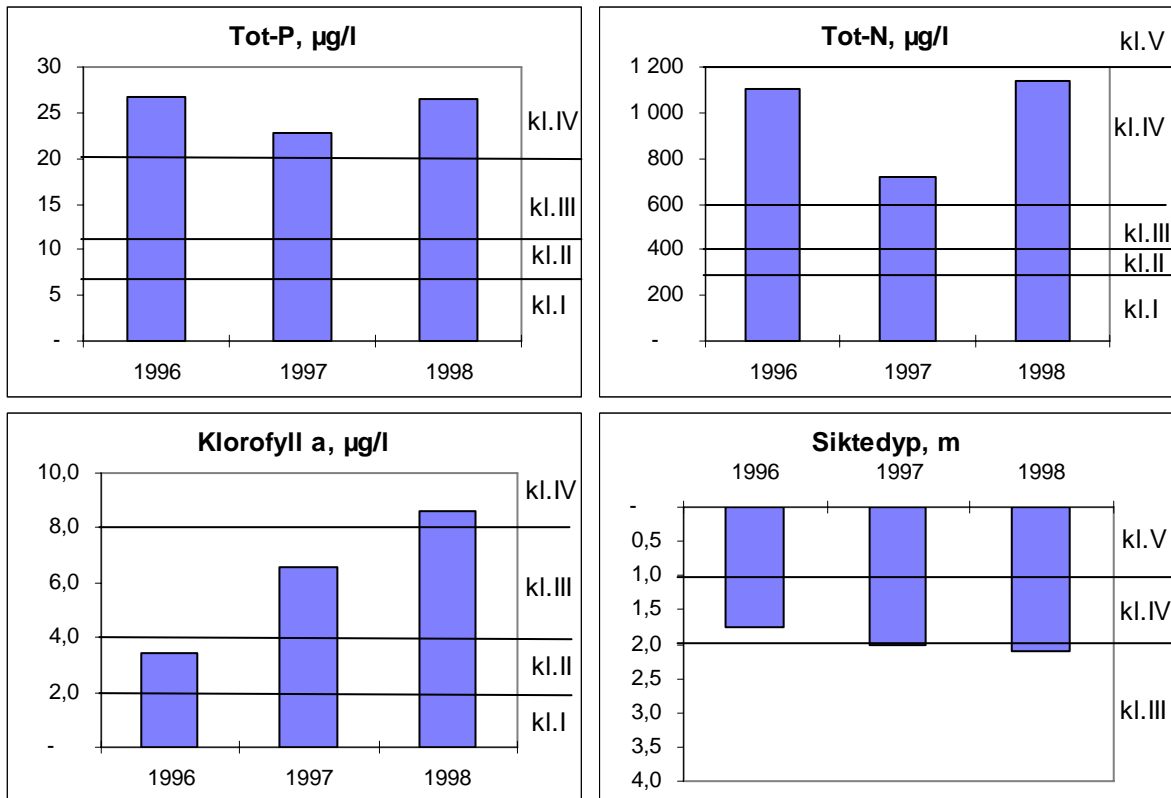
Laugen i Rissa har vært overvåket i noen år av Fylkesmannen. Dette har vært basert på 1-2 stikkprøver noen spredte år, og ansett som for lite representativt for at dette kan tas med her. Verdiene i figur 61 viser fosforverdier på ca. 25 µg/l alle tre år. Klorofyllverdiene ser ut til å ha økt noe, men er for 1998 relativt sett godt i samsvar med fosforverdiene. Siktedypet ligger på ca 2 m. På tross av lavt algeinnhold i 1996 kan innsjøen plasseres i tilstandsklasse IV.

Fargetallet er ganske høyt, 67 mg Pt/l i 1998. Turbiditeten er lav, hhv. 0,9 ; 0,7 og 1,6 for de tre årene.

pH ligger omkring 7 gjennom hele sesongen. Nitrat utgjør en stor del av totalnitrogenet hhv. 49, 35 og 49% for 1996 -97 og -98, og det er ingen uttapping av nitrat mot slutten av produksjonssesongen. Dette er betryggende med tanke på framvekst av nitrogenfikserende blågrønnalger.

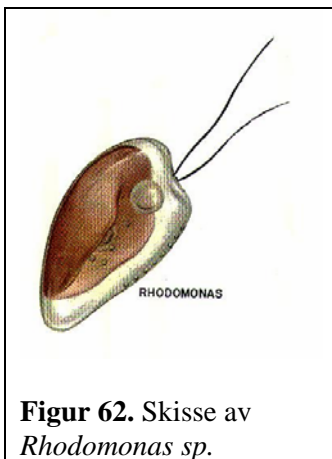


Figur 60. Forurensningstilførsler fordelt på kilder for Laugen.



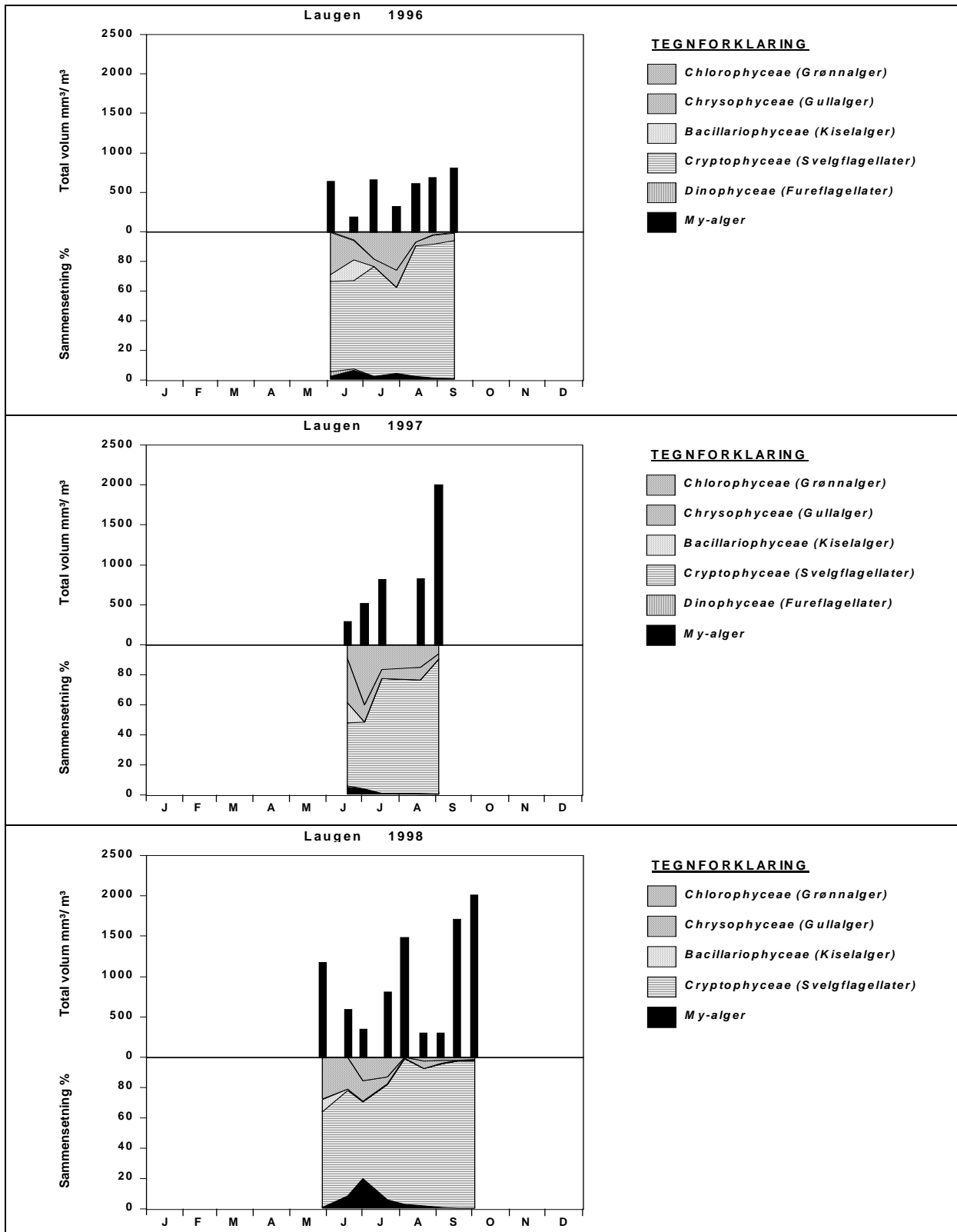
Figur 61. Overgjødslingparametre for Laugen, aritmetisk middel.

Det er foretatt prøveuttak på forskjellige dyp 3. september 1998. Med en såpass kald og regnfull sommer som 1998, og med en betydelig vindpåvirkning har den forholdsvis grunne Laugen gått i høstfullsirkulasjon allerede. Oksygen og ortofosfat er da distribert gjennom hele vannmassen.



Figur 62. Skisse av *Rhodomonas* sp.

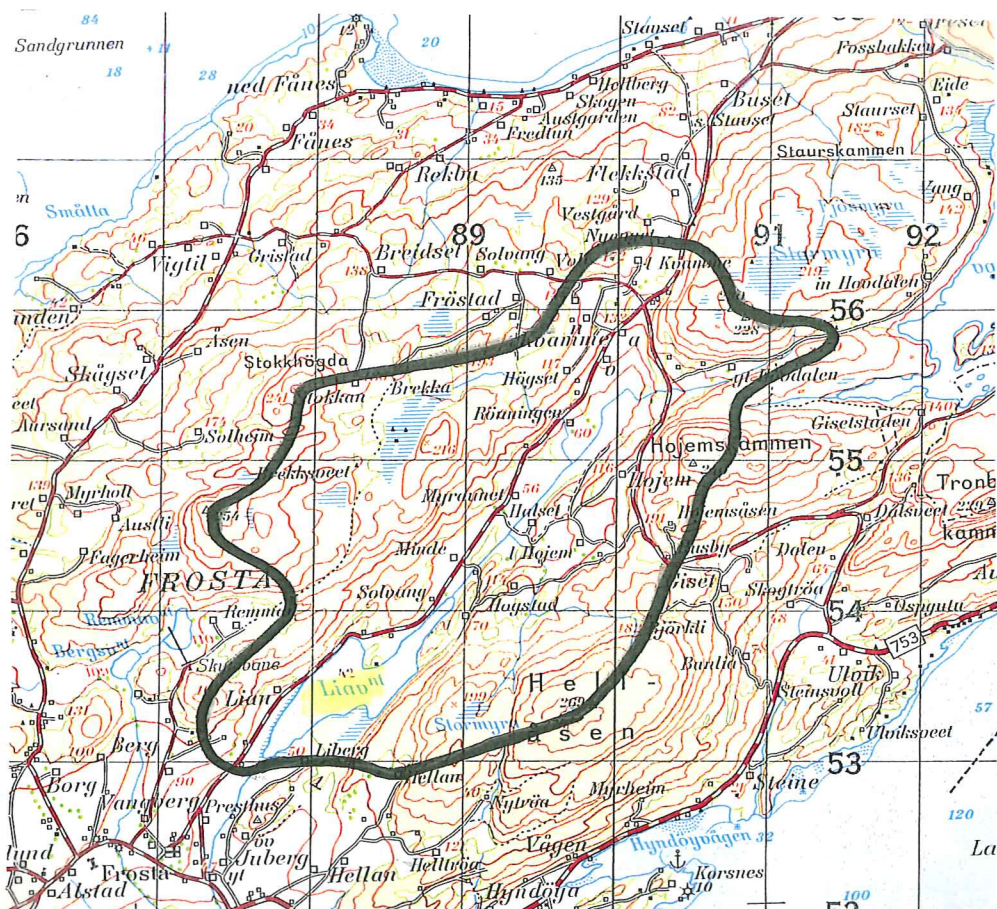
Algesammensetningen domineres av svelgflagellater (f. eks. innen slekten *Rhodomonas*, figur 62 og figur 63). Også grønnealger av slekten *Ancyra* er vanlig. Dette er alger som lett omsettes i næringskjeden. Det er et visst innslag av grønnealger midt på sommeren. Det er ingen dominans av enkeltarter og heller ikke algemengder som kan karakteriseres som oppblomstringer. Problemalger er helt fraværende.



Figur 63. Variasjon i totalvolum og sammensetning av planteplanktonet i Laugen 1996, -97 og -98. Totalvolumet er gitt i $\text{mm}^3/\text{m}^3 = \text{mg}/\text{m}^3$ våtvekt.

4.7. Liavatnet i Nord-Trøndelag, Frosta kommune

Kart over nedbørfeltet på ca 8,3 km² til Liavatnet er vist i figur 64.

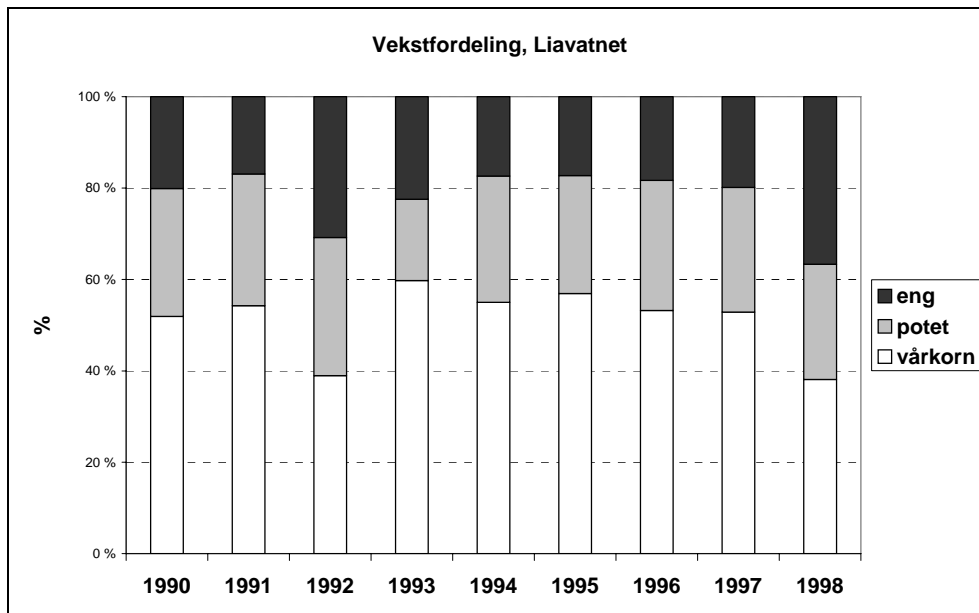


Figur 64. Liavatnet, innsjø og nedbørfelt.

