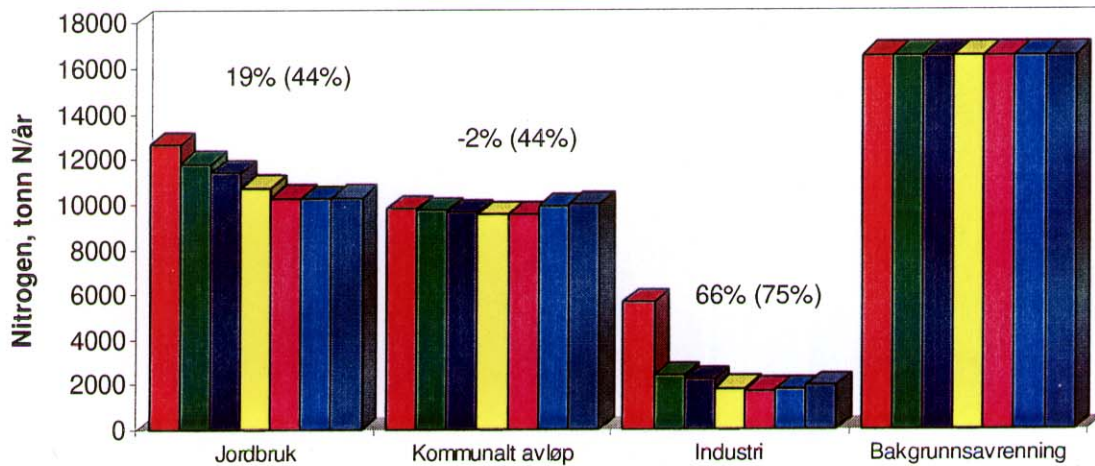
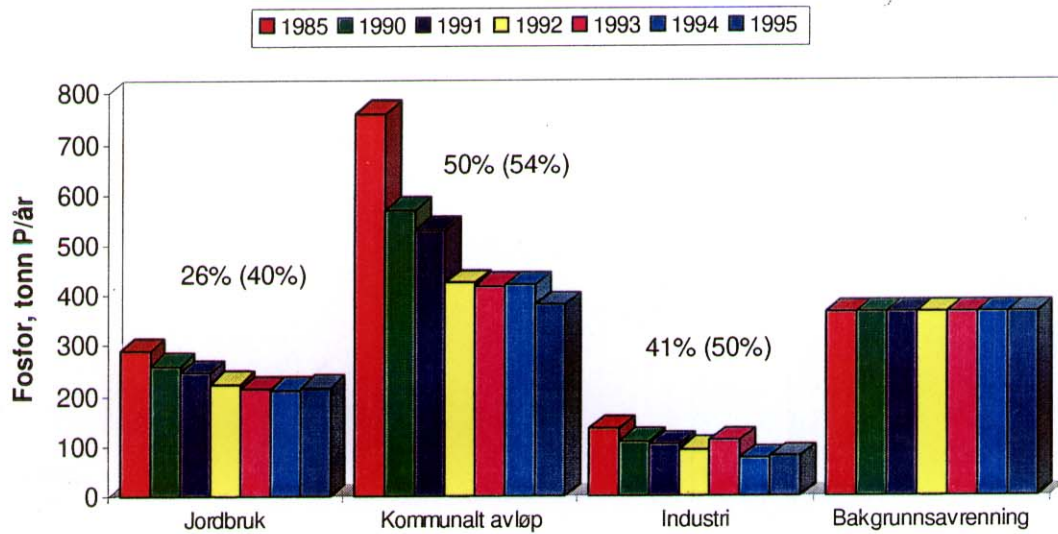




### Resultatkontroll jordbruk 1997

# Næringssalttilførsler, vannkvalitetstilstand og -utvikling



**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

<b>Tittel</b> Resultatkontroll jordbruk 1997 Næringssalttilførsler, vannkvalitetstilstand og -utvikling	<b>Løpenr. (for bestilling)</b> 3619-97	<b>Dato</b> 1996.03.06
	<b>Prosjektnr. Undernr.</b> O-95025	<b>Sider Pris</b> 83
<b>Forfatter(e)</b> Bratli, Jon Lasse	<b>Fagområde</b> Vannressursforv. Eutrofi ferskvann Landbruk	<b>Distribusjon</b>
	<b>Geografisk område</b> Norge	Trykket NIVA

<b>Oppdragsgiver(e)</b> Statens forurensningstilsyn, Landbruksdepartementet og Miljøverndepartementet	<b>Oppdragsreferanse</b>
--	--------------------------

**Sammendrag**

Tilførslene av næringssalter til Skagerrakkysten er beregnet med en modell, TEOTIL, som beregner tilførsler fra alle kilder. Tilførslene fra jordbruket har i perioden 1985-95 blitt redusert med 26% for fosfor og 19% for nitrogen. Målsettingen for jordbruket er satt i Nordsjøplanen til hhv. 40 og 44%.

Samlede tilførsler målt på to måter, i elvemunninger, og med TEOTIL, viser en klar sammenheng, og gir begge en klar nedadgående trend for fosfor. For nitrogen er ikke sammenhengene mellom de to metodene særlig god, og det er ingen klare trender i elvetilførselsmålingene.

Programmet for overvåking av jordbrukspåvirkede vannforekomster gir vannkvalitets-status og mulig tidsutvikling for en rekke bekker/mindre elver og innsjøer. Enkelte vannforekomster som Rømua på Romerike og Frøylandsvannet på Jæren, viser klare 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 mulig tidsutvikling.

<b>Fire norske emneord</b> 1. Jordbruk 2. Næringssalter 3. Tilførsler 4. Vannkvalitet	<b>Fire engelske emneord</b> 1. Agriculture 2. Nutrients 3. Inputs 4. Water-quality
---	---

  
 Jon Lasse Bratli  
 Prosjektleder

ISBN 82-577-3175-7

  
 Dag Berge  
 Forskningsjef

Resultatkontroll jordbruk 1997

**Næringssalttilførsler,  
vannkvalitetstilstand og -utvikling**

## Forord

I forbindelse med resultatkontrollen for jordbruket har det i flere år pågått et arbeid vedrørende modellutvikling for beregning av effekter av tiltak, tilførselsberegninger og vannkvalitetsovervåking i "Arbeidgruppa for modellberegninger". Gruppa har bestått av representanter fra Landbruksdepartementet (LD), Miljøverndepartementet (MD), Statens forurensningstilsyn (SFT), Statistisk sentralbrå (SSB), Jordforsk og NIVA. SFT har tidligere administrert arbeidet, men fra 1997 har LD tatt over ledelsesansvaret. Fra i år har en ønsket å få en egen rapport fra NIVA ang. tilførselsberegningene og vannkvalitet i utvalgte vassdrag.

Dataene som inngår i TEOTIL er samlet inn etter et omfattende system som er beskrevet i rapporten. Data til TEOTIL er lagt inn, og kjøringene av modellen er foretatt av NIVAs Torulv Tjomsland.

Vannkvalitetsdataene fra de jordbrukspåvirkede vassdragene og data om nedbørfelt er samlet inn fra kommuner og ved fylkesmannens miljøvern- og landbruksavdelinger. 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 Ingrid Marie Nissen har sørget for at dataene har kommet inn til rett tid og er blitt gjort tilgjengelige for NIVA.

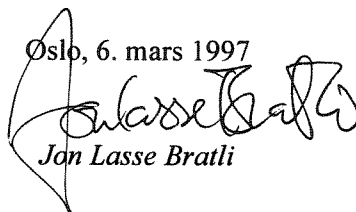
Vannkvalitetsanalysene er i all hovedsak gjennomført ved forskjellige akkrediterte fylkeslaboratorier.

Planteplanktonet er bestemt av Pål Brettum, mens begroingsalgene er bestemt av Randi Romstad, begge ved NIVA. For noen lokaliteter er disse analysene ikke ferdigstilt enda.