Kommune	Frosta
Fylke	Nord-Trøndelag
Totalt nedbørfelt (daa)	8 350 daa (inkl. vannareal)
Innsjøoverflate (daa)	300 daa
Dyrka mark i nedbørfelt (daa og %)	2 050 daa, 25 %
Dominerende driftsform i nedbørfeltet (% av jordbruksareal)	Fordelt mellom grasproduksjon, poteter og korn.
Andre forhold av spesiell betydning	Stor del av nedbørfeltet under marin grense (85%). 48 boliger i spredt bebyggelse i nedbørfeltet.

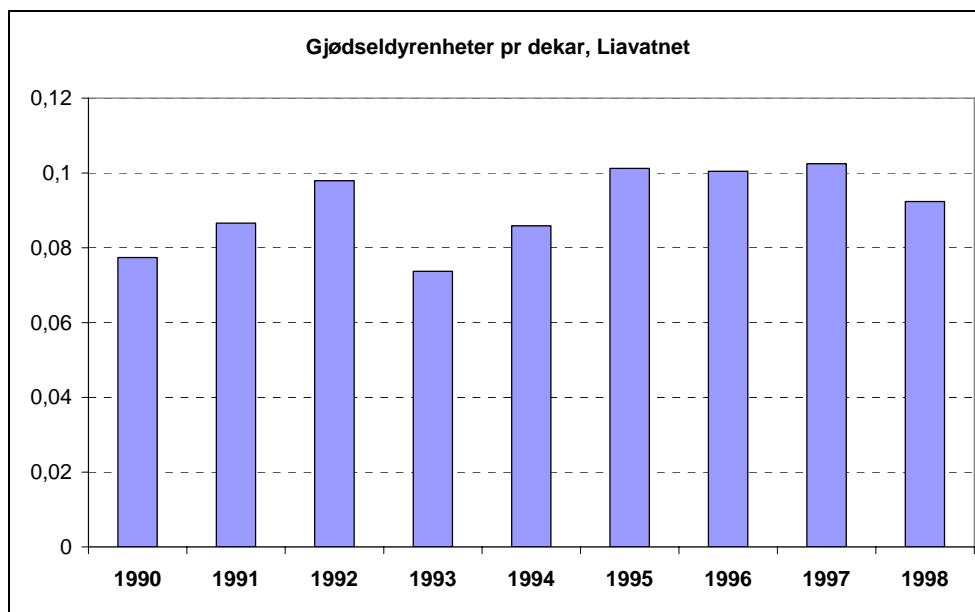
Kilde: Fylkesmannens miljøvernavdeling og landbruksavdeling.

Jordbruksproduksjonen i nedbørfeltet til Liavatnet er fordelt mellom vårkorn, gras og potet på dyrka mark (tabell 8, figur 65). Engandelen er noe økende og arealet med vårkorn er ca. 40 % i 1998.

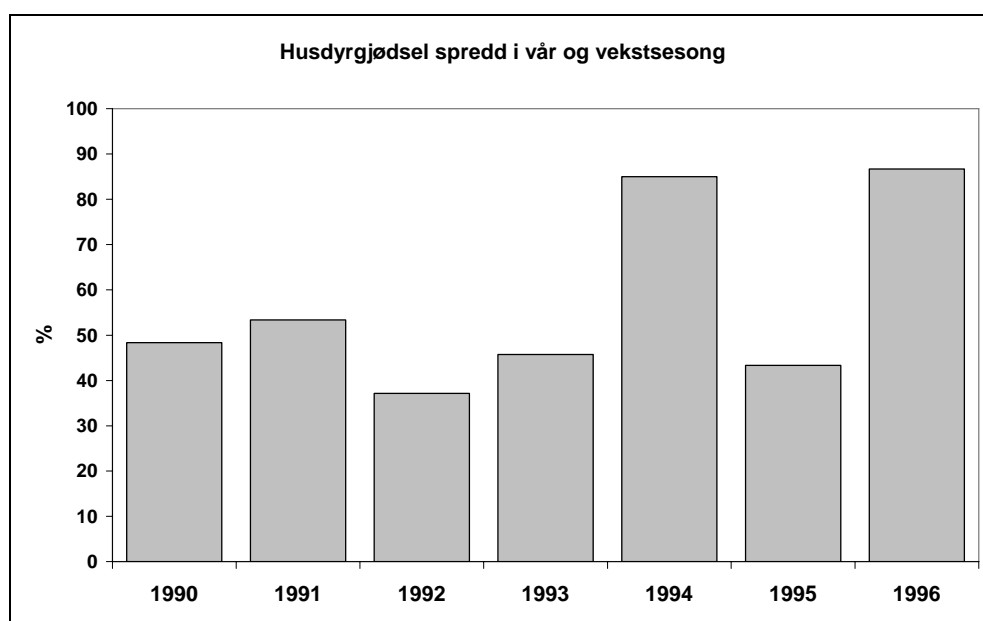


Figur 65. Vekstfordelingen i nedbørfeltet til Liavatnet fra 1990 til 1998.

Antallet av gjødseldyrenheter/daa ligger på mindre enn halvparten av grensen for spredeareal (0,25 gjødseldyrenhet/daa) (figur 66). Det har blitt litt flere husdyr i perioden 1990 til 1998. Økningen svarer til en fosformengde på 0,25 kgP/dekar i nedbørfeltet.

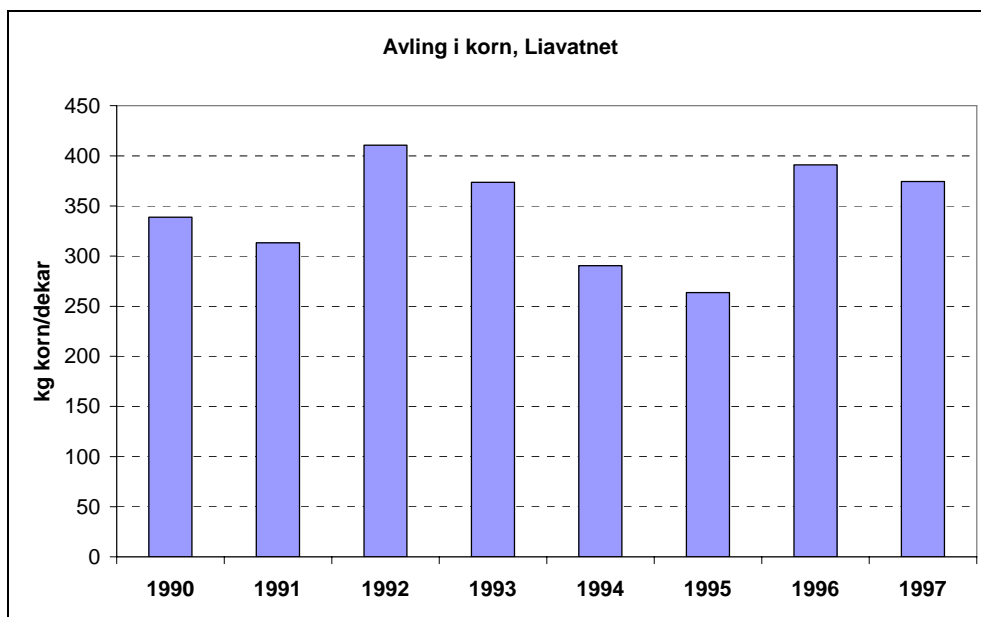


Figur 66. Antall gjødseldyrenheter per dekar i nedbørfeltet til Liavatnet fra 1990 til 1998.

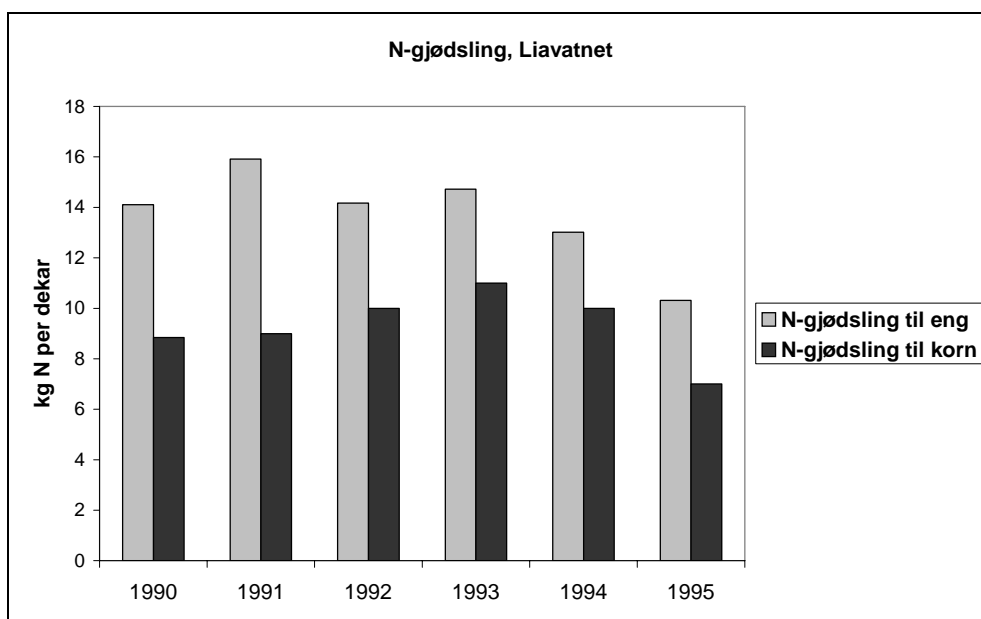


Figur 67. Spredning av husdyrgjødsel på våren og i vekstsesongen.

I 1996 ble 85 % av husdyrgjødselen spredd på våren eller i vekstsesongen (figur 67). Dette er en større andel enn i 1990, hvor det gjaldt ca. 50 % av husdyrgjødselen. Avlingen i korn har variert i perioden (figur 68). Det er vanskelig å spore trender i avlingsnivået.

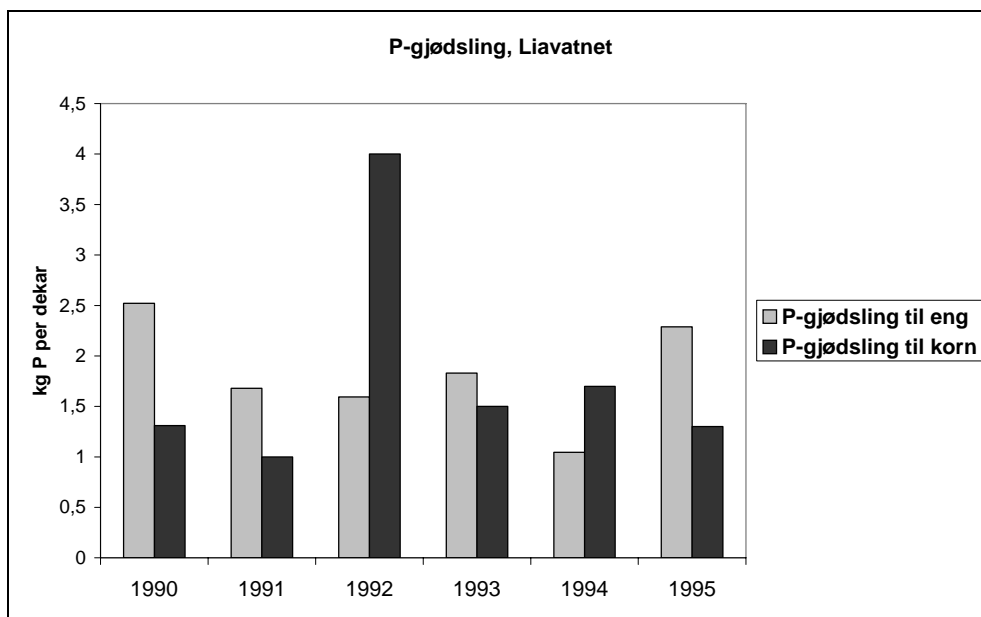


Figur 68. Avling i korn (kg/dekar) i nedbørfeltet til Liavatnet fra 1990 til 1997.

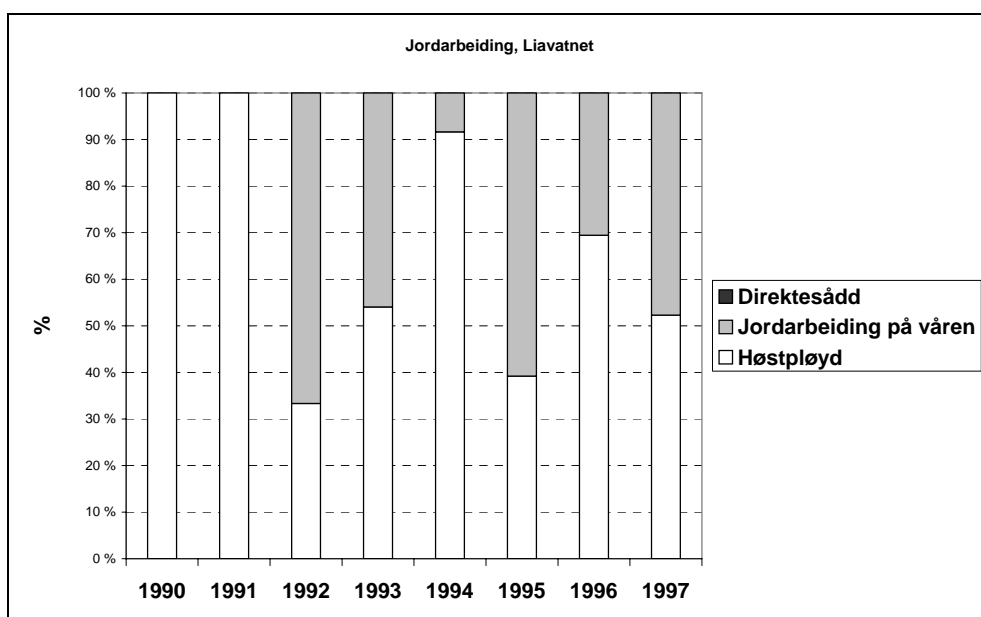


Figur 69. Nitrogengjødsling (kg N/dekar) i nedbørfeltet til Liavatnet fra 1990 til 1995.

Det er en nedgang i nitrogentilførselen til eng fra ca. 14 kg N/dekar i 1990 og til ca. 10 kg N/dekar i 1998 (figur 69). Det er også en svak nedgang i nitrogentilførselen til korn i perioden. P-gjødslingen til eng og korn har variert noe, men det kan ikke spores noen trend i gjødslingen (figur 70).