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, 6. mars 1997



Jon Lasse Bratli



# Innhold

<b>Sammendrag og konklusjoner</b>	<b>6</b>
<b>Summary and conclusions</b>	<b>9</b>
<b>1. Tilførsler av næringssalter til Norges kystområder</b>	<b>12</b>
1.1 Tilførsler til Skagerrak-kysten, kyststrekningen Svenskegrensa-Lindesnes, beregnet med tilførselsmodellen TEOTIL	12
1.1.1 Forslag til forbedring av rapporteringssystemet	13
1.1.2 Beskrivelse av de forskjellige kildene	14
1.2 Tilførsler til hele norskekysten, beregnet med tilførselsmodellen TEOTIL	16
1.3 Tilførsler beregnet med TEOTIL sett i forhold til målte elvetilførsler i vassdragene	17
<b>2. Vannkvalitetstilstand i Parcom-elvene</b>	<b>19</b>
<b>3. Vannkvalitetstilstand og -utvikling fra programmet for overvåking av jordbrukspåvirkede vassdrag</b>	<b>23</b>
3.1 Formål	23
3.2 Usikkerhetsmomenter i forhold til formålet	23
3.2.1 Usikkerhet i målemetodikk	23
3.3 Utvalg av eksempelvassdrag	24
3.4 Metode	26
3.4.1 Vannkvalitetsovervåking	26
3.4.2 Data om nedbørfelt	28
3.5 Resultater fra eksempelvassdrag	29
3.5.1 Rømua	29
3.5.2 Hotrankanalen	33
3.5.3 Nærevann i Akershus, Ski kommune	37
3.5.4 Gjesåssjøen i Hedmark, Åsnes kommune	41
3.5.5 Akersvannet/Grimestadbekken i Vestfold, Stokke og Tønsberg kommuner	44
3.5.6 Frøylandsvannet i Rogaland, Bryne og Klepp kommuner	48
3.5.7 Lyngstadvannet i Møre og Romsdal, Eide kommune	51
3.5.8 Laugen i Sør-Trøndelag, Skaun kommune	55
3.5.9 Liavatnet i Nord-Trøndelag, Frosta kommune	59
3.5.10 Langmovann i Nordland, Bø kommune	63

<b>4. Referanser</b>	<b>67</b>
<b>Vedlegg A. Skjemaer for begroingsundersøkelser i utvalgte vassdrag</b>	<b>69</b>
<b>Vedlegg B. Skjemaer for algetellinger i enkelte av innsjøene</b>	<b>78</b>

## Sammendrag og konklusjoner

Rapporten inneholder data om tilførsler av næringsalter til norske kystområder med spesiell fokus på tilførslene til Skagerrakkysten, og om vannkvalitetstilstand og eventuell vannkvalitetsutvikling i utvalgte vassdrag.

### *Næringssalttilførsler*

Næringssalttilførslene er beregnet med en modell, TEOTIL, som inneholder punktutslipp fra industri, kommunal kloakk og innen landbruket, samt beregner avrenning fra utmarks og landbruksarealer. Det sistnevnte blir gjort ved hjelp av avrenningskoeffisienter og statistikk om arealbruk. Tilførslene til Skagerrakkysten, dvs. kyststrekningen svenskegrensa-Lindesnes, viser for fosfor en jevn nedgang for alle kilder fra 1985, men reduksjonen ser ut til å ha flatet ut de 2-3 siste årene både for kommunalt avløp og for jordbruk. Siste år er det endog en økning innen jordbruket.

For nitrogen er det mye av det samme bildet for jordbruket, også her med en tydelig utflating de senere år. Målsetninger som er satt opp i forbindelse med Nordsjøplanarbeidet for perioden 1985-1995 er for jordbruk en prosentvis reduksjon med 40 % for fosfor og 44 % for nitrogen. Det er oppnådd henholdsvis 26 og 19 %. Med forbehold om usikkerheter i datamaterialet er det for alle sektorer samlet oppnådd en reduksjon på 43 % for fosfor og 21 % for nitrogen. Målsettingen var som kjent "i størrelsesorden 50 % reduksjon".

### *Sammenlikning mellom to metoder for estimering av tilførsler*

Det er foretatt en sammenlikning mellom tilførselsmålinger gjort med modellen TEOTIL og målte tilførsler i elvemunningene i regi av det såkalte Parcom-prosjektet. De sistnevnte målingene er i stor grad preget av årlige variasjoner som følge av meteorologiske ulikheter fra år til år. Hvis en ser bort fra flomåret 1995, ser det ut som om det er en god sammenheng mellom disse to måtene å estimere fosfortilførslene på. Begge metoder viser en forholdsvis klar nedadgående trend. For nitrogen er bildet ikke like klart. Det er dårlig sammenheng mellom metodene, selv om nivået er omtrent det samme. Her er det ikke klare trender i materialet. Foreløpig har elvetilførselsprogrammet pågått for få år til at en kan trekke bastante konklusjoner.

### *Vannkvalitet i de store vassdragene*

Vannkvalitetsverdier fra elvetilførselsprogrammet inngår også i rapporten. Her er det ikke like lett å se noen klare tidstrender. Vannkvalitetsverdiene varierer med meteorologien, særlig nedbøren, og også her bør en få noen flere årsverdier før en kan si noe sikkert om det har vært vannkvalitetsforbedringer. Hvis en ser bort fra 1995, kan en kanskje øyne en viss forbedring i vassdrag som Glomma og Skienselva, men utviklingen er ikke spesielt klar. I tillegg til jordbruk og andre menneskeskapte tilførsler, drenerer disse store elvene mye utmark (fjell, myr og skog), noe som gjør det vanskelig å se forandringer i vannkvalitet. En av elvene i programmet, Orre på Jæren, er mye mindre enn de andre, og er sterkt landbrukspåvirka. På tross av få målepunkter og store årlige variasjoner er det en relativt klar forbedring når det gjelder fosfor. For nitrogen er det ingen klar trendutvikling. Disse resultatene henger godt sammen med den tiltaksgjennomføringen som har vært i området i løpet av nitti-tallet.

*Vannkvalitet i mindre jordbrukspåvirka vassdrag*

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. Prøvetaking i andre mindre bekker etter stikkprøvetoden ble utfaset. I stedet kom det inn en rekke landbrukspåvirkede 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 målemetoden 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 jordbrukspåvirka innsjø, en av de viktige tilførsbekkene, 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.

For Rømua på Romerike ser en klart at tiltakene som er gjennomført de siste åra har gitt seg utslag i forbedret vannkvalitet. Fosforverdiene er redusert til ca. en fjerdedel av hva de lå på for 10-15 år siden. Allikevel ligger de høyt i dag, og det er et klart tegn på utflating av forbedringen. Vannforekomsten befinner seg fortsatt i tilstandsklasse V- "meget dårlig", men er like ved å bryte grensa til klasse IV. For nitrogen er det et høyt og stabilt nivå, noe som også har sammenheng med at de største tiltakene som har vært gjennomført de siste åra har vært fosfor-tiltak, og har betydd mindre for nitrogen.

Hotranvassdraget ved Levanger har vært overvåket etter samme metode siden 1992. Verdiene er stabile og høye. Tiltaksgjennomføringen har ikke kommet særlig langt, og et kjernetiltak som overgang til vårpløying av kornarealer har svært lav gjennomføringsgrad. Selv om bl.a. punktkildetiltak har gjort at fisken igjen er tilbake i vassdraget, kan en på sett og vis kan en si at Hotrankanalene nå ligger på det nivået som Rømua lå på for 10 år siden, dvs. før det ble satt i gang Nordsjøplantiltak.