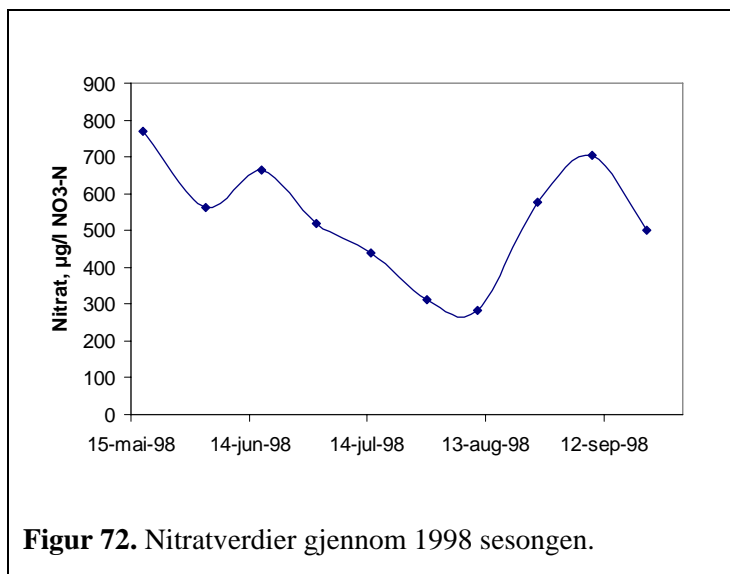
Figur 70. Fosforgjødsling (kg P/dekar) i nedbørfeltet til Liavatnet fra 1990 til 1995.



Figur 71. Jordarbeiding i nedbørfeltet til Liavatnet fra 1990 til 1996.

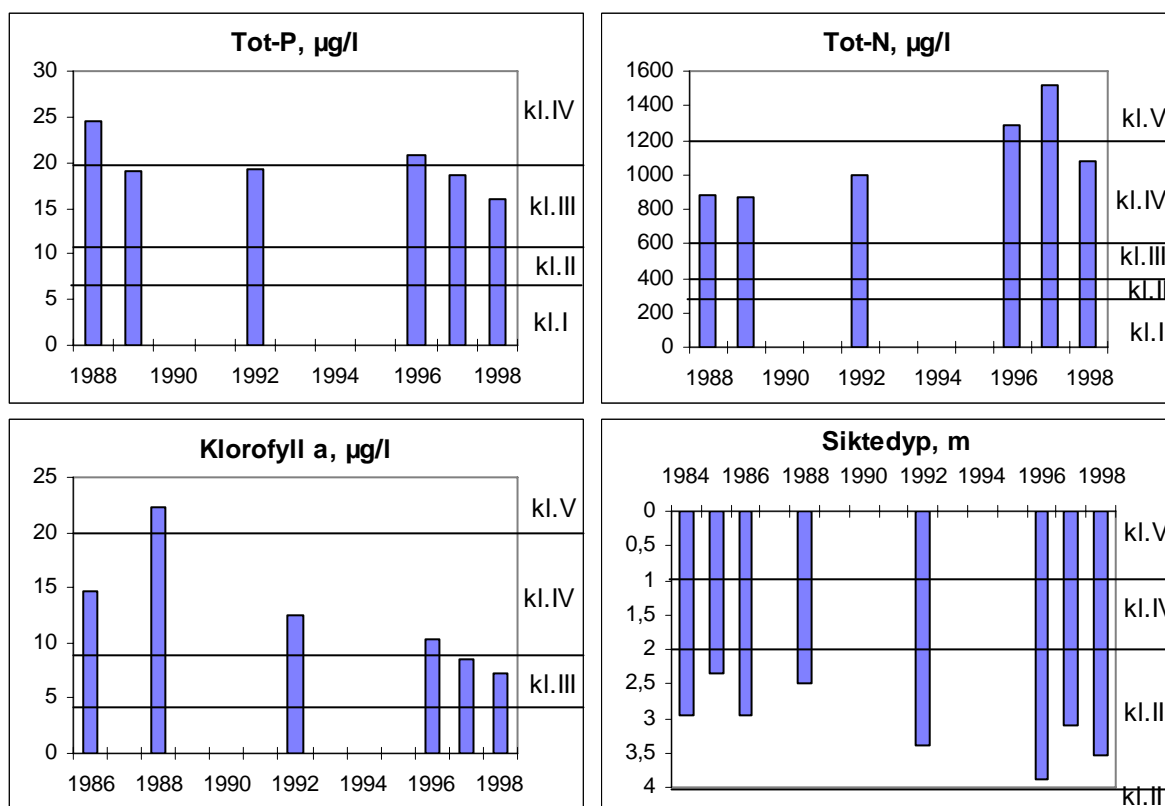
Det er en mindre andel jordarbeidingen som skjer på høsten i 1996 i forhold til 1990, hvor all jordarbeiding foregikk på høsten (figur 71).

Ut fra eksisterende opplysninger fra Søknad om produksjonstilskudd og Utvalgstillingen for landbruket ser det ut til å være gjennomført tiltak i form av noe redusert N-gjødsling, redusert jordarbeiding på høsten, økt spredning av husdyrgjødsel på våren.

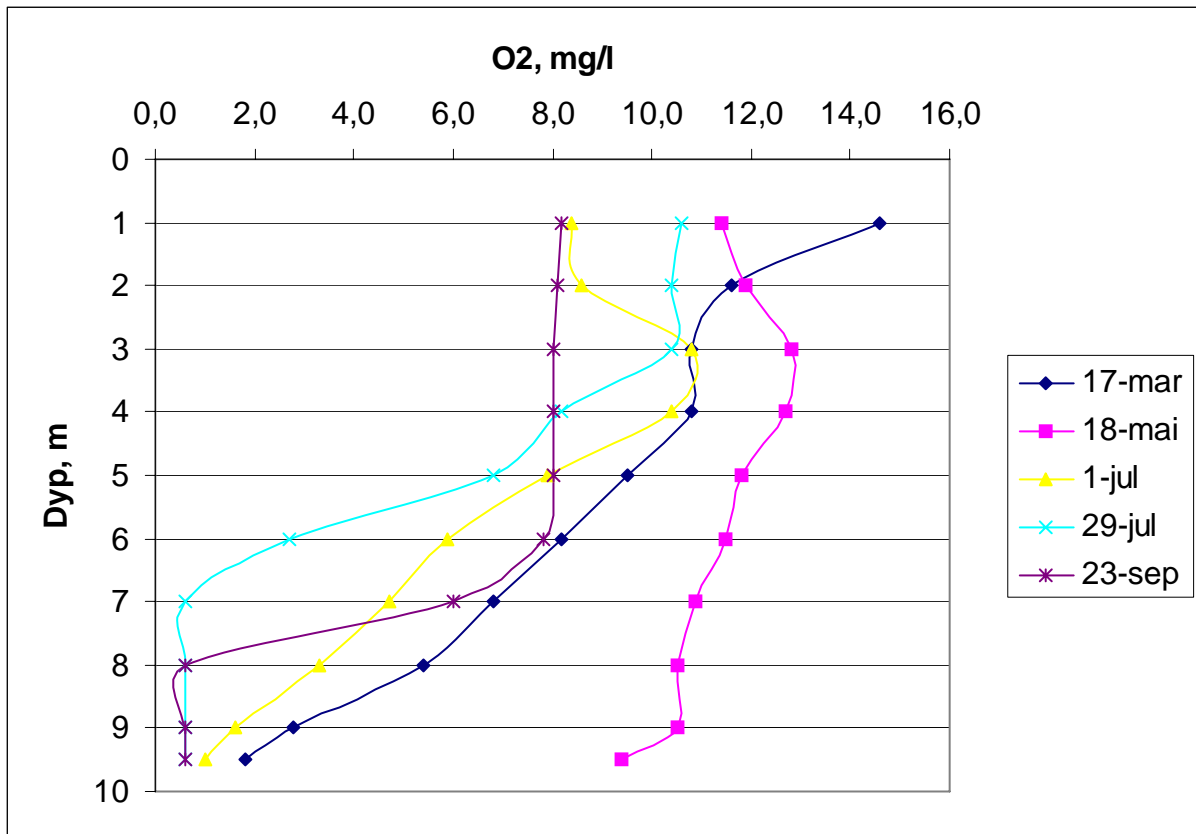


Vannkvalitetesmessig har Liavatnet vært overvåket 1984, 1985 og 1989 av Arne Haug, Vitenskapsmuseet. NIVA har undersøkt vannet i 1986 (Brettum 1986) og i regi av landsomfattende eutrofi-program i 1988 og 1992. Liavatnet har et fosforinnhold rundt 20 µg/l (figur 73), med noe avtak siste to år. Nitrogenverdiene ligger relativt sett noe høyere, og særlig i 1996 og -97. Siktedypet er relativt bra, og verdier opp mot 7 m i august 1996, gir et snitt på like under 4 m. For 1997 er siktdypet igjen tilbake på rundt 3 m, og opp til 3,5 m i 1998. Klorofyll har på samme måte som fosfor blitt noe

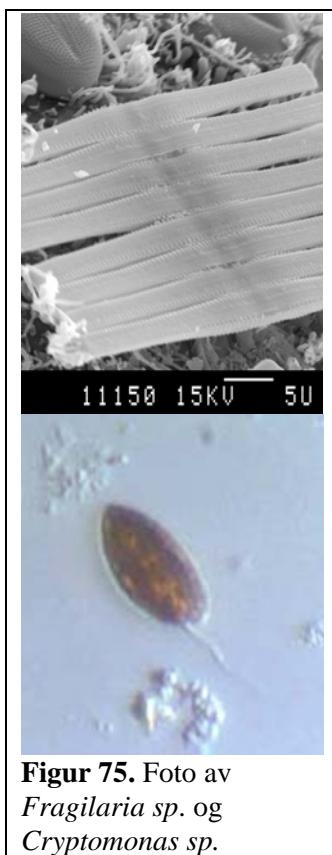
reduisert de to siste åra. Samlet sett er tilstandsklassen for overgjødning på vippen mellom klasse III "Mindre god" og klasse IV- "Dårlig", siste år mot klasse III. Nitrat uttappes noe gjennom sommeren, og når sitt laveste nivå før høstfullsikulasjon igjen bringer verdien oppover (figur 72). og Verdiene er allikevel ikke kritisk lave på ettersommeren slik vi kan se i mer eutrofe innsjøer. En fargeverdi på 24 mg Pt/l er moderat. pH går opp til 8,7 ved et par anledninger i 1998, og begynner da å nærme seg verdier der fosfor kan lekke ut fra strandsedimentene. Moderat lave fosforverdier i overflaten viser at dette ennå ikke har skjedd. Det er tatt ut prøvet på forskjellige dyp 17. mars og 11. august 1998.



Figur 74 viser oksygenfordelingen gjennom dypet i løpet av sesongen. Under isen i mars er det avtakende oksygen ned til ca 2 mg/l ved bunnen. Etter vårsirkulasjon og stabilitet inntreer i mai, ser vi at det 1. juli er det et klart forbruk av oksygen i bunnlaget. For 1996 var alt vann dypere enn ca. 6 m praktisk talt tomt for oksygen like før høstfullsirkulasjonen (i begynnelsen av september). 29. juli 1998 er det så godt som tomt for oksygen under 7 m, og høstfullsirkulasjonen inntreer tydeligvis ikke før etter 23. september 1998. De fleste bunndyr vil ikke overleve så lave oksygenkonsentrasjoner, men det kan se ut som om litt oksygen beholdes slik at en unngår produksjon av giftig hydrogensulfid. Innsjøen kan, utifra data fra 1996, se ut til å være på vippepunktet til en situasjon med selvgjødsling ved at fosfor lekker ut av bunnsedimentet.



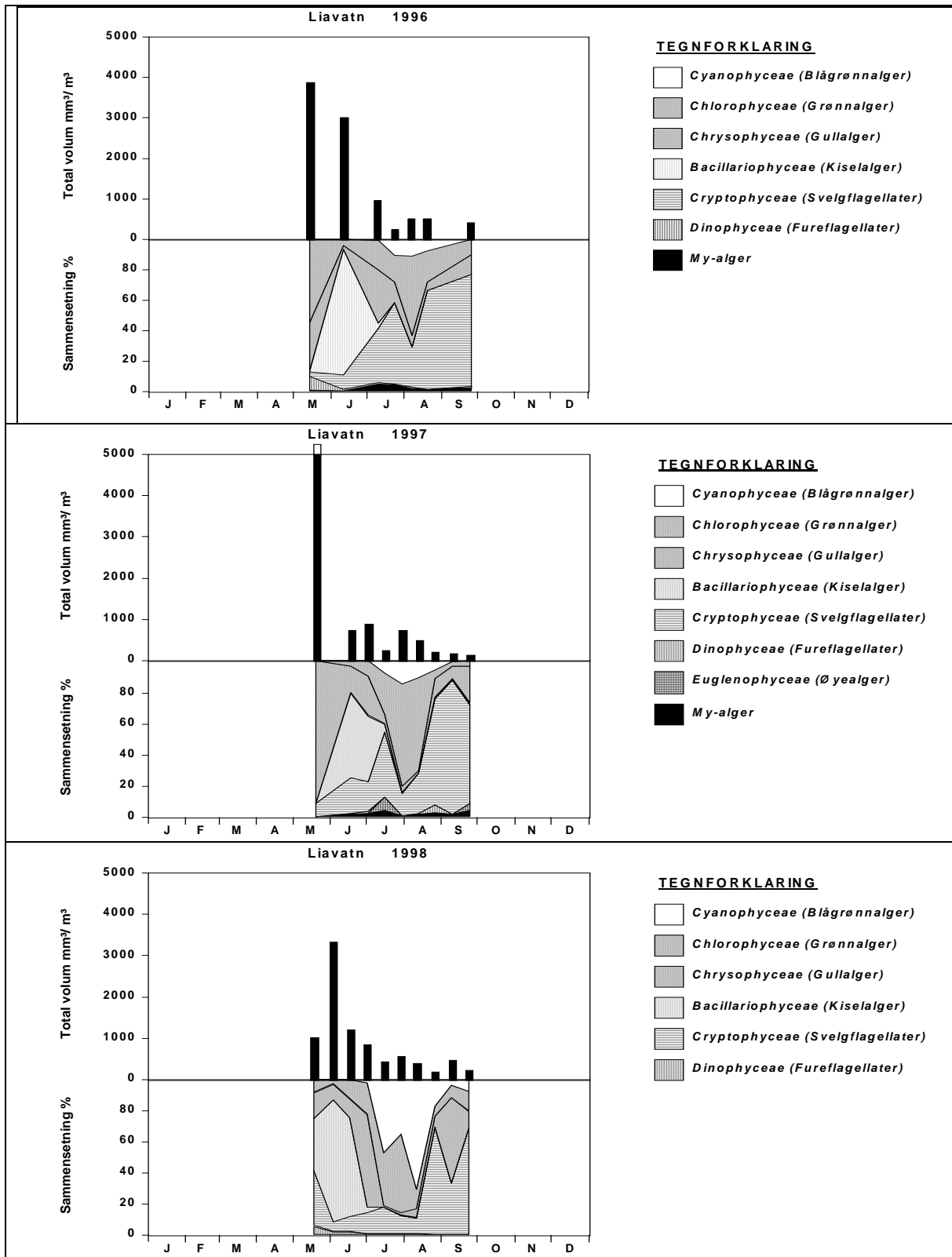
Figur 74. Oksygenfordeling gjennom dypet i Liavatnet gjennom produksjonssesongen 1998.



Figur 75. Foto av *Fragilaria sp.* og *Cryptomonas sp.*

Figur 76 viser en svært lik algesuksesjon i Liavatn gjennom årene 1996 og 1997. Det er en forholdsvis høy algebiomasse på begynnelsen av vekstsesongen bestående av flagellater innen gruppen grønn- og gullalger. Utover sesongen avtar biomassen. Produksjonen består av arter som stort sett omsettes videre i næringskjeden, og det er ingen dominans av enkeltarter. Et visst prosentvis innhold av blågrønnalger, de tråformede *Anabaena lemmermannii* og *A. flos-aquae* opptrer utover sommeren, men ikke i problematiske mengder.

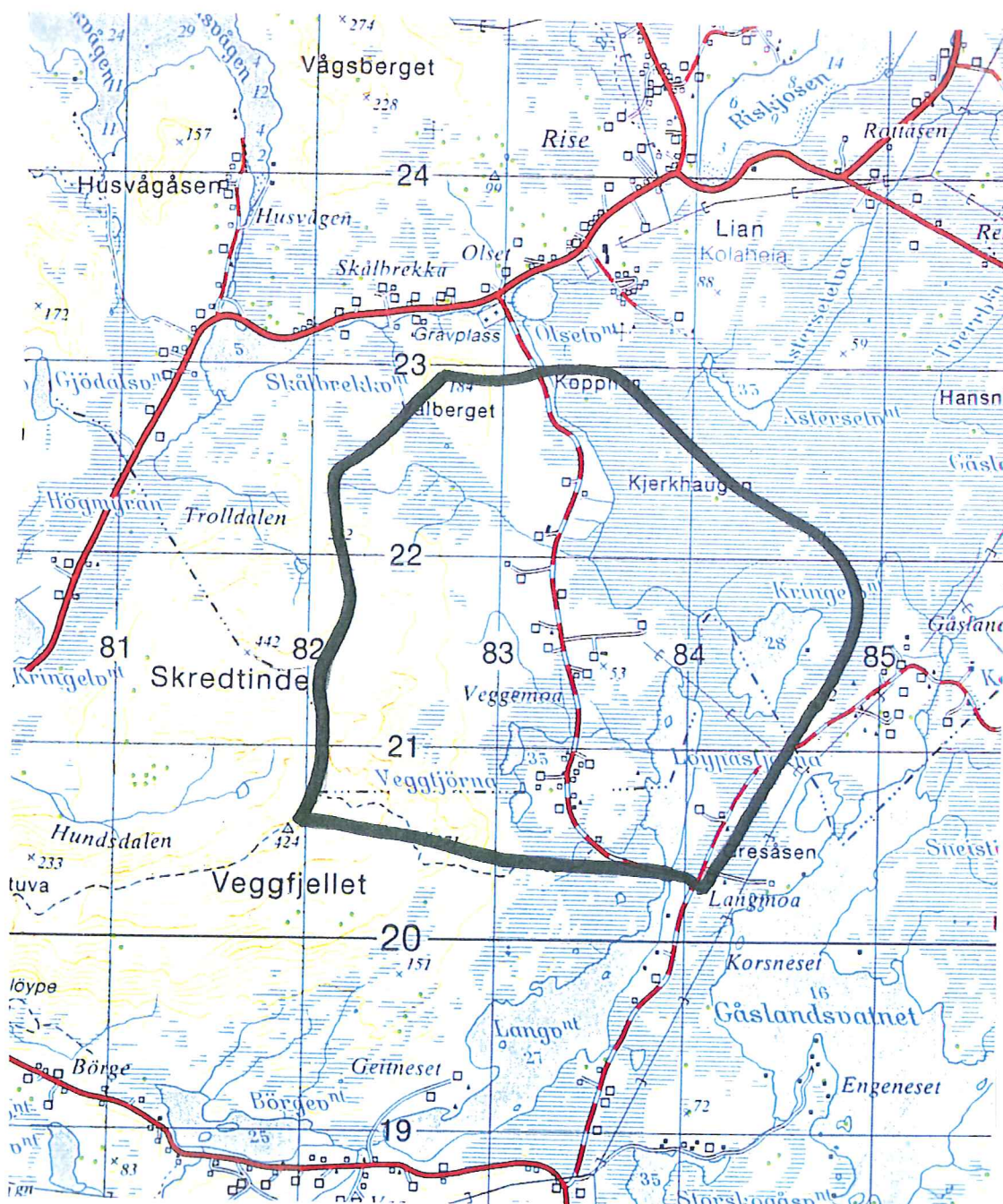
For 1998 finner vi også en reelt høyt biomasse tidlig på året, men nå er det kiselalgen *Fragilaria sp.* som dominerer (figur 75). Utover sommeren tar blågrønnalgen *Anabaena flos-aque* over, men de totale algebiomassene er beskjedne. Bløte flagellater innen slektene *Rhodomonas sp.* og *Cryptomonas sp.* tar over mot høsten.



Figur 76. Variasjon i totalvolum og sammensetning av planteplanktonet i Liavatn 1996, 1997 og 1998. Totalvolumet er gitt i mm³/m³ = mg/m³ våtvekt.

4.8. Langmovatn i Nordland, Bø kommune

Nedbørfeltet til Langmovatn på 5,1 km² er vist i figur 77. Som en ser av kartet er det store myrarealer som delvis er drenert og dyrket opp.



Figur 77. Langmovatn med nedbørfelt.

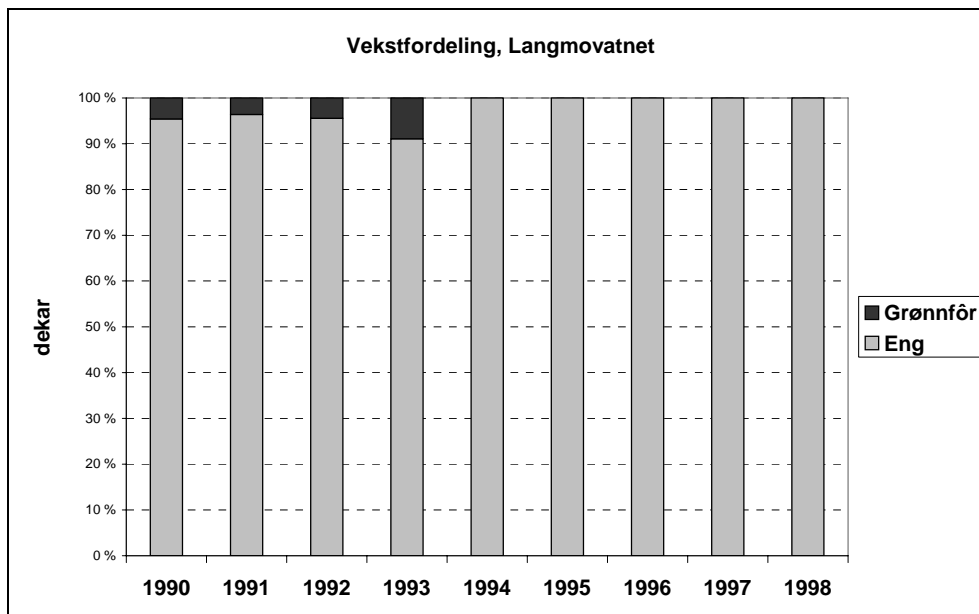
I dette, området som er dominert av gras-, kjøtt- og melkeproduksjon, gjenstår det fortsatt å gjøre endel forurensningsbegrensende tiltak, jfr. tabell 9. Det er kun fire bruk i nedbørfeltet, og kun to av dem har gjødselplan. Ingen bruk har mottatt støtte til tekniske miljøtiltak. Det er oppgitt at 95% av gjødsla spres innenfor vekstsesongen. Ved ensidig husdyrhold og grasproduksjon (dvs. uten korn eller grønnsaker) er det imidlertid et problem at en vanligvis ikke får moldet ned gjødsla, men at den blir liggende oppå graset. At dette skjer i et område med mye nedbør bidrar også til at mye av gjødsla havner i vassdragene via overflateavrenning.

Tabell 9. Fakta om nedbørfelt, jordbruksaktivitet og tiltak i Langmovanns nedbørfelt.

Kommune	Bø
Fylke	Nordland
Totalt nedbørfelt (daa)	5 100 daa
Innsjøoverflate (daa)	180 daa
Dyrka mark i nedbørfelt (daa og %)	2 050 daa, 25 %
Dominerende driftsform i nedbørfeltet (% av jordbruksareal)	Mest grasproduksjon.
Andre forhold av spesiell betydning	Stor del av nedbørfeltet under marin grense (85%). 41 personer i spredt bebyggelse i nedbørfeltet.

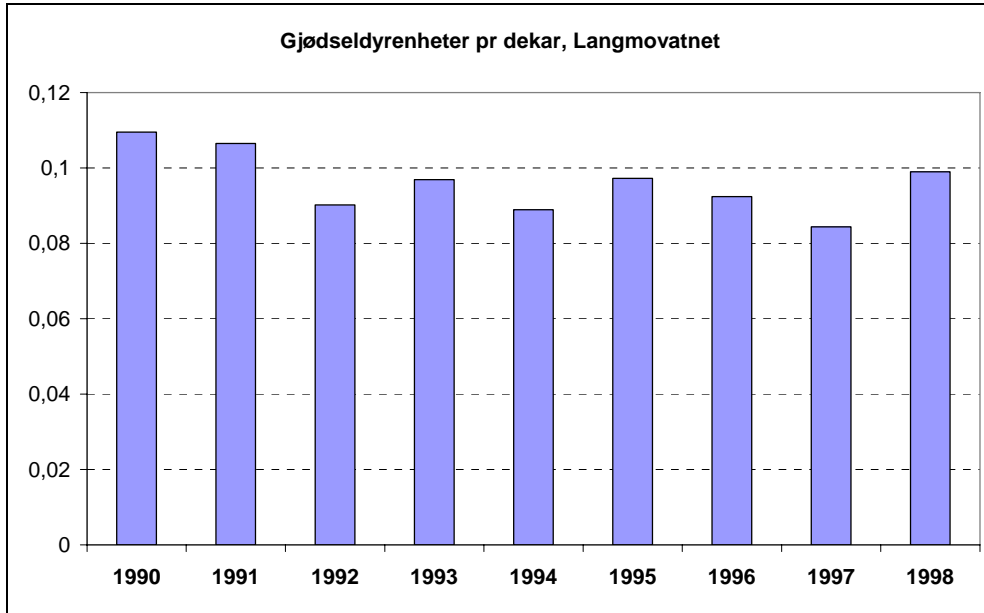
Kilde: NIVA-rapport om Straumevassdraget (Faafeng 1992) samt oppjusteringer med basis i forholdene i 1996 gjort av fylkesmannens miljøvernavdeling og landbruksavdeling.

Nedbørfeltet til Langmovatn er dominert av engdyrking på dyrka mark (figur 83). Frem til og med 1993 var det grønnfôr på 5-10 % av arealet.

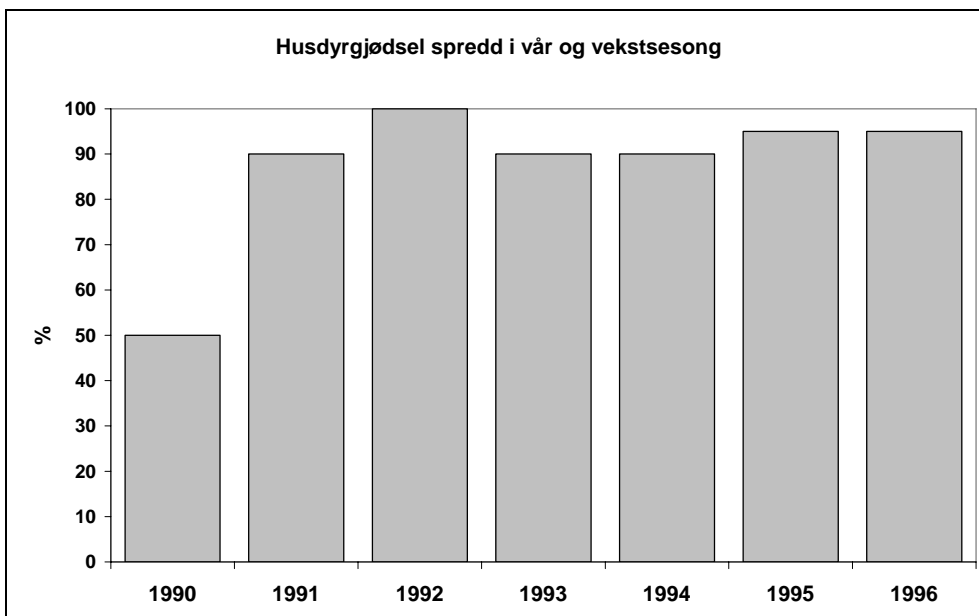


Figur 78. Vekstfordelingen i nedbørfeltet til Langmovatn fra 1990 til 1998.

Antallet av gjødseldyrenheter/daa ligger på rundt halvparten av grensen for spredeareal (0,25 gjødseldyrenhet/daa) (figur 79). Det har vært en liten nedgang i antall dyr i perioden 1990 til 1998. Nedgangen svarer til 0,1 kg P/dekar.