Av de landbrukspåvirkede innsjøene der det ble startet overvåking i 1996 i regi av dette programmet, er det i de fleste lokalitetene bare vært gjennomført sporadiske overvåkinger tidligere. Tidstrender er det derfor vanskelig å uttale seg om. Unntaket er Frøylandsvatnet på Jæren der en har data tilbake til 1984. Her er det en relativt klar nedgang i fosforverdiene og en ikke fullt så klar nedgang i nitrogenet. 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/Grimestadbekken i Vestfold er det generelt sett ingen forbedring å spore selv etter overvåking i innsjøen tilbake til 1985. Dette kan imidlertid ha sammenheng med at innsjøen har opplevd stor økologisk ubalanse de senere år, med massive algeoppblomstringer og fiskedød.

Selv om antall lokaliteter i dette programmet er relativt lite, synes det å avtegne seg et klart 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 et økt fokus med tanke på tiltaksgjennomføring.

Tabellen nedenfor viser status for vannkvalitet, og i den grad det er mulig også en utviklingstrend for enkelte av vannforekomstene.

Lokaliteter, Fylker	Dagens vannkvalitetsklasse	Overvåkingsperiode	Eventuell utvikling
<b>Rømua, Akershus</b>	V- Meget dårlig	1983-96	Klar forbedring
<b>Nærevann, Akershus</b>	V- Meget dårlig	1992, -93, -96	
<b>Gjesåssjøen, Hedmark</b>	III/IV- Nokså dårlig/ Dårlig	1988, -96	
<b>Akersvannet, Vestfold</b>	IV/V- Dårlig/ Meget dårlig	1985-96	Ingen forbedring
<b>Grimestadbekken, Vestfold</b>	V- Meget dårlig	1993-96	
<b>Frøylandsvatnet, Rogaland</b>	IV- Dårlig	1984-96	Forbed. på P+N ikke på alger
<b>Lyngstadvatnet, Møre &amp; Romsd.</b>	IV- Dårlig	1995-96	
<b>Laugen, Sør-Trøndelag</b>	III/IV- Nokså dårlig/ Dårlig	1988, -92, -96	
<b>Hotrankanalen, Nord-Trøndelag</b>	V- Meget dårlig	1992-96	Stabilt
<b>Liavatnet, Nord-Trøndelag</b>	IV- Dårlig	Sporadisk 1984-96	Relativt stabilt
<b>Langmovatn, Nordland</b>	V- Meget dårlig	1992, -96	

## Summary and conclusions

Title: Auditing of the agricultural sector 1997. Inputs of nutrients, water quality status and trends.  
Year: 1997

Author: Jon Lasse Bratli

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3175-7

This report contains data about inputs of nutrients to Norwegian coastal waters with focus on the inputs to the Skagerrak coast, and considerations about water quality status and possible trends in selected watercourses.

### *Nutrient inputs*

Nutrient inputs are calculated by means of a model, TEOTIL, which includes direct inputs from industry, municipal sewage and from agriculture, together with non-point inputs (runoff) from pristine areas and agricultural areas. The latter inputs are calculated with help of runoff coefficients and statistics on land use. The inputs to the Skagerrak coast, i.e. the stretch of coast from the Swedish border to Lindesnes (the southernmost tip of Norway), show for phosphorus a continuous reduction for all sectors from 1985, although the reduction rate has decreased over the last 2-3 years both for the agriculture and the municipal sewage sectors. The last year there has even been an increase in inputs from the agriculture sector.

Nitrogen shows much of the same picture for agriculture, including a decrease in the reduction rate over the last years. The overall goals agreed in the North Sea Plan for the period 1985-95 were for the agriculture sector a reduction of 40% for phosphorus and of 44% for nitrogen. The achieved reductions in losses from the agriculture sector were respectively 26 and 19%. The total input reductions from all sectors have been estimated to 43% for phosphorus and 21% for nitrogen, which should be compared to the agreed goal "of the order of 50%" in the North Sea Ministerial Declarations.

### *Comparison of two methods for estimating nutrient inputs*

A comparison between input calculations and input measures at the river mouths in the framework of the so-called PARCOM-project has been carried out. The latter measurements are to a large extent influenced by meteorological variations from year to year. If the year 1995, with a large flooding, is omitted, there is a positive correlation between these two methods of estimating nutrient inputs. Both methods show a significant decreasing trend. For nitrogen the picture is not clear. There is a poor correlation between the methods, even though the level of nutrient inputs is the same. The trends in the material are also not clear. It seems necessary to run the river input programme for some more years before firm conclusions can be drawn.

### *Water quality in the large watercourses*

Results of water quality from the river input programme are also included in the report. It seems difficult to detect trends in nutrient concentrations. The water quality varies with the meteorological

conditions, especially the precipitation rate, and it is necessary to obtain measurements for more years in order to detect trends. If the year 1995 is disregarded, a significant reduction may be detected in watercourses like Glomma and Skienselva, but the trend is not particularly clear. These large rivers drain large pristine areas (mountainous, marshland and forests), which makes it difficult to detect trends in reduction of nutrient inputs. The catchment area of the river Orre at Jæren, is much smaller than the others, and to a much larger extent influenced by nutrient inputs from agricultural sources. In spite of restricted data and large variations, there is a relative clear trend towards reduced loads of phosphorus. For nitrogen there is no clear trend. These results should be seen in conjunction with the implementation of measures within the agriculture sector in the nineties.

#### *Water quality in smaller watercourses influenced by agriculture*

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 was discontinued. 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 streams feeding it, and information of land use and 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.

For the stream Rømua it is obvious that the measures implemented over the past few years have resulted in improved water quality. The concentrations of phosphorus are reduced to about 25% of the concentrations 10-15 years ago. The present level is nevertheless high, and there are clear signs of a decrease in the reduction rate. The watercourse is classified in water quality class V- "Very bad"(highest class), but is approaching class IV conditions. For nitrogen the level is high and stable, which is to be seen in relation to the implementation of measures that specially have reduced phosphorus, and only to a small extent nitrogen.

The watercourse Hotran in Levanger has been monitored by using the same sampling method since 1992. The concentrations are stable and high. The implementation of measures have not come very far; key-measures as spring tillage of the corn crops have a low degree of implementation. Even though point measures have enabled the return of fish, this watercourse is at the same level as the Rømua 10 years ago, i.e. before the measures in the North Sea Plan were implemented.

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 Frøylansvann in the south west part of the country, where there is data from 1984 onwards. There is a relatively clear reduction in the phosphorus concentrations, and a not so clear reduction of nitrogen 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 situation that the lake undergoes.

For the lake Akersvann and the small stream Grimestadbekk in Vestfold, it is not possible to detect any reductions in nutrient concentrations since 1985. This may be connected to the large ecological unbalance the lake has undergone over the last few years, including vast algal blooms and fish-kills.

Even though the number of localities in this programme is rather small, a relatively clear picture of a limited level of implementation of 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 could 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, and need an increased focus on 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
Rømua, Akershus	V- Very bad	1983-96	Clear reduction
Nærevann, Akershus	V- Very bad	1992, -93, -96	
Gjesåssjøen, Hedmark	III/IV- Poor/Bad	1988, -96	
Akersvannet, Vestfold	IV/V- Bad/Very bad	1985-96	No reduction
Grimestadbekken, Vestfold	V- Very bad	1993-96	
Frøylandsvatnet, Rogaland	IV- Bad	1984-96	Reduction in P+N, not in algal conc.
Lyngstadvatnet, Møre & Romsd.	IV- Bad	1995-96	
Laugen, Sør-Trøndelag	III/IV- Poor/Bad	1988, -92, -96	
Hotrankanalen, Nord-Trøndelag	V- Very bad	1992-96	Stable
Liavatnet, Nord-Trøndelag	IV- Bad	Sporadic 1984-96	Relatively stable
Langmovatn, Nordland	V- Very bad	1992, -96	



# 1. Tilførsler av næringsalter til Norges kystområder

## 1.1 Tilførsler til Skagerrak-kysten, kyststrekningen Svenskegrensa-Lindesnes, beregnet med tilførselsmodellen TEOTIL

Tabell 1 og tabell 2, samt figur 1, angir endelige tilførselstall for 1995 av fosfor og nitrogen til Skagerakkysten. For landbruk gjelder tallene for 1995/96, og ligger derfor et halvt år på forskudd i forhold til andre kilder. Tidligere rapporterte tall har ligget et halvt år på etterskudd for landbruket. Det er justert for retensjon (tilbakeholdelse) i vassdragene. Det geografiske området er fra Svenskegrensa til Lindesnes, vassdragsområde 1-23.