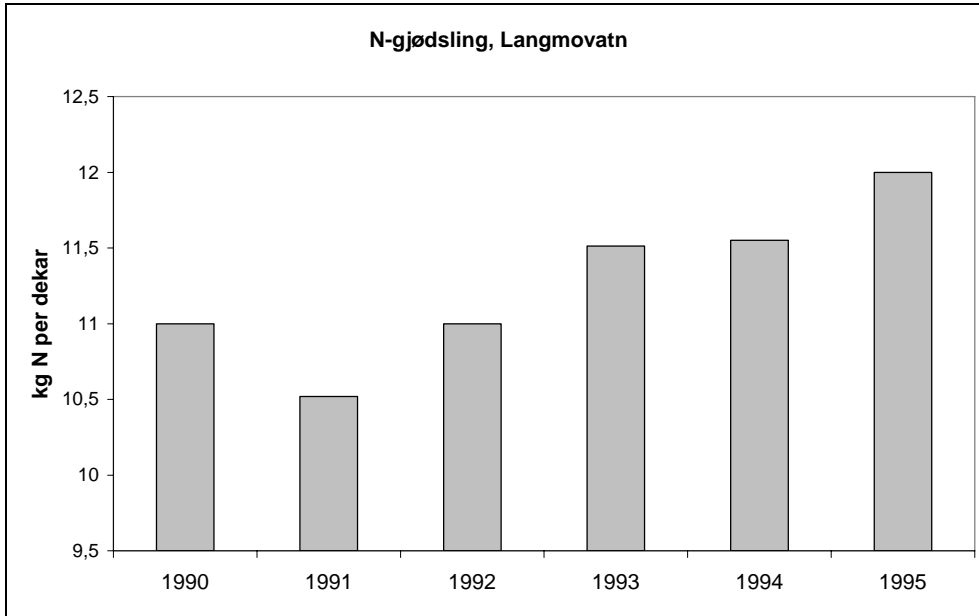


Figur 79. Antall gjødseldyrenheter per dekar i nedbørfeltet til Langmovatn fra 1990 til 1998.

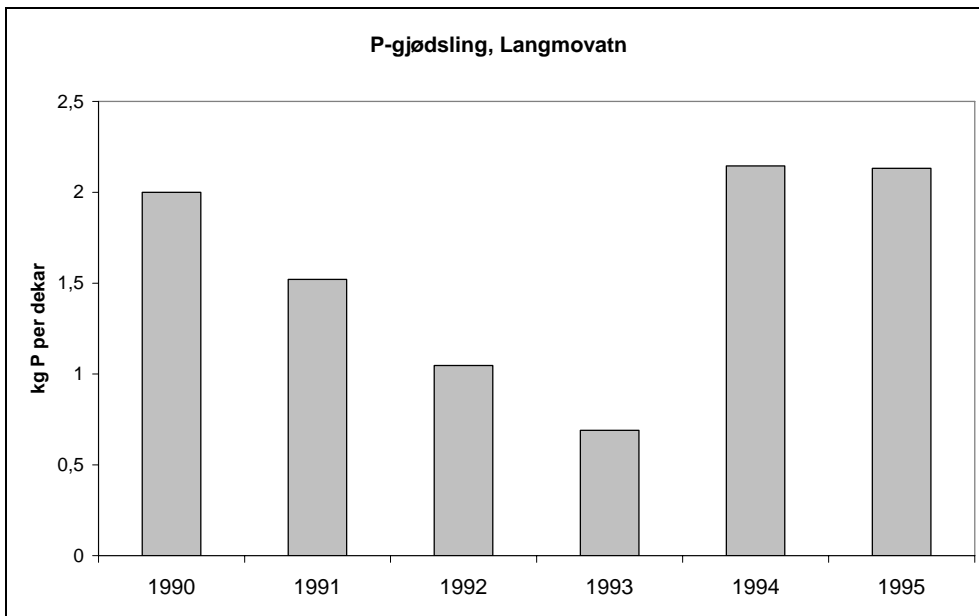


Figur 80. Spredning av husdyrgjødsel på våren og i vekstsesongen.

Mellom 90 og 100 % av husdyrgjødselen blir spredd på våren eller i vekstsesongen (figur 80). I 1990 var denne andelen mindre. Tilførsel av nitrogen i mineralgjødsel har økt i perioden 1990 til 1995 (figur 81). Fra 1990 til 1993 var det en sterk nedgang i tilførsel av fosfor i mineralgjødsel (figur 82). Etter den perioden ble det igjen tilført 2 kg P/dekar i mineralgjødsel.



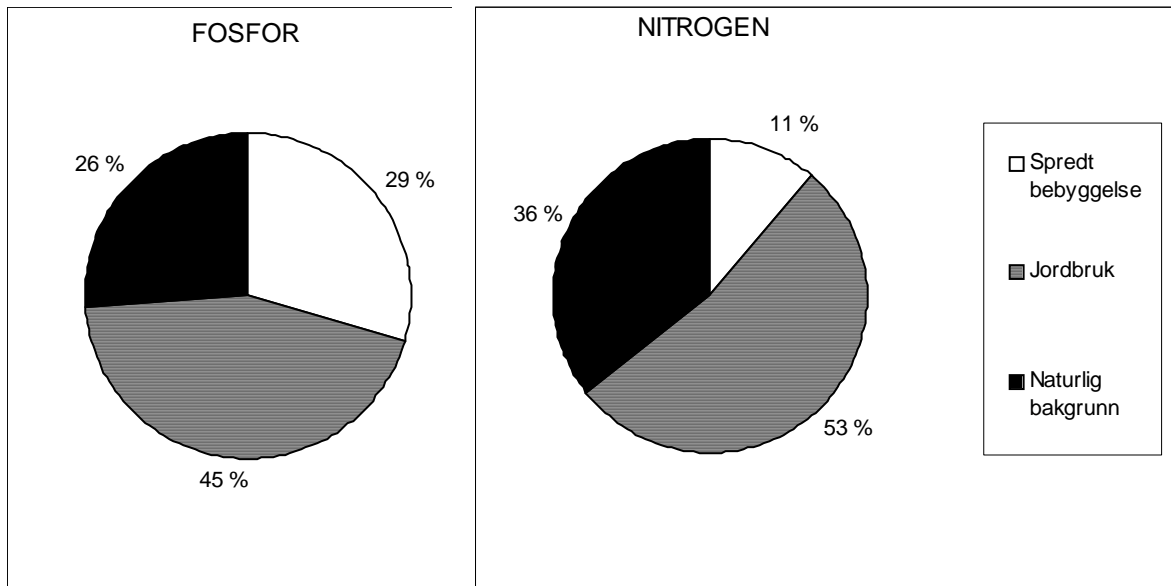
Figur 81. Nitrogengjødsling (kg N/dekar) i nedbørfeltet til Langmovatnet fra 1990 til 1995.



Figur 82. Fosforgjødsling (kg P/dekar) i nedbørfeltet til Langmovatn fra 1990 til 1995.

Ut fra eksisterende opplysninger fra Søknad om produksjonstilskudd og Utvalgstillingen for landbruket kan det se ut å være gjennomført tiltak i form av økt spredning av husdyrgjødsel på våren tidligere enn 1990.

Figur 83 viser at ca. halvparten av fosfor og nitrogentilførslene stammer fra jordbruksaktiviteter. En betydelig andel, særlig av fosfortilførslene, kommer også fra (dårlig fungerende) avløpsanlegg i spredt bebyggelse.



Figur 83. Forurensningstilførsler fordelt på kilder for Langmovatn.

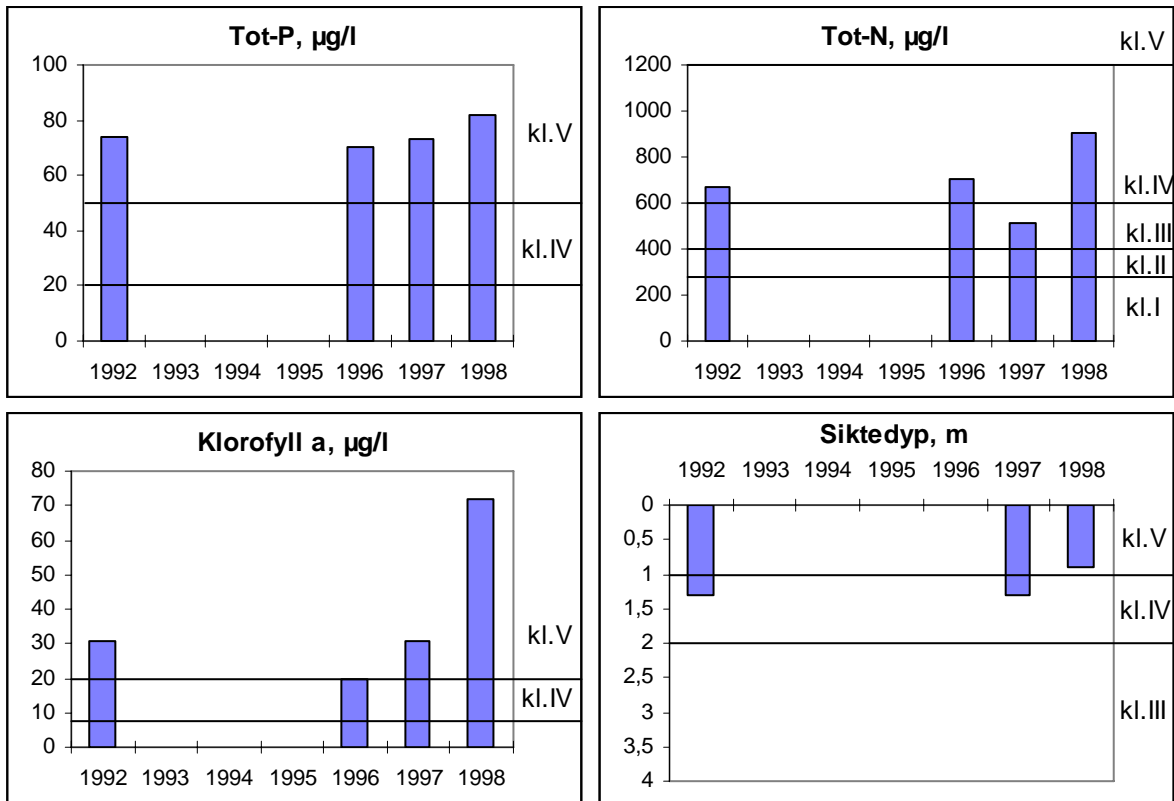
Langmovatn har tidligere vært overvåket i et NIVA-prosjekt i 1992 (Faafeng og medarbeidere 1992). Innholdet av fosfor i vannmassen er meget høyt, med et nivå på 70-80 $\mu\text{g/l}$ (figur 84).

Klorofyllverdiene er også høye, særlig i 1998 med et årsgjennomsnitt på 72 $\mu\text{g/l}$. Nitrogenverdiene er noe mer beskjedne. Siktedypet er begrenset. Samlet sett for overgjødning klassifiseres Langmovatn til vannkvalitetsklasse V- "Meget dårlig". Det ble forsøkt tatt ut prøver på forskjellige dyp i august 1997, men denne grunne innsjøen er så vindpåvirket at det viste seg at hele vannmassen sirkulerte. Det er grunn til å tro at dette skjer mesteparten av sommeren.

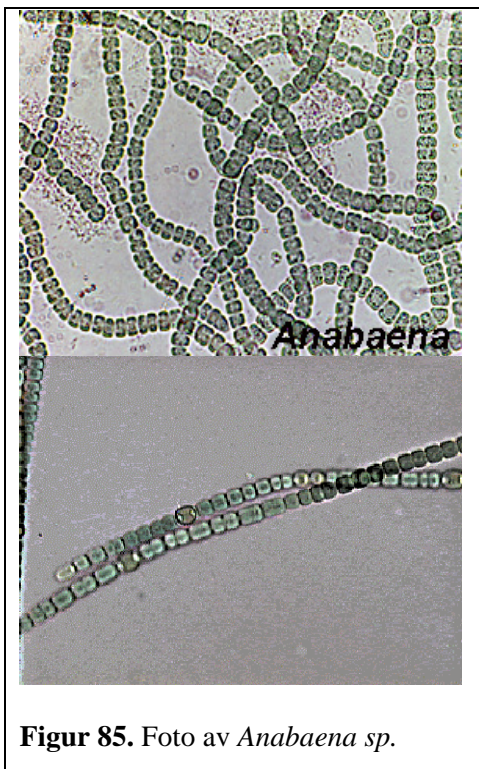
Langmovatn har et rimelig høyt fargetall på i snitt 55 mg Pt/l for 1998 (klasse IV). Dette er ikke særlig overraskende med så mye oppdyrket myr i nedbørfeltet. Det er registrert pH på hele 9,4 den 8. august 1997, og på 9,6 den 24. juni 1998. Slike verdier er problematisk høye for fisk og vil samtidig løse ut fosfor fra strandsedimentene. Nitrogenverdiene er som nevnt relativt sett lavere enn fosfor, men det som er mer problematisk er at nitrat er helt oppbrukt tidlig i sesongen. Dette legger som nevnt grunnlaget for oppblomstring av nitrogenfikserende blågrønnalger. I 1998 holdes det nitrat (om enn i begrensede mengder) inntil månedsskiftet juli/august.

Det er et stort misforhold mellom det som antas tilført vannforekomsten og det som gjenfinnes i innsjøen. Modellbetraktninger viser at de høye fosfor og klorofyllverdiene i innsjøen tilsvarer ca. fire ganger høyere tilførsler enn det som er beregnet ut i fra tilgjengelig statistikk og informasjon om aktiviteter i nedbørfeltet, gjødselhåndtering, tilstand på gjødselkjellere etc.

Det er antakelig stor lekkasje av fosfor fra de dyrkede myrområdene som i utgangspunktet er meget fattige på næringsstoffer. Tilførslene av gjødsel må derfor være ganske høye, samtidig som den organiske jorda har liten mulighet til å binde overskuddsfosfor. Mye lekker derfor igjennom jordprofilen og ut i vannet. Dette er imidlertid neppe nok til å forklare det ovennevnte misforholdet.



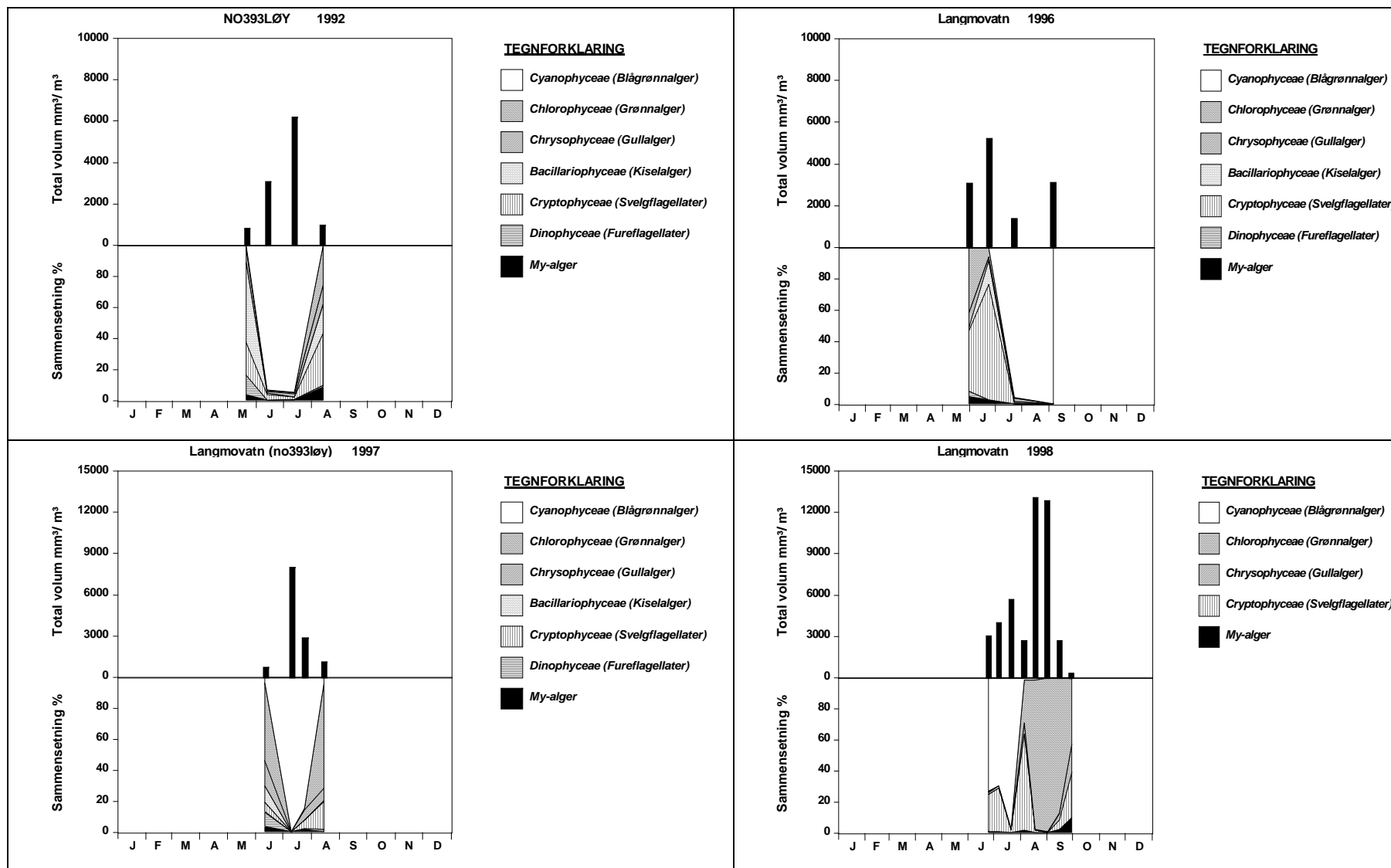
Figur 84. Overgjødslingparametre for Langmovatnet, aritmetisk middel.



Figur 85. Foto av *Anabaena* sp.

Det har tidligere vært uregelmessigheter i innsamling og forsendelse av algeprøver. I 1998 ser imidlertid dette ut til å være i rute igjen. Algeplanktonet viser alle de fire årene en ganske lik utvikling (figur 84). Det starter med et ganske diversert samfunn om våren, men blågrønnalgene for raskt overtaket, og gir en oppblomstring med høye biomasser. I 1992 og -97 tar grønnalger og andre algearter over igjen på høsten, mens i 1996 holder blågrønnalgene stand ut sesongen. I 1998 er det tatt prøver lenger ut på høsten. Vi ser at blågrønnalgene gir tapt i månedsskiftet juli/august, og at grønnalger og svelgflagellater da tar over. Litt overraskende er det disse gruppene som representerer de høyeste biomassene dette år.

Blågrønnalgen som dominerer alle år er *Anabaena* cf. *lemmermannii*, en trådformet art som fikserer sitt eget nitrogen fra lufta, og er ellers kjent for toksinproduksjon i mange norske lokaliteter. Figur 85 viser et foto gjennom lysmikroskop av denne slekten. Dette er forøvrig ikke testet i Langmovatn. Grunnen til nettopp slaketen *Anabaena* sp. slår seg opp er ikke tilfeldig. Foruten gode vekstforhold pga. et høy fosforinnhold, er det at nitrat går helt ut av vannmassen (blir oppbrukt) midt i feltsesongen en viktig faktor.



Figur 86. Variasjon i totalvolum og sammensetning av planteplanktonet i Langmavatn 1992, 1996, 1997 og 1998. Totalvolumet er gitt i mm³/m³ = mg/m³ våtvekt. NB skalaforskjell mellom øvre og nedre panel.

5. Referanser

- Bechmann, M. & G.H. Ludvigsen. 1999. Jordsmonnovervåking i Norge. Feltrapporter fra programmet i 1998. Jordforsk rapport 63/99. 238 s.
- Bratli, J.L. 1992. NIVAs bidrag til tiltaksanalyse for Frøylandsvannet. 1. Problemanalyse, 2. Metodegrunnlag, 3. Innsjøinterne tiltak og 4. Alternative tiltakspakker. NIVA-rapport nr. O-92063. L-2776 . 35 pp.
- Bratli, J. L. 1997. Resultatkontroll jordbruk 1997. Næringssalttilførsler, vannkvalitetstilstand og -utvikling. NIVA-rapport. O-95025. Lnr. 3619-97. 83 s.
- Bratli J. L., Holtan H. og S. O. Åstebøl 1995. Tilførselsberegninger, veileder. Miljømål for vannforekomstene. SFT-veileder nr. 95:02. 70 s. ISBN-nr. 82-7655-258-7.
- Bratli, J. L., P. I. Våje & A. Skiple. 1999. Tiltaksanalyse for Gjersjøen. Rapport fra Follorådet – Akershus fylkeskommune. NIVA 3957-98. 52 s. ISBN 82-577-3550-7.
- Brettum, P. 1986. Vannkvalitetsvurderinger av innsjøer i Nord-Trøndelag 1986. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag rapport nr. 4-1987. ISSN 0800-3432. 45 s.
- Eggestad, H. O. & J. L. Bratli 1997. Tiltaksorientert overvåking i Grimestadbekken og Akersvannet - Årsrapport 1996. Rapport fra Fylkesmannen i Vestfold nr 3/97, 50 s + vedlegg.
- Faafeng, B., P. Brettum og D. Hessen. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofittilstanden i 355 innsjøer i Norge. Statlig program for forurensningsovervåking 389/90. NIVA-rapport nr. 2355. 57 s.
- Faafeng, B., P. Brettum, D. O. Hessen, G. Holtan. 1993. Straumevassdraget i Bø kommune. Karakterisering av vannkvaliteten og tiltaksplan mot forurensninger. NIVA-rapport nr 2912. 94 s.
- Jersabek, C. D. & R. Schabetsberger 1996. Limnological aspects of an alpine karst lake with extreme changes in water level. *Limnologica* 26:1-13.
- Nissen, I. M. og medarb. 1995. Resultatkontroll, forurensninger fra landbruket 1995. Rapport til Kontaktutvalg for jordbruk og miljø, fra Arbeidsgruppe for modellberegninger.
- SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT Veiledning 97:04. TA-nr 1468/1997. 31 s.
- Skulberg, O. 1998. Akersvatnet 1997. NIVA-rapport 3785/98. 20s + vedlegg.

Vedlegg A. Skjemaer for algebestemmelser i de enkelte innsjøene

Dato =>	980610	980623	980716	980806	980820	980907	980922	981012	981021
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter									
Cyanophyceae (blågrønner)									
Anabaena planctonica	.	21.4	21.4	.	.	15.4	.	.	.
Aphanothece sp.	.	9.9	2.8
Chroococcus minutus	.	.	2.1	29.7	5.3	.	34.5	2.7	.
Snowella lacustris	2.7	2.0	6.0	3.6
Sum	.	31.4	26.3	29.7	5.3	18.1	36.4	8.6	3.6
Chlorophyceae (grønner)									
Ankistrodesmus falcatus	.	0.2	.	0.5	.	8.1	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	.	2.1	0.5	.	.	.	0.8	0.3	0.3
Chodatella citrifomis	.	2.4
Closterium limneticum	.	.	.	1.2	4.0	2.0	2.0	2.4	.
Coelastrum asteroideum	.	3.2	0.6	.	3.2	3.2	.	.	.
Coelastrum microporum	.	4.9
Cosmarium contractum	6.4
Cosmarium pygmaeum v. perornatum	3.2
Cosmarium sp.	.	6.0	1.1
Cosmarium sp. (l=10 b=12)	2.7	.	.
Cosmarium sp. (l=8 b=8)	.	.	0.7
Cosmarium subcostatum	6.4	1.0
Crucigenia fenestrata	.	0.9	.	1.2	0.8	2.8	2.7	.	.
Crucigenia quadrata	.	0.8
Crucigenia tetrapedia	0.5	9.5	10.7	0.8	.
Crucigeniella pulchra	1.8	2.0	2.9	1.0	1.3
Dictyosphaerium pulchellum	1.4	1.4	0.7
Elakathrix gelatinosa (genevensis)	.	2.9	1.6
Franceia ovalis	2.0	.	2.7	2.7
Fusola viridis	1.6
Gyromitus cordiformis	2.7	4.0	1.2	11.9	.	.	.	1.3	.
Micractinium pusillum	.	.	0.7	.	1.4	.	9.5	.	.
Monoraphidium arcuatum	0.8	2.1	0.5	0.8	0.3	0.8	0.8	.	.
Monoraphidium contortum	0.2
Monoraphidium dybowskii	5.6	7.4	2.3	.	0.2
Oocystis marssonii	.	0.2
Oocystis parva	6.4	1.6	9.5
Pediastrum boryanum	31.8	16.8	6.4	6.4	2.4
Pediastrum duplex	.	6.0	3.0	3.0
Pediastrum privum	2.8
Pediastrum tetras	8.0	2.7	3.2	8.0	17.9	2.0	2.0	.	.
Quadricoccus ellipticus	31.8	.	.	.
Scenedesmus acuminatus	.	.	0.4
Scenedesmus armatus	5.6	8.7	3.7	.	0.9	.	5.6	0.8	3.7
Scenedesmus denticulatus	.	5.3	12.7	50.9	.	38.2	50.9	3.2	.
Scenedesmus denticulatus v. linearis	.	1.2
Scenedesmus ecornis	16.7	9.5	2.7	.	.	4.8	.	.	2.1
Scenedesmus opoliensis	6.4	2.7	.	.	2.3	6.8	2.7	.	.
Scenedesmus quadricauda	6.4	7.4	.	.
Scenedesmus sp. (Sc. bicellularis ?)	4.6	5.8	0.8	.
Scenedesmus spinosus	3.2	.	2.4
Staurastrum anatinum	.	2.0
Staurastrum chaetoceras	8.0	15.9	13.3	6.0	15.9	6.6	.	1.2	.
Staurastrum paradoxum v. parvum	.	19.1	6.0	.	.	2.7	0.8	.	.
Staurodesmus dejectus	.	.	8.0
Tetraedron caudatum	1.2	.	.	.
Tetraedron minimum	4.6	6.6	8.3	14.6	8.0	15.9	.	1.2	.
Tetraedron minimum v. tetralobulatum	0.2	.	.
Tetrastrum staurogeniforme	12.7	3.3	0.7	.	0.7	3.2	15.0	.	4.6
Treubaria triappendiculata	.	1.1	2.7	.	0.7
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	3.6	1.1	.	.	2.1
Ubest.ellipsoidisk gr.alge	16.5	48.2	6.0	.	.	4.3	.	.	6.2
Sum	145.4	191.6	101.1	108.1	66.6	154.8	122.6	13.3	25.2
Chrysophyceae (gullalger)									
Bitrichia phaseolus	.	0.8
Chromulina nebulosa	1.1	.	.	.	0.1
Chrysochromulina parva	.	44.2	3.9	4.5	1.5	6.0	6.0	2.5	18.3
Craspedomonader	.	0.3	.	.	0.1	.	.	0.3	.
Dinobryon bavaricum	.	.	.	2.8	3.2	.	4.8	0.5	.
Dinobryon sertularia	0.1
Dinobryon sociale	.	0.9
Løse celler Dinobryon spp.	.	.	.	2.8
Mallomonas punctifera (M. reginae)	.	.	.	2.5	8.7
Mallomonas spp.	.	.	8.0	.	.	.	43.7	.	.
Mallomonas tonsurata	.	42.4	.	12.7	3.4	22.5	.	.	.
Ochromonas sp. (d=3,5-4)	15.5	9.7	2.4	5.2	3.1	2.9	0.6	7.2	4.3
Små chrysomonader (<7)	58.6	68.9	17.6	51.0	17.9	34.5	24.8	39.6	44.1
Store chrysomonader (>7)	37.9	68.9	24.1	48.2	12.1	31.0	148.1	33.6	20.7
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	.	.	.	29.7	1.1	.	.	188.6	515.7
Ubest.chrysophyceae	0.2	.
Sum	113.0	236.1	56.0	159.3	51.3	96.9	228.0	272.5	603.2
Bacillariophyceae (kiselalger)									
Achnanthes sp. (l=15-25)	15.1
Asterionella formosa	93.3	260.9	170.5	10.2	4.4	49.6	2.7	7.3	4.5
Attheya zachariasii	.	.	.	0.2	3.3
Aulacoseira ambigua	90.4	10.3	61.2	88.0	68.2	40.8	102.0	64.9	54.4
Aulacoseira cf. alpigena	1083.3	29.4	226.6	1049.9	951.6	2545.1	1380.1	65.9	192.9
Aulacoseira granulata v. angustissima	4.0	5.6	.	.
Aulacoseira italica	24.8	.
Aulacoseira italica v. tenuissima	49.8	21.2	125.1	136.4	132.4	207.5	275.6	35.0	31.8
Cyclotella glomerata	14.1	11.1	100.5	.	1.1	.	5.8	4.5	5.6

N æ r e v a t n forts.