**Tabell 1.** Fosfortilførsler med retensjon, beregnet i tonn pr. år, til kyststrekningen Svenskegrensa-Lindesnes, vassdragsområde 1-23.

	1985	1990	1991	1992	1993	1994	1995	%1985-95
Jordbruk	290	259	246	224	214	211	215	26
Kommunalt avløp	759	569	529	424	418	419	381	50
Industri	133	108	103	93	110	76	79	41
Bakgrunnsavrenning	365	365	365	365	365	365	365	
SUM	1547	1301	1243	1106	1107	1071	1040	33
Sum antropogent	1182	936	878	741	742	706	675	43

**Tabell 2.** Nitrogentilførsler med retensjon, beregnet i tonn pr. år, til kyststrekningen Svenskegrensa-Lindesnes, vassdragsområde 1-23.

	1985	1990	1991	1992	1993	1994	1995	%1985-95
Jordbruk	12640	11769	11406	10720	10267	10245	10284	19
Kommunalt avløp	9813	9691	9626	9546	9535	9898	9987	-2
Industri	5659	2392	2214	1793	1703	1769	1911	66
Bakgrunnsavrenning	16555	16555	16555	16555	16555	16555	16555	
SUM	44667	40407	39801	38614	38060	38467	38738	13
Sum antropogent	28112	23852	23246	22059	21505	21912	22183	21

Det er brukt en forskjellig tilnæringsmåte for beregning av diffuse kilder (landbruk) i forhold til punktkildene (kommunalt avløp og industri). For landbruk er det etablert et utslippsnivå for 1985, og tallene er så justert ned i takt med tiltaksgjennomføringen fra år til år. Dette er derfor *teoretiske* tilførsler der meteorologiske forhold, som i stor grad ville medført store årlige variasjoner, er midlet ut. Effekten av tiltakene, i form av reduksjoner av tilførsler til overflatevann, er også beregnet fra da tiltaket ble gjennomført selv om det for enkelte tiltak er en viss responstid i jordprofilen, og de fulle reduksjoner ikke vil komme før etter noe tid.

For kommunalt avløp og industri er det imidlertid målte utslippstall som er rapportert, og de vil naturlig variere noe fra år til år, noe som vises tydelig de 2-3 siste årene. En variasjon i rapportert utslippsmengde fra år til år kan imidlertid ha ulike forklaringer:

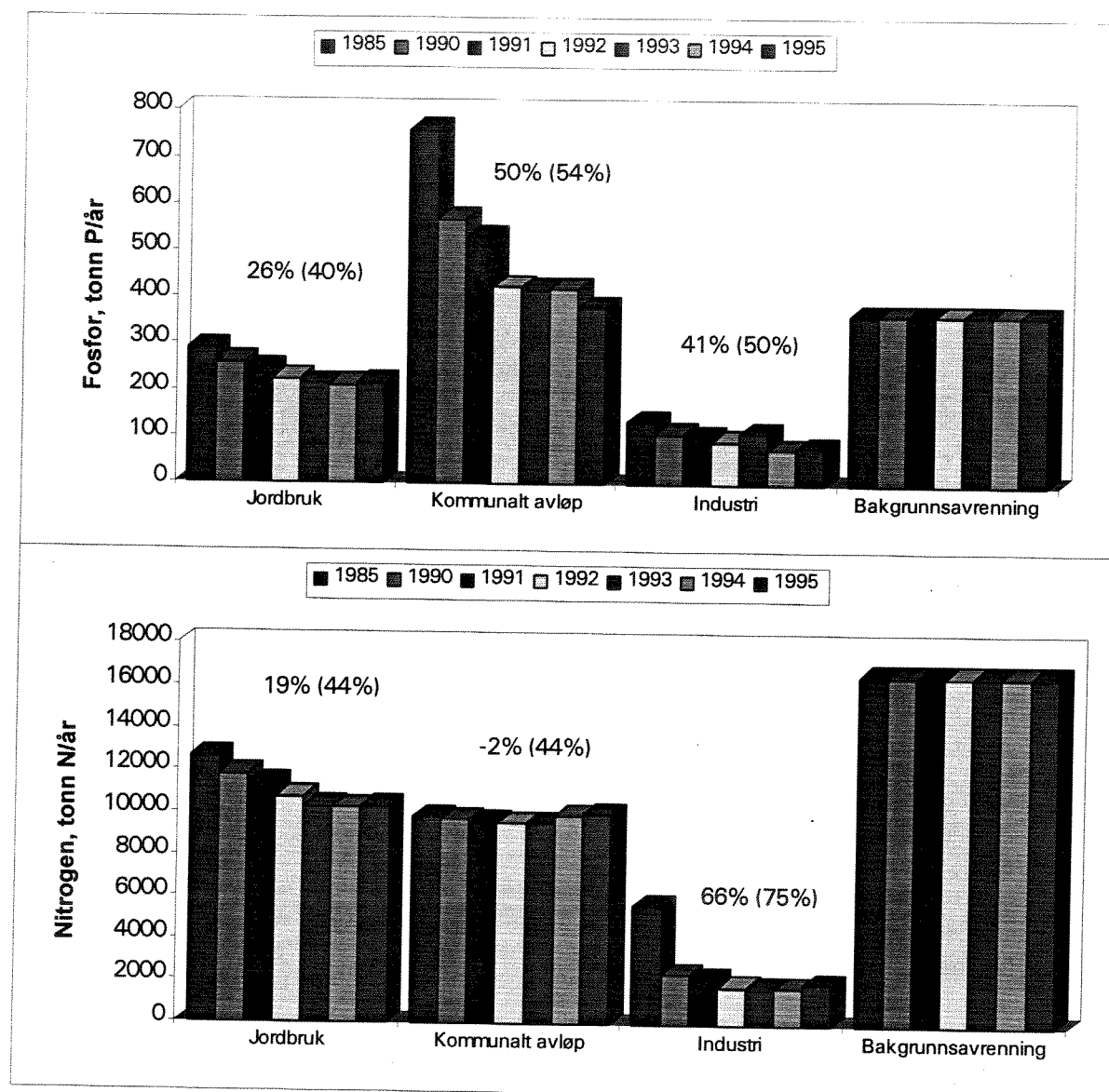
1. Endret produksjonsvolum eller behandlet avløpsmengde
2. Forandringer i driftsforhold for ulike rensesystemer
3. Nye rens tiltak
4. Endrede innsamlings- eller analysemetoder eller endret omfang av innsamlede data

Punkt 1-3 gjenspeiler reelle variasjoner mens punkt 4 medfører en tilsynelatende økning uten at den er reell, og gjør det dermed problematisk å bruke tallene i en tidstrendsammenheng. Problemet er at det er vanskelig å isolere og kvantifisere de forskjellige komponentene (1-4). Enkelte detaljanalyser av datamaterialet indikerer dog at komponent 4 er av stor betydning. For kommunale kilder kommer dataene fra SSB-Avløp, som er et relativt nytt system og som stadig registrerer flere kilder. Ett stort renseanlegg (VEAS) har pga. ombygging til nitrogenfjerning gått med redusert rensegrad og registrert økt utslipp fra 1993 til 1995 med 7 tonn P og nesten 600 tonn N. Selv om neppe hele denne nitrogenøkningen kan skyldes ombygging, er ihvertfall noe av den registrerte økningen siste år reell.