Dato ⇒	980610	980623	980716	980806	980820	980907	980922	981012	981021
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter									
Cyclotella kützingiana	15.0
Diatoma tenuis	2.7	2.9
Fragilaria beroliensis	8.0	.	.
Fragilaria sp. (l=30-40)	35.6	72.9	182.0	1.1	.	.	.	0.6	.
Fragilaria sp. (l=40-70)	6.0
Fragilaria ulna (morfortyp"acus")	.	.	.	7.4	.	12.6	.	6.6	.
Fragilaria ulna (morfortyp"angustissima")	6.6	8.0	19.0	17.5	23.5	64.0	111.5	10.9	1.5
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	.	.	.	11.2	40.0	18.0	576.0	100.8	86.4
Nitzschia sp. (l=40-50)	2.8	.	3.7	2.8	1.9	8.3	1.9	3.7	.
Stephanodiscus hantzchii v.pusillus	.	2.1	13.9	16.7	12.9	72.3	141.0	19.1	10.3
Stephanodiscus hantzschii	33.4	1.4	26.5	21.2	47.7	222.6	349.8	51.6	15.9
Tabellaria flocculosa	10.6	7.4	1.0
Sum	1452.6	424.7	930.0	1362.6	1292.9	3244.8	2959.8	395.6	406.2
Cryptophyceae									
Cryptomonas curvata	12.6	4.5	2.0	2.0	.	1.0	.	.	.
Cryptomonas erosa	13.8	10.1	18.6	32.7	8.7	63.6	9.9	20.1	159.0
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	62.0	1.4	9.5	55.7	.	39.8	19.1	9.9	65.5
Cryptomonas marssonii	19.1	6.4	.	12.7	.	20.7	5.8	8.8	51.8
Cryptomonas pyrenoidifera	.	6.4	.	44.5	.	15.9	.	8.7	47.7
Cryptomonas sp. (l=15-18)	34.5	70.5	2.1	58.3	8.0	13.3	61.6	38.2	25.4
Cryptomonas sp. (l=20-22)	.	.	15.9
Cryptomonas spp. (l=24-30)	53.0	5.3	13.3	.	.	1.5	6.6	7.0	56.0
Cyathomonas truncata	.	0.4	0.4	0.4	.
Katablepharis ovalis	19.1	30.5	22.3	21.0	10.9	14.3	7.6	34.8	48.8
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	191.8	66.0	46.6	39.1	13.0	12.9	8.5	10.3	86.1
Rhodomonas lens	11.9
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	16.7	4.4	136.1	.	6.4	.	.	.	10.3
Sum	422.4	205.9	266.7	266.0	46.9	182.9	119.3	138.4	562.5
Dinophyceae (fureflagellater)									
Ceratium furcoides	.	.	90.0
Ceratium hirundinella	6.0	.	.
Gymnodinium cf.lacustre	1.1	12.1	1.9	1.1	.	7.4	.	2.4	.
Gymnodinium cf.uberrimum	7.2	.	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	3.2	.	5.7	9.5
Peridinium cinctum	.	203.0	518.0	1106.0	483.0
Peridinium cunningtonii	167.1	629.8	3378.4	5367.8	2103.6	15.4	6.7	3.8	.
Peridinium penardiforme	17.2	.	.	17.2	.	5.1	.	.	.
Peridinium raciborskii (P.palustre)	.	.	56.0	384.0	48.0	72.0	16.0	8.0	8.0
Peridinium sp. (l=15-17)	.	8.7	4.4	4.4	.
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	145.8
Ubest.dinoflagellat	.	3.7
Sum	185.4	857.3	4048.7	6876.1	2780.3	103.1	35.9	24.3	17.5
Euglenophyceae									
Euglena oxyuris	.	.	8.0
Euglena sp. (l=40)	8.0
Phacus tortus	.	.	4.0	3.4	.
Trachelomonas sp.	4.8	.	.
Trachelomonas volvocina	.	.	.	8.7
Sum	8.0	.	12.0	8.7	.	.	4.8	3.4	.
Xanthophyceae (gulgrønnaalger)									
Goniochloris fallax	.	.	1.6
My-alger									
My-alger	34.0	23.5	17.5	14.8	10.6	14.1	14.7	12.5	9.2
Totalsum (mm³/m³ = mg våtvekt/m³)	2360.8	1970.5	5460.0	8825.4	4254.0	3814.5	3521.5	868.5	1627.5

Gjesåssjøen forts.

Dato⇒	980609	980623	980707	980723	980804	980818	980901	980914	980929	981013
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter										
Ubest.dinoflagellat	0.5	.	0.5	.	.	.
Sum	.	2.1	.	.	77.9	.	0.5	.	0.3	16.0
Euglenophyceae										
Euglena sp. (l=40)	4.0	0.6
Trachelomonas volvocina	13.1	.	4.4	8.7	6.9	4.4
Sum	17.1	0.6	4.4	8.7	6.9	4.4
Raphidiophyceae										
Gonyostomum semen	175.2	118.0	11713.0	1593.6	4457.1	5590.1	3758.2	2828.6	89.6	.
Xanthophyceae (gulgrønner)										
Centritractus belenophorus	.	.	0.5	.	1.3	0.8
Goniochloris fallax	.	.	3.4	.	1.2
Pseudostaurastrum enorme	.	.	0.6	.	.	0.6
Sum	.	.	4.5	.	2.5	1.4
My-alger										
My-alger	18.0	23.0	40.2	71.3	60.2	42.8	21.6	16.3	14.8	11.4
Totalsum (mm³/m³ = mg våtvekt/m³)	3623.6	1365.8	12131.7	3177.7	5201.3	6145.3	4225.1	3207.0	724.3	863.2

Dato⇒	980528	980611	980623	980708	980722	980805	980819	980903	980915	980930
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter										
Cyanophyceae (blågrønmalger)										
Anabaena spiroides	.	.	.	1.5
Aphanizomenon klebahnii	33.0	471.7	1004.4	5406.0	20707.1	286.2	45.1	13.3	0.6	1.2
Microcystis aeruginosa	.	.	.	6.0
Sum	33.0	471.7	1004.4	5413.5	20707.1	286.2	45.1	13.3	0.6	1.2
Chlorophyceae (grønmalger)										
Ankyra judayi	.	0.4	0.6
Ankyra lanceolata	.	11.2	6.1
Botryococcus braunii	.	.	.	0.8
Carteria sp. (l=6-7)	0.9	.	.	2.8	.	.	.	8.3	1.6	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	0.5
Closterium acutum v. variable	.	.	1.3	1.3	.	.	.	1.3	1.2	.
Closterium sp.	0.3	0.3	0.7
Coelastrum asteroideum	.	.	3.2	3.2
Coelastrum microporum	.	.	.	0.6
Cosmarium botrytis	.	.	.	16.8
Cosmarium subcostatum	.	0.5	0.5	.
Fusola viridis	.	0.7	1.3
Gyromitus cordiformis	.	.	.	1.9	.	.	.	1.3	.	.
Oocystis lacustris	.	0.5
Oocystis parva	9.5	8.0	8.0	9.5	.	3.2	1.6	.	.	.
Pandorina morum	1.1	1.0	.	.
Pediastrum boryanum	53.0	7.2	16.6	21.2
Pediastrum duplex	26.5	4.8
Scenedesmus armatus	5.6	.	1.2	0.9	1.9
Scenedesmus ecomis	.	.	.	1.3	.	.	1.1	.	.	.
Scenedesmus quadricauda	.	1.0	4.2	.	1.0	.	4.5	.	5.3	.
Schroderia setigera	.	.	.	1.6	.	.	0.5	.	.	.
Staurastrum paradoxum	0.7	12.6	26.1	16.8
Staurastrum pingue	.	.	.	1.8
Staurastrum planktonicum	.	11.2	39.8	24.0	3.6	.	.	.	4.8	.
Ubest. kuleformet gr.alge (d=9)	.	1.2
Sum	96.8	59.1	108.6	104.5	4.6	3.2	8.8	12.3	13.7	2.5
Chrysophyceae (gullalger)										
Aulomonas purdyi	0.3	.	.	.
Craspedomonader	.	.	.	0.7	.	2.7	2.5	2.6	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	1.1	0.5
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	3.4	1.7	4.4	4.8	5.7	4.7	4.9	4.1	4.0	3.4
Små chrysomonader (<7)	25.5	7.8	17.1	21.5	20.0	26.2	21.5	16.2	11.0	5.7
Store chrysomonader (>7)	6.9	9.5	0.9	9.5	10.3	6.9	11.2	26.7	6.0	3.4
Sum	36.9	19.5	22.3	36.5	36.0	40.4	40.4	49.7	21.1	12.5
Bacillariophyceae (kiselalger)										
Asterionella formosa	32.1	26.2
Aulacoseira alpigena	2.0	4.0	4.8	4.8	.	3.6	2.7	26.2	82.2	29.3
Aulacoseira distans	.	.	8.0	.	.	.	10.6	.	.	.
Aulacoseira granulata	7.3	20.4	78.7	59.4	4.8	17.5	.	163.4	162.8	14.6
Aulacoseira granulata v. angustissima	1.6	.	.
Aulacoseira italica	.	18.0	2.3	18.0	.	4.5	60.8	108.1	90.1	29.3
Aulacoseira italica v. tenuissima	10.9	.	15.9	2.1	.	.	.	24.4	11.7	3.2
Fragilaria crotonensis	6.6	35.2	489.4	44.0	2.0	29.2	.	14.6	0.4	.
Gyrosigma acuminatus	18.6
Melosira varians	0.3
Nitzschia sp. (l=40-50)	1.9	.	.	.	0.9
Stephanodiscus hantzchii v. pusillus	2.0	3.3	.
Stephanodiscus hantzschii	13.3	.	.	14.4
Sum	74.2	103.8	598.9	142.7	7.7	73.3	74.1	340.3	350.5	76.3
Cryptophyceae										
Chroomonas sp.	.	43.7	60.4	2.9
Cryptomonas cf. erosa	1077.5	93.1	78.0	5.3	165.4
Cryptomonas curvata	81.7	108.3	35.5	13.3	.	7.0
Cryptomonas erosa v. reflexa (Cr.refl.?)	15.9	9.0	4.8	.	7.0	369.4	67.8	26.0	.	122.4
Cryptomonas marssonii	6.4	3.4	.	.	.
Cryptomonas parapyrenoidifera	127.2	6.4	9.5	.	.	373.7	77.9	.	.	.
Cryptomonas spp. (l=24-30)	26.5	6.6	.	.	.	66.3	26.5	6.6	13.3	26.5
Cyathomonas truncata	.	.	.	1.6	0.4
Katablepharis ovalis	52.5	.	13.8	24.6	2.4	3.3	8.7	32.6	1.6	13.3
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	111.5	1.5	2.9	1.9	11.9	26.5	1.3	0.6	0.3	7.0
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	296.8	22.5	20.3	1.5
Sum	1796.0	291.2	225.3	32.4	21.7	839.1	185.8	79.0	20.5	341.5
Dinophyceae (fureflagel later)										
Ceratium furcoides	.	204.0	249.0	228.0	2226.0	7791.0	3895.5	946.2	.	.
Ceratium hirundinella	18.0	1446.0	3037.8	1566.0	15979.5	68608.5	53742.0	5478.0	84.0	.
Gymnodinium cf. lacustre	.	.	.	2.1	6.4	2.1	2.1	4.2	.	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	3.2	.	.	.
Peridiniopsis edax	6.5	12.3	3.7	8.4	3.7	3.7
Peridinium cinctum	.	14.0
Peridinium sp. (l=15-17)	8.7	.	.	4.4	1.3	4.4	.	.	4.4	.
Sum	26.7	1664.0	3286.8	1800.5	18219.7	76418.3	57646.5	6436.8	92.1	3.7
My-alger										
My-alger	16.0	8.3	11.9	29.7	17.5	21.0	19.2	21.7	17.5	10.8

A k e r s v a t n forts.

Dato⇒	980528	980611	980623	980708	980722	980805	980819	980903	980915	980930
Gruppe Arter	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Totalsum (mm ³ /m ³ = mg våtvekt/m ³)	2079.6	2617.6	5258.1	7559.8	39014.3	77681.5	58019.9	6953.0	515.9	448.6

Kvantitativt planteplankton

Fytoplankton (mg våtvekt/l)	Innsjø:	FRØYLANDSVATNET 1998										
	Prøvetakingsnr:	Blandprøve 0-4 m										
	Dato:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
		21.apr	6.mai	26.mai	15.jun	30.jun	15.jul	4.aug	20.aug	10.sep	27.sep	20.okt
BLÅGRØNNALGER:												
<i>Aphanothece clathrata</i>			0,05					0,05	0,32	0,08		
<i>Oscillatoria agardhii</i>			0,01	0,01				0,00			0,08	
<i>Microcystis sp.</i>							0,02	0,05	0,10	0,04	0,05	0,01
<i>Gomphosphaeria lacustris v. compacta</i>									0,16	0,02		
<i>Gomphosphaeria naegeliania</i>				0,01	0,05	0,10	0,26	0,36	0,15	0,21	0,14	0,25
<i>Anabaena sp.</i>			0,01	0,35	1,25	0,09	0,15	0,50	0,36	0,06	0,16	0,40
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>			0,01	0,07	0,56	0,05	0,21	1,06	2,81	6,32	0,21	0,10
BLÅGRØNNALGER TOTALT		0,00	0,08	0,44	1,86	0,24	0,64	2,02	3,90	6,73	0,64	0,76
% Blågrønnalger:		0,0	8,4	68,8	94,9	37,5	23,1	59,8	47,3	88,1	64,6	45,8
KISELALGER:												
<i>Asterionella formosa</i>		1,02	0,65	0,00			0,85	0,00				
<i>Fragilaria sp.</i>		0,05	0,00					0,02				
<i>Tabellaria fenestrata</i>			0,01									
<i>Melosira sp.</i>		0,68	0,02			0,05	0,56	0,30	0,08		0,02	0,67
KISELALGER TOTALT		1,75	0,68	0,00	0,00	0,05	1,41	0,32	0,08	0,00	0,02	0,67
% Kiselalger:		83,7	71,6	0,0	0,0	7,8	50,9	9,5	1,0	0,0	2,0	40,4
DINOFLLAGELLATER:												
<i>Ceratium hirundinella</i>				0,02	0,05	0,17	0,38	0,84	3,63	0,75		
DINOFLLAGELLATER TOTALT		0,00	0,00	0,02	0,05	0,17	0,38	0,84	3,63	0,75	0,00	0,00
% Dinoflagellater:		0,0	0,0	3,1	2,6	26,6	13,7	24,9	44,1	9,8	0,0	0,0
GRØNNALGER:												
<i>Chlorococcales</i>		0,19										
<i>Desmidiatales</i>								0,00	0,01	0,00		0,05
GRØNNALGER TOTALT		0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,05
% Grønnalger:		9,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	3,0
GULLALGER:												
<i>Dinobryon sp.</i>			0,05									
GULLALGER TOTALT		0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
% Gullalger:		0,0	5,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CRYPTOMONADER:												
<i>Cryptomonas sp.</i>		0,05	0,06	0,10			0,21	0,10	0,19	0,02	0,05	0,08
CRYPTOMONADER TOTALT		0,05	0,06	0,10	0,00	0,00	0,21	0,10	0,19	0,02	0,05	0,08
% Cryptomonader:		2,4	6,3	15,6	0,0	0,0	7,6	3,0	2,3	0,3	5,1	4,8
ANDRE ALGER:												
Euglenophyceae									0,05			
Uspes. µ-alger		0,10	0,08	0,08	0,05	0,18	0,13	0,10	0,38	0,14	0,28	0,10
ANDRE TOTALT		0,10	0,08	0,08	0,05	0,18	0,13	0,10	0,43	0,14	0,28	0,10
% Andre alger:		4,8	8,4	12,5	2,6	28,1	4,7	3,0	5,2	1,8	28,3	6,0
TOTAL ALGEBIOMASSE		2,09	0,95	0,64	1,96	0,64	2,77	3,38	8,24	7,64	0,99	1,66