At det for endel industribedrifter er tildels store variasjoner i utslippstall, uten at det kan forklares ved punkt 1-3, indikerer også at komponent 4 varierer betydelig. Mange bedrifter bl. a. innen treforedlingsindustri har imidlertid store N og P utslipp uten at dette er konsesjonsbelagt. Dette medfører at måling og rapportering av disse parametrene i stor grad skjer etter bedriftenes eget forgodtbefinnende.

### **1.1.1 Forslag til forbedring av rapporteringssystemet**

Hvis det skal lages et endelig regnskap over tiltaksgjennomføringen i forhold mål satt i Nordsjøavtalen, bør spesielt punktkildene for industri og kommunalt avløp revideres. Det bør justeres for de merutslipp som er kommet som en konsekvens av redusert rensing ved ombygging til nye rensetrinn. Videre må de forandringer som skyldes det ovennevnte punkt 4 bli forsøkt kvantifisert. I de tilfeller hvor det er hull i datamaterialet, må verdier bli forsøkt konstruert på bakgrunn av ovennevnte punkt 1-3.



**Figur 1.** Fosfor- og nitrogentilførsler med retensjon, beregnet i tonn pr. år, til kyststrekningen Svenskegrensa-Lindesnes, vassdragsområde 1-23. Prosenttallene er reduksjoner fra 1985-95 (for landbruk 1995/96), prosentall i parentes viser målsettingen.

### 1.1.2 Beskrivelse av de forskjellige kildene

#### *Jordbruk*

Tilførslene framkommer på bakgrunn av avrenningskoeffisienter, utarbeidet av JORDFORSK, samt informasjon om åker og engareal fra SSB. Koeffisientene framkommer ved en nedjustering av forrige års koeffisienter i takt med gjennomsnittsvurderinger av tiltaksgjennomføringen. Viktige grunnlagsdata for justering av koeffisientene hentes fra SSBs utvalgstillinger for landbruket. Tallene for 1995 stammer dels fra 1995, dels fra 1996, og ligger derfor et halvt år på forskudd i forhold til de andre kildene. Tallene er foreløpige da forandringer innen punktkilder og tiltaket "spredning av husdyrgjødsel utenom vekstsesongen" ikke er tatt inn enda. Arealtallene er for alle år hentet fra

landbrukstellingene 1989. Tilførsler fra punktutslippene er beregnet på forhånd av JORDFORSK, og tilordnet en koeffisient knyttet til engareal i modellen.

### *Kommunalt avløp*

Her rapporteres tilførsler fra renseanlegg (både fra befolkning og industri-tilkoplinger), spredt bebyggelse, fra befolkning utenom renseanlegg (men som bor tett), og lekkasjer fra ledningsnett. Utslippstallene fra 1993 og senere kommer direkte fra SSBs database, SSB-avløp (SSB 1995).

Tallene for nitrogen stiger etter 1993. Dette skyldes dels at rapporteringsmengden øker i omfang, dels at det har vært reelle merutslipp.

VEAS har hatt et større utslipp i 1995 og 1994 i forhold til 1993 pga. ombygging til nitrogenrensing. Dette økte nitrogenutslippet med 327 tonn fra 1993 til 1994 og med 268 tonn fra 1994 til 1995. Uten dette utslippet, forutsatt at utslippsnivået for VEAS ville vært det samme som i 1993, ville nitrogentilførslene til Skagerrakkysten hatt en marginal økning med ca 35 tonn for fra 1993 til 1994, og en klar reduksjon på 179 tonn fra 1994 til 1995. Et annet forhold som har medført større utslipp i 1995 er flommen som satte endel renseanlegg i Glomma og Mjøsregionen ut av spill i noen uker. I hvilken grad dette er fanget opp i målingene er imidlertid mer uvisst.

Tall fra tidligere år enn 1993 er beregnet på bakgrunn av estimerte reduksjoner av tilførsler med utgangspunkt i tiltaksgjennomføring (Farestveit og medarb., 1995). Dette er imidlertid reduksjoner regnet til primærresipient. Ved å kjøre modellen med 1993-tall fra SSB, med og uten retensjon, har en kommet fram til en retensjon på 18 % for fosfor og 5 % for nitrogen. Denne prosentsetningen er også benyttet for å finne verdier for tidligere år.

### *Industri*

Disse tilførslene gjelder industri med eget utslipp, dvs. det som ikke går til kommunalt nett, og som er pålagt egenrapportering. Utslippene fra disse bedriftene, ca 400 i tallet, er registreringer fra SFTs industriavdeling og tilhører konsesjonsklasse 1, 2 og delvis 3. Registreringene av utslipp har de siste år vært intensivert, og enkelte av de rapporterte verdiene har dermed øket selv om det reelt sett har vært en nedgang i utslippene. For fosfor er det registrert en svak økning på 3 tonn. De fleste bedrifter viser her reduksjoner, men det mer enn oppveies av noen få treforedlingsbedrifter som har tildels betydelig økning i utslipp i 1995. Det samme bildet ser vi for nitrogen, her med en økning på 142 tonn i forhold til fjoråret. En treforedlingsbedrift alene står her for en økning med 120 tonn.

Enkelte utslippstall fra næringsmiddelindustri (Farestveit 1991) som har egne utslipp og som ikke er registrert i SFT, er også med. Dette utgjør imidlertid kun 2-3% av de totale utslippstall fra industri.

### *Bakgrunnsavrenning*

Tilførsler fra all utmark rapporteres her. Koeffisienter er hentet fra SFTs tilførselsveileder (Holtan og medarb. 1995). Koeffisientene er for tida under vurdering/revisjon. Skogkoeffisientene tilsvarer 6-20 % av jordbrukskoeffisientene for fosfor, og 3-17 % for nitrogen. I tillegg kommer landbrukets bakgrunnsavrenning som er den avrenningen som ville kommet fra landbruksarealer uavhengig av

oppdyrking. Her er det brukt koeffisienter for skog. En oppretting av noen få koeffisienter har medført en helt marginal justering av verdiene i forhold til tidligere rapporteringer.

## 1.2 Tilførsler til hele norskekysten, beregnet med tilførselsmodellen TEOTIL

TEOTIL gir i prinsippet mulighet til å beregne tilførsler til hele Norges kystområde (tabell 3). Jordbrukskoeffisientene som ligger inne i modellen for området utenfor Skagerrak (vassdragsområde 1-23) er laget i 1990, og er ikke justert fra år til år. De er hentet fra SFTs tilførselshåndbok (Holtan og medarb. 1995). Bakgrunnskoeffisientene er hentet fra samme håndbok. Disse koeffisientene er beheftet med langt større usikkerheter enn det som gjelder for Nordsjøområdet.

Tilførslene fra kommunal kloakk kommer fra SSB-Avløp og gjelder for 1995. Industritallene kommer fra SFT og gjelder for 1995.

For mer utførlig bruksansvisning og dokumentasjon vises til egen rapport (Tjomsland og Bratli 1996).