Kvantitative planteplankton analyser: L y n g s t a d v a t n

Dato⇒	980521	980602	980616	980630	980715	980728	980812	980826	980908	980923
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter										
Chlorophyceae (grønmalger)										
Ankistrodesmus falcatus	0.8	0.5	.	.	0.1	0.4
Ankyra lanceolata	.	0.4	3.0	7.2	12.1	2.2	1.3	0.7	6.4	17.5
Botryococcus braunii	.	1.4	.	.	0.7	0.7
Carteria sp. (l=6-7)	0.9
Chlamydomonas sp. (l=8)	2.9	0.3	1.1	.
Closterium acutum v.variable	0.7	3.1	11.3	45.1	514.1	975.2	0.6	7.0	1.5	2.3
Closterium setaceum	0.8	.	.
Cosmarium subcostatum	.	0.5
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	.	.	.	0.7	.	.	0.4	.	.	.
Monoraphidium contortum	.	0.2
Oocystis marssonii	0.4	40.5	7.2	2.8	24.0	10.2
Oocystis parva	1.4	13.3	8.0	.	.
Paulschulzia pseudovolvox	0.6
Selenastrum capricornutum	0.2	.	.
Sphaerocystis schroeteri	.	.	.	4.9	3.9	18.1	2.8	0.5	0.2	0.9
Staurastrum gracile	.	1.4
Staurastrum paradoxum	.	2.4	2.4	3.2	.	6.4	5.6	6.4	.	1.2
Staurastrum pseudopelagicum	2.0	3.0	.	.	.
Teilingia granulata	0.9	.	.
Tetraedron minimum v.tetralobulatum	0.5
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	.	0.5	3.2	13.1	5.8	2.1	.	.	2.8	4.6
Sum	7.9	9.9	19.8	74.2	537.0	1047.8	34.1	27.5	36.0	37.1
Chrysophyceae (gullalger)										
Dinobryon crenulatum	0.4
Dinobryon cylindricum	2.1
Dinobryon divergens	20.3	81.9	1.6	119.6	27.4	.	35.8	149.1	2.4	.
Dinobryon sertularia	0.4	0.3	.	0.3	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	7.0	10.1	0.6
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	0.8	2.6	3.6	1.5	4.7	3.4	8.2	3.8	8.9	3.1
Små chrysomonader (<7)	27.9	15.0	7.1	7.1	14.0	7.1	20.5	20.2	40.5	9.3
Store chrysomonader (>7)	14.6	4.3	6.9	1.7	4.3	11.2	9.5	16.4	37.9	14.6
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	40.8
Sum	107.3	103.8	19.1	129.9	50.3	21.6	74.3	196.3	100.1	27.7
Bacillariophyceae (kiselalger)										
Achnanthes sp. (l=15-25)	0.4
Asterionella formosa	53.0	38.3	0.2	0.8	34.2	1.5
Diatoma tenuis	10.1
Fragilaria sp. (l=30-40)	215.4	19.5	0.6
Fragilaria sp. (l=40-70)	66.3	1.1	0.2
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	6.0
Stephanodiscus hantzchii v.pusillus	.	0.9
Tabellaria fenestrata	1052.8	1743.0	424.3	77.9	1.4	.	0.6	.	.	.
Tabellaria flocculosa	20.2	4.6	4.6
Sum	1423.6	1807.4	424.9	77.9	1.4	.	0.8	0.8	34.2	6.7
Cryptophyceae										
Cryptomonas erosa	17.6	7.2	.	5.3	13.7	20.3	10.3	121.4	95.9	14.8
Cyathomonas truncata	.	.	.	2.4
Katablepharis ovalis	7.2	1.0	0.7	1.4	3.6	1.0	1.4	0.5	1.4	0.2
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	37.1	13.3	17.6	11.3	35.1	5.3	10.6	24.8	30.5	2.0
Sum	61.9	21.4	18.3	20.4	52.4	26.5	22.3	146.7	127.9	17.1
Euglenophyceae										
Trachelomonas volvocina	2.3	1.0	.	3.0	7.3
My-alger										
My-alger	13.6	1.0	7.6	4.7	5.4	4.0	9.0	11.1	12.7	3.9
Totalsum (mm³/m³ = mg våtvekt/m³)	1614.2	1943.4	489.7	307.1	646.6	1102.2	141.4	382.6	313.9	99.8

Kvantitative planteplankton analyser: L a u g e n

Dato ⇒	980528	980618	980701	980721	980804	980820	980903	980917	981001
Gruppe									
Arter	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Chlorophyceae (grønnalger)									
Ankyra lanceolata	2.4	0.7	49.2	97.0	5.8	9.6	8.0	36.4	30.2
Chlamydomonas sp. (l=12)	.	.	0.2	3.2
Chlamydomonas sp. (l=8)	.	.	.	0.5
Closterium setaceum	.	.	0.8
Monoraphidium dybowskii	.	0.3	.	0.8	.	0.3	.	.	.
Oocystis parva	.	.	0.9
Platymonas sp.	0.7
Sphaerellopsis sp. (l=20)	.	.	.	5.3
Staurastrum erasum	.	.	3.4
Tetraedron minimum v. tetralobulatum	.	0.1
Sum	3.0	1.1	54.5	106.8	5.8	9.9	8.0	36.4	30.2
Chrysophyceae (gullalger)									
Chromulina nebulosa	0.4	6.4	2.1
Craspedomonader	2.8
Dinobryon crenulatum	.	1.6
Dinobryon sertularia	1.7
Dinobryon suecicum v. longispinum	.	0.2
Mallomonas spp.	.	2.0
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	4.9	7.0	5.5	0.8	2.4	2.6	1.6	0.3	0.8
Små chrysomonader (<7)	137.8	73.9	32.2	19.5	7.1	9.3	3.3	3.8	13.8
Spiniferomonas sp.	.	.	0.7
Store chrysomonader (>7)	175.7	34.5	6.0	18.1	1.7	2.6	.	0.9	5.2
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	1.1
Sum	324.3	125.4	46.5	38.3	11.2	14.5	4.9	4.9	19.7
Bacillariophyceae (kiselalger)									
Achnanthes sp. (l=15-25)	6.0	1.1
Cyclotella glomerata	1.3
Diatoma tenuis	1.3
Fragilaria sp. (l=30-40)	44.5	0.6	0.6
Fragilaria sp. (l=40-70)	9.0	0.6
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	3.2
Tabellaria fenestrata	1.3
Tabellaria flocculosa	28.4
Sum	95.0	1.2	0.6	1.1
Cryptophyceae									
Cryptomonas erosa	133.6	18.0	6.6	286.2	915.8	269.0	282.5	1421.5	1707.7
Cryptomonas erosa v. reflexa (Cr.refl.?)	8.0	1.5	.	55.1	234.1	4.0	.	42.4	50.9
Cryptomonas marssonii	8.1	.	.	10.9	9.5
Cryptomonas pyrenoidifera	22.3
Cryptomonas sp. (l=20-22)	3.2	.	.	16.3	3.2
Cryptomonas spp. (l=24-30)	22.0	0.5	.	17.5	145.8	1.0	1.0	1.0	.
Katablepharis ovalis	24.4	6.1	1.5	1.6	.	.	.	1.9	4.1
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	535.3	387.2	166.3	165.0	45.8	2.7	6.6	121.2	150.1
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	10.6	3.2	5.6	65.6	48.2	.	.	75.8	46.5
Sum	745.1	416.5	180.0	618.2	1424.7	276.6	290.1	1663.8	1959.2
Dinophyceae (fureflagellater)									
Gymnodinium cf. lacustre	12.7	3.2	1.9	1.1
Peridinium sp. (l=15-17)	8.7
Sum	21.5	3.2	1.9	1.1
Euglenophyceae									
Trachelomonas furcata	5.3
My-alger									
My-alger	11.3	50.4	70.0	46.2	45.5	4.5	3.5	7.0	6.0
Totalsum (mm ³ /m ³ = mg våtvekt/m ³)	1205.5	597.7	353.5	810.6	1487.2	305.4	306.5	1712.1	2016.2

L i a v a t n forts.

Dato⇒	980518	980603	980617	980701	980715	980729	980811	980826	980909	980923
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter										
Sum	54.7	60.3	17.5	4.4	2.1	1.1	0.2	.	.	.
Euglenophyceae										
Euglena sp. (l=70)	.	0.7
Trachelomonas volvocina	.	.	10.3	.	4.6	.	.	2.7	.	.
Sum	.	0.7	10.3	.	4.6	.	.	2.7	.	.
My-alger										
My-alger	24.9	11.4	16.2	4.2	4.0	6.1	5.4	4.7	5.5	4.8
Totalsum (mm ³ /m ³ = mg våtvekt/m ³)	1044.7	3349.0	1239.1	850.8	457.1	588.4	416.8	196.6	489.8	232.2

Kvantitative planteplankton analyser: L a n g m o v a t n

Dato ⇒	980624	980706	980720	980804	980817	980831	980914	980928
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter								
Cyanophyceae (blågrønnalger)								
Achroonema sp.	.	.	5.8	.	5.8	.	.	.
Anabaena cf. Lemmermannii	2246.1	2783.6	5505.1	38.2	229.0	12.7	.	.
Anabaena solitaria	11.7	11.7
Aphanizomenon gracile	4.0
Planktothrix mougeotii	.	.	.	4.2
Tychonema bornetii	.	.	11.5
Sum	2257.8	2795.2	5522.5	42.4	234.8	12.7	.	4.0
Chlorophyceae (grønnalger)								
Ankistrodesmus bibrainus	.	.	.	6.4	.	.	14.3	.
Ankistrodesmus falcatus	.	.	.	6.4	25.4	19.1	12.7	2.1
Carteria sp. (l=12-14)	.	.	.	568.2	6639.8	4401.1	1348.3	4.2
Chlamydomonas sp. (l=8)	0.3	.	.	27.6	.	.	.	0.3
Closterium acutum v. linea	2.4
Coelastrum asteroidum	0.2
Cosmarium pygmaeum	1.1	1.6	1.2
Dictyosphaerium tetrachotomum v. minutum	.	.	.	12.7	5828.7	8226.3	930.4	.
Eudorina elegans	3.8
Gonium sociale	.	.	.	15.3
Koliella sp.	0.9
Monoraphidium contortum	0.4	0.9	.	33.4	17.1	8.9	9.6	14.1
Monoraphidium dybowskii	.	0.3
Monoraphidium griffithii	0.5	.	.
Monoraphidium minutum	0.5
Monoraphidium tortile	.	.	.	14.0	.	.	.	4.6
Pandorina morum	.	1.3
Paulschulzia pseudovolvox	0.3
Pediastrum tetras	2.7	2.7	.	.
Quadricoccus ellipticus	.	.	.	33.9
Scenedesmus armatus	0.9	.	3.7	.	29.7	22.3	.	.
Scenedesmus bicaudatus	2.9	8.0	.	.
Scenedesmus ecornis	4.8	4.8	1.2
Scenedesmus sp. (Sc. bicellularis ?)	0.8	1.6	.	37.1	.	.	49.8	121.2
Scenedesmus spinosus	8.5	.	.	.
Selenastrum capricornutum	.	.	.	0.6	1.1	0.8	0.6	1.7
Spermatozopsis exsultans	.	.	.	0.5	1.6	.	.	.
Staurastrum sp.	.	.	15.0
Teilingia granulata	1.3	.
Ubest. ellipsoidisk gr. alge	16.0	13.4	.	.	2.4	.	.	.
Sum	19.9	17.4	18.7	756.0	12559.8	12694.3	2373.5	158.2
Chrysophyceae (gullalger)								
Chromulina nebulosa	2.8	3.4	.	1.6	.	2.7	2.1	10.7
Craspedomonader	.	.	.	28.6	.	2.5	1.3	1.6
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	4.1	5.6	6.2	10.6	2.3	5.4	5.4	7.6
Små chrysomonader (<7)	19.6	34.1	12.1	66.1	42.7	18.6	59.9	29.6
Store chrysomonader (>7)	9.5	0.9	5.2	86.1	13.8	13.8	37.9	15.5
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	.	.	.	3.7	.	.	.	1.0
Sum	36.0	44.0	23.4	196.7	58.8	43.0	106.7	66.0
Bacillariophyceae (kiselalger)								
Asterionella formosa	10.6	.	.	2.7	29.2	.	14.6	.
Cyclotella glomerata	.	.	.	0.4
Fragilaria sp. (l=30-40)	.	.	.	4.5	.	.	2.2	.
Nitzschia sp. (l=40-50)	11.1	1.9	.	.
Stephanodiscus hantzschii v. pusillus	.	1.7
Stephanodiscus hantzschii	.	.	.	1.0
Sum	10.6	1.7	.	8.4	40.3	1.9	16.8	.
Cryptophyceae								
Cryptomonas cf. erosa	356.2	146.3	2.3	254.4	167.0	33.4	44.5	49.6
Cryptomonas cf. parapyrenoidifera	.	410.8	2.8	.	21.2	18.6	.	.
Cryptomonas erosa v. reflexa (Cr. refl.?)	.	27.0	.	111.3	.	.	7.4	.
Cryptomonas sp. (l=15-18)	.	21.2	.	84.8	28.6	14.3	85.9	17.0
Cryptomonas spp. (l=24-30)	.	28.1	2.8	21.2
Cyathomonas truncata	0.8	.	.	.	0.8	.	.	.
Katablepharis ovalis	26.0	18.0	3.8	5.7	14.8	10.6	21.9	12.7
Rhodomonas lacustris (+v. nannoplantica)	365.1	481.8	118.1	1228.0	11.1	9.5	20.7	28.6
Ubest. cryptomonade (Chroomonas sp.?)	6.9	.	.	2.7
Sum	748.0	1133.2	129.8	1705.4	250.4	86.4	180.5	110.5
Dinophyceae (fureflagellater)								
Gymnodinium cf. lacustre	.	.	.	13.3	.	7.2	2.1	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	5.6	.	.	.
Sum	.	.	.	13.3	5.6	7.2	2.1	.
My-alger								
My-alger	34.0	40.5	13.0	54.6	31.5	35.0	60.9	36.8
Totalsum (mm ³ /m ³ = mg våtvekt/m ³)	3106.4	4032.0	5707.4	2776.8	13181.2	12880.4	2740.4	375.5