**Tabell 3.** Fosfor- og nitrogentilførsler, beregnet i tonn pr. år, til hele norskekysten, vassdragsområde 1-247.

	P	N
Landbruk	663	21988
Kommunalt avløp	1665	21125
Industri	229	3220
Bakgrunnsavrenning	1246	55016
<b>Totalt</b>	<b>3803</b>	<b>101349</b>

### 1.3 Tilførsler beregnet med TEOTIL sett i forhold til målte elvetilførsler i vassdragene

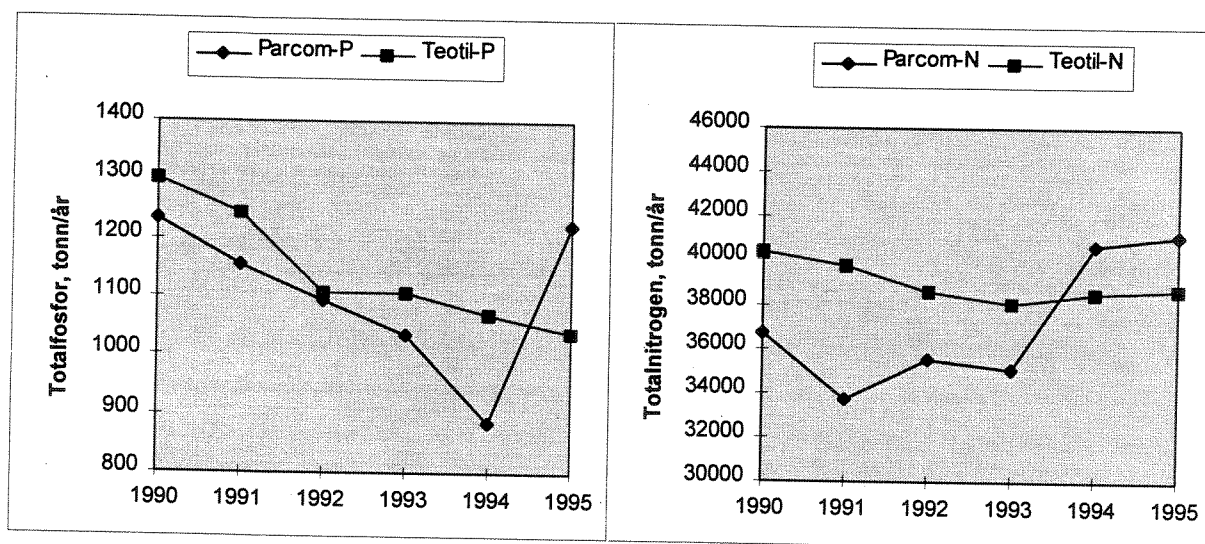
Tilførsler fra vassdrag kan i prinsippet måles på to måter:

1. Ved målinger av konsentrasjon og vannføring ved elvemunningen
2. Ved å benytte beregningsmodeller som inneholder punktkildeutslipp til alle deler av vassdraget, og avrenningskoeffisienter koplet mot arealstatistikk for beregning av arealavrenningen. I tillegg må det tas hensyn til retensjon i vassdraget nedstøms de lokale tilførslene.

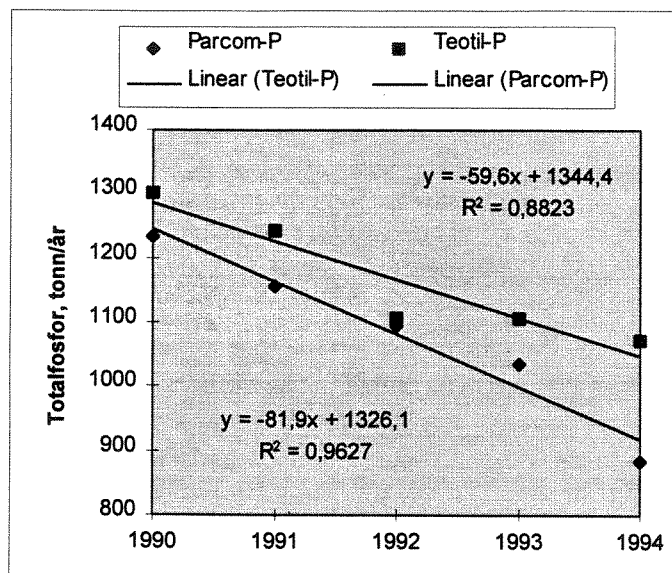
Den første måten å måle på gir kun et sumtall for tilførsler, dvs. ikke fordelt på kilder. Verdiene vil også variere mye fra år til år pga. meteorologiske svingninger. For den andre metoden er imidlertid arealavrenningen beregnet teoretisk og meteorologiske variasjoner er derfor midlet ut.

Selv om forskjellene kan være store fra år til år, bør, i et visst tidsperspektiv (dvs. over endel år), både nivået på tilførslene og evt. *tidstrend* være sammenliknbare.

Figur 2 viser sammenheng mellom de to forskjellige måtene å estimere tilførsler på. For fosfor ser det ut som både nivået og trenden er sammeliknbare, mens dette i mindre grad er tilfelle for nitrogen.



Figur 2. Sammenheng mellom målte elvetilførselsmålinger og beregnede tilførsler (TEOTIL) til Skagerrak-kysten (kyststrekningen Svenskegrensa-Lindesnes).



**Figur 3.** Fosfortilførsler til Skagerrakkysten, tidstrender.

For fosfor slår flommen i 1995 spesielt sterkt ut. På bakgrunn av dette ble det gjort et forsøk på å kjøre en tildstrendstilpasning uten 1995-verdiene (figur 3). Med all mulig forbehold om at dette er et svært tynt datagrunnlag (få punkter) kan det allikevel se ut som trenden for begge beregningsmåtene er sammenlignbare og statistisk signifikant.

Til slutt må det sies at dette er en sammenlikning av datasett som inneholder en viss felles del. Målingene i elvene er ofte trukket noe opp fra elvemunningene. Punktkilder nedstrøms og direkte til kysten, samt avrenning fra nedstrømsarealer er derfor lagt til etterpå. Dette er de samme tilførselene som ligger inne i TEOTIL.



## 2. Vannkvalitetstilstand i Parcom-elve

Det såkalte Parcom-prosjektet innebærer måling av norske elvetilførsler i 10 hovedelver (figur 4) med intensiv prøvetaking, og 145 tilleggselver med et mer begrenset prøvetakingsprogram. Undersøkelsene har pågått siden 1990 (Holtan og medarb. 1991-1996). Vannkvalitet og vannføring måles for hovedelvene i snitt 12 ganger i året og så nært vassdragsutløpet som mulig. Noen elver som Glomma og Orre har såkalt strategisk prøvetaking, dvs. noen flere prøver ved antatt flomperiode.

For at en ikke skal få problemer med saltvannsinntrenging ved høyvann er allikevel prøvetakingspunktet, som tidligere nevnt, trukket noe opp fra munningen. Dette medfører at for store elver som Glomma og Drammenselva er prøvetakingspunktet lagt ovenfor store punktkilder innen industri og kommunalt avløp. Slik sett kan en hevde at målingene kan være egnet til å følge med på utviklingen innen landbrukets tiltaksgjennomføring. Elvene er imidlertid store, og mottar derfor store tilførsler fra utmarksområder, dvs. fjell, myr og skogområder.

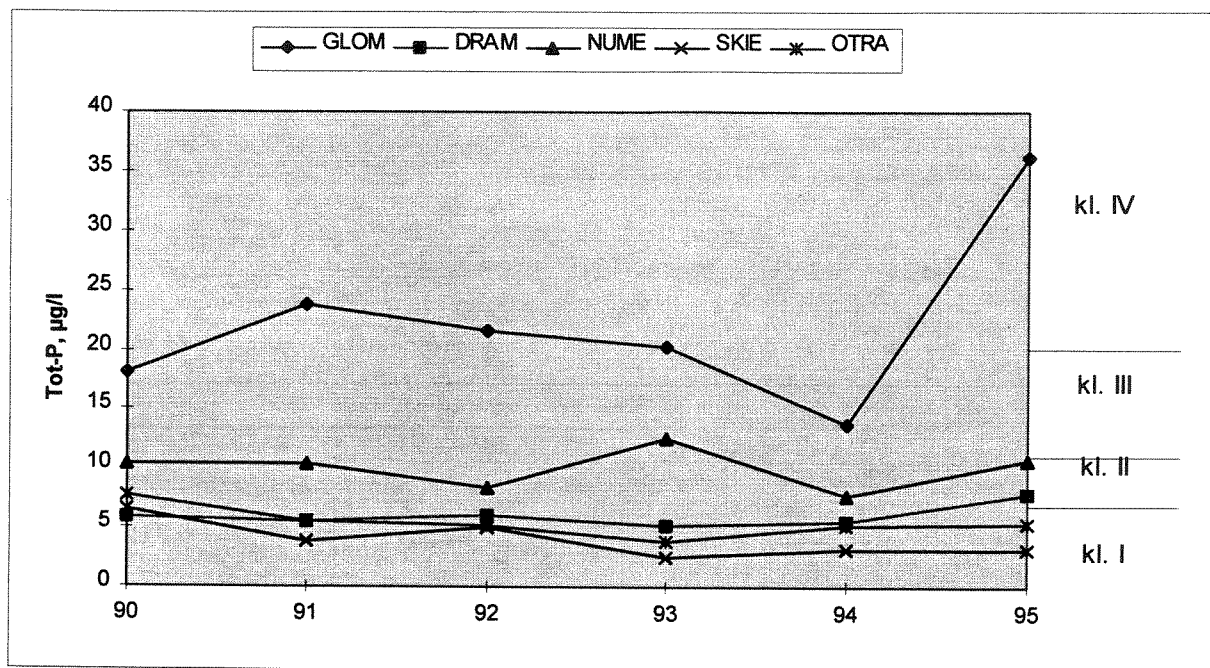
Figur 5 og figur 6 viser vannkvaliteten mhp. fosfor og nitrogen i de store elvene som renner til Skagerrak. Dette er Glomma, Drammenselva, Numedalslågen, Skienselva og Otra.

I løpet av de 6 årene som prosjektet har gått er det vanskelig å se klare trendutviklinger. Forhold som flommen på Østlandet i 1995 slår sterkt ut på vannkvalitetsverdiene. Dette gjelder særlig for Glomma. Foruten året 1995 kan en kanskje øyne en viss nedgang på noen av fosforverdiene i Glomma og Skienselva, men bildet er absolutt ikke klart. Mye tyder på at programmet må få lov til å gå enda ganske mange år før en kan operere med statistisk holdbare konklusjoner.

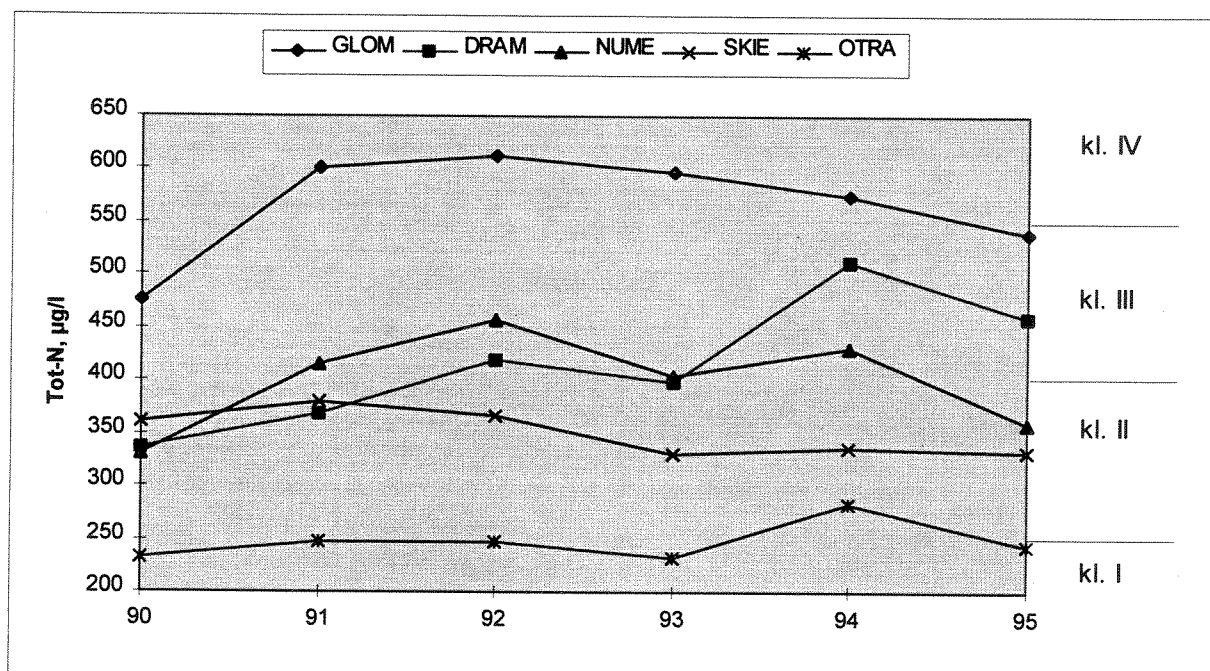
**Figur 4.** Nedbørfeltet til de ti hovedelvene innen Parcom-prosjektet.







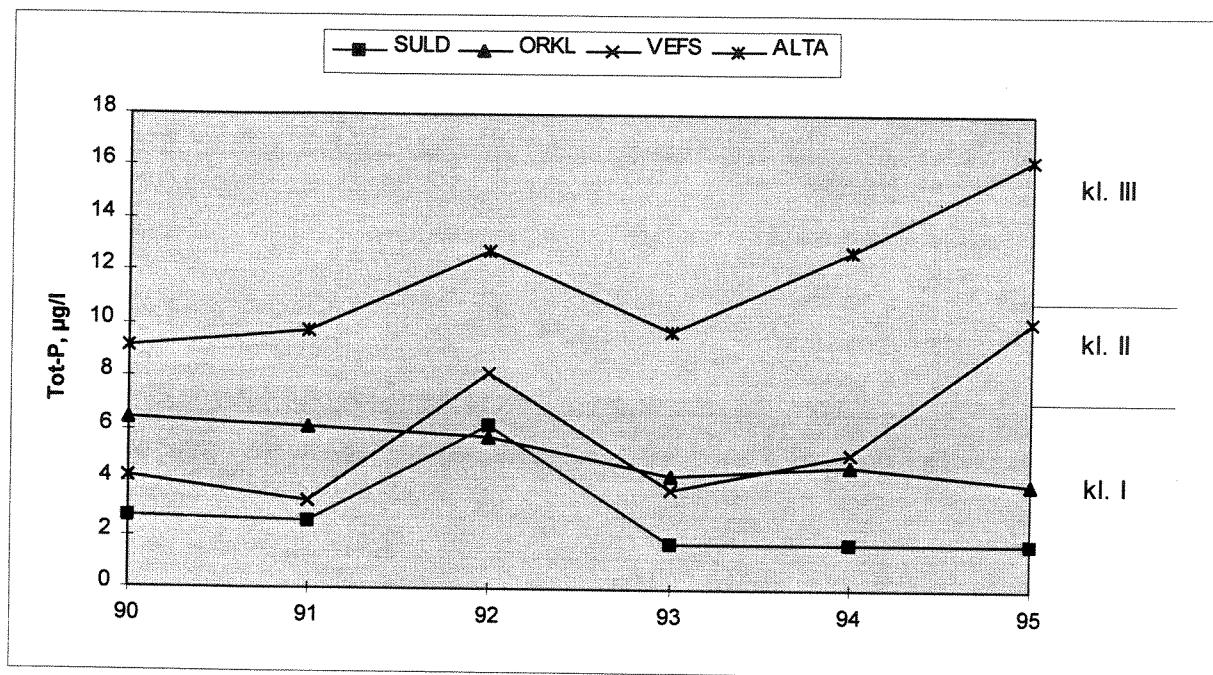
**Figur 5.** Aritmetiske middelverdier for totalfosfor for elvene Glomma, Drammenselva, Numedalslågen, Skienselva og Otra.



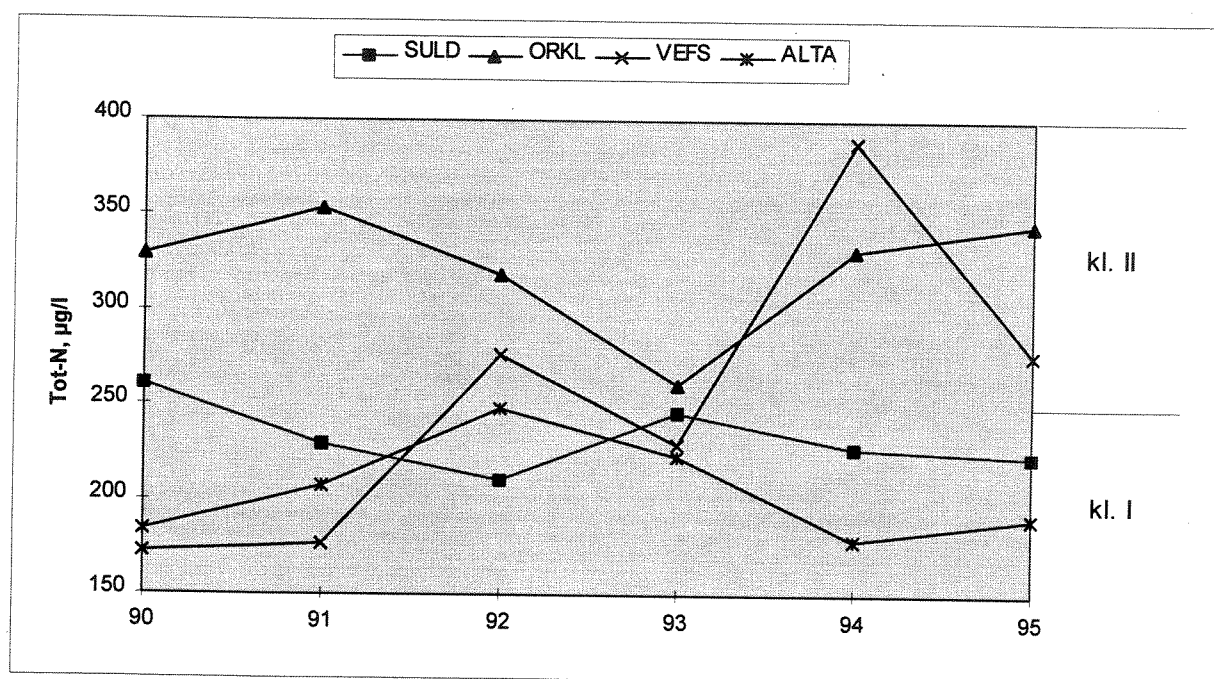
**Figur 6.** Aritmetiske middelverdier for totalnitrogen for elvene Glomma, Drammenselva, Numedalslågen, Skienselva og Otra.

Hovedårsaken til at figur 5 ikke viser så klare fosforreduksjoner over tid som tilførselene i figur 2 og figur 3 er at i de sistnevnte to figurer er punktkildene langs kysten med, mens dette ikke er tilfelle i figuren over.

Når det gjelder elvene som renner til kyststrekningen Lindesnes-Russergrensa er bildet heller ikke spesielt entydig. Figur 7 og figur 8 er i stor grad preget av variasjon i verdiene fra år til år, og konklusjonene må bli at en også her må vente endel år før en evt. kan si noe om tidstrender. Noen av disse elvene har dessuten et relativt begrenset forbedringspotensiale. Figurene viser data fra Suldalslågen, Orkla, Vefsna og Altaelva.

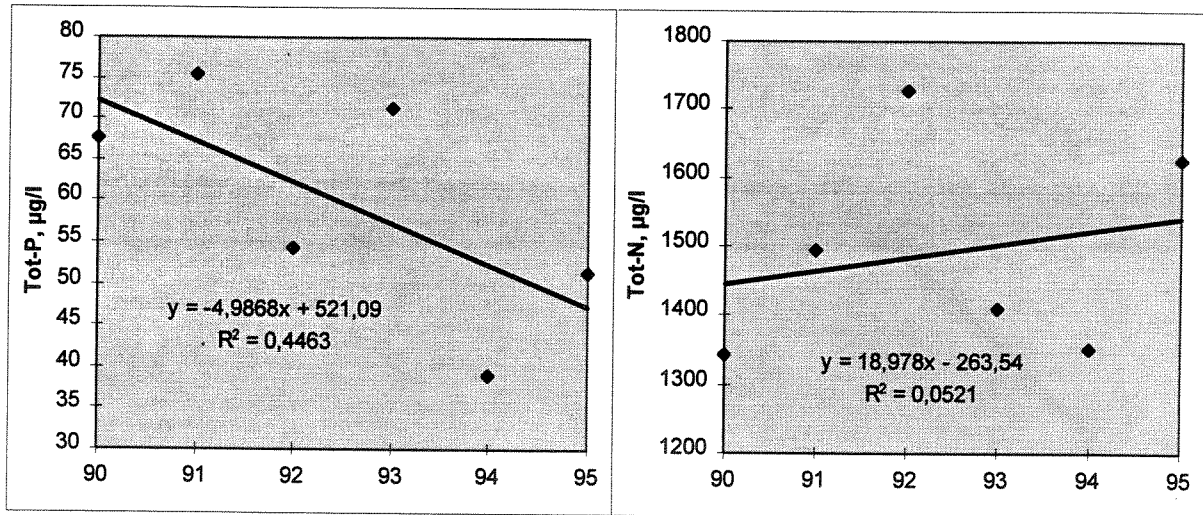


Figur 7. Aritmetiske middelerverdier for totalfosfor for elvene Suldalslågen, Orkla, Vefsna og Alta.



Figur 8. Aritmetiske middelerverdier for totalnitrogen for elvene Suldalslågen, Orkla, Vefsna og Alta.

En av de ti hovedelvene i elvetilførselsprosjektet skiller seg imidlertid noe ut, både når det gjelder størrelse, vannføring og relativ landbrukspåvirkning. Orrevassdraget på Jæren er vist i figur 9. Selv om det er forholdsvis få punkter på kurven og store sprang fra år til år, kan det se ut som det er en reativ klar trendutvikling mot lavere fosforverdier. Determinasjonskoeffisienten eller forklaringsgraden er på 0,45. Dette forteller at 45% av variasjonen i totalfosfor kan forklares ved tidsutviklingen. Variasjonen i fosforverdien er såvidt ikke signifikant på et 90% nivå ( $P=0,11$ ). For nitrogenet er det store sprang, og en svært dårlig trendtilpasning, forklaringsgrad på fattige 0,05. Dette kan sammenholdes med generell kunnskap om tiltaksgjennomføring i vassdraget på nittitallet og tidligere, på slutten av åttitallet.



**Figur 9.** Aritmetiske middelværdier og statistiske tidstrender for totalfosfor og totalnitrogen for Orreelva.

### 3. Vannkvalitetstilstand og -utvikling fra programmet for overvåking av jordbrukspåvirkede vassdrag

#### 3.1 Formål

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

1. Måle/fastsette en vannkvalitet fra år til år som statistisk sett er holdbar, og på bakgrunn av dette kunne bestemme en evt. vannkvalitetstrend.
2. Knytte en evt. vannkvalitetsforandring opp mot jordbrukstiltak i nedbørfeltet.

#### 3.2 Usikkerhetsmomenter i forhold til formålet

##### 3.2.1 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 deponisjon) 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.

### 3.3 Utvalg av eksempel-vassdrag

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 3.2. 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 miljøvernavdeling i *Rømua* på Romerike i Akershus, *Skas-Heigre kanalen* i Klepp i Rogaland og *Hotrankanalen* i Levanger i Nord-Trøndelag. I disse vassdragene har det pågått kontinuerlig prøvetaking med blandprøver og vannføringsobservasjoner. Resultater fra *Grimestadbekken* i Stokke i Vestfold rapporteres sammen med Akersvannet siden den er en viktig tilførselsbekk til innsjøen, og vannkvaliteten i bekken og i innsjøen bør ses i sammenheng. Kjemedata fra Skas-Heigre kanalen er ikke kommet inn i tide. Det er derfor kun begroingsundersøkelsene som er kommet med i årets rapport.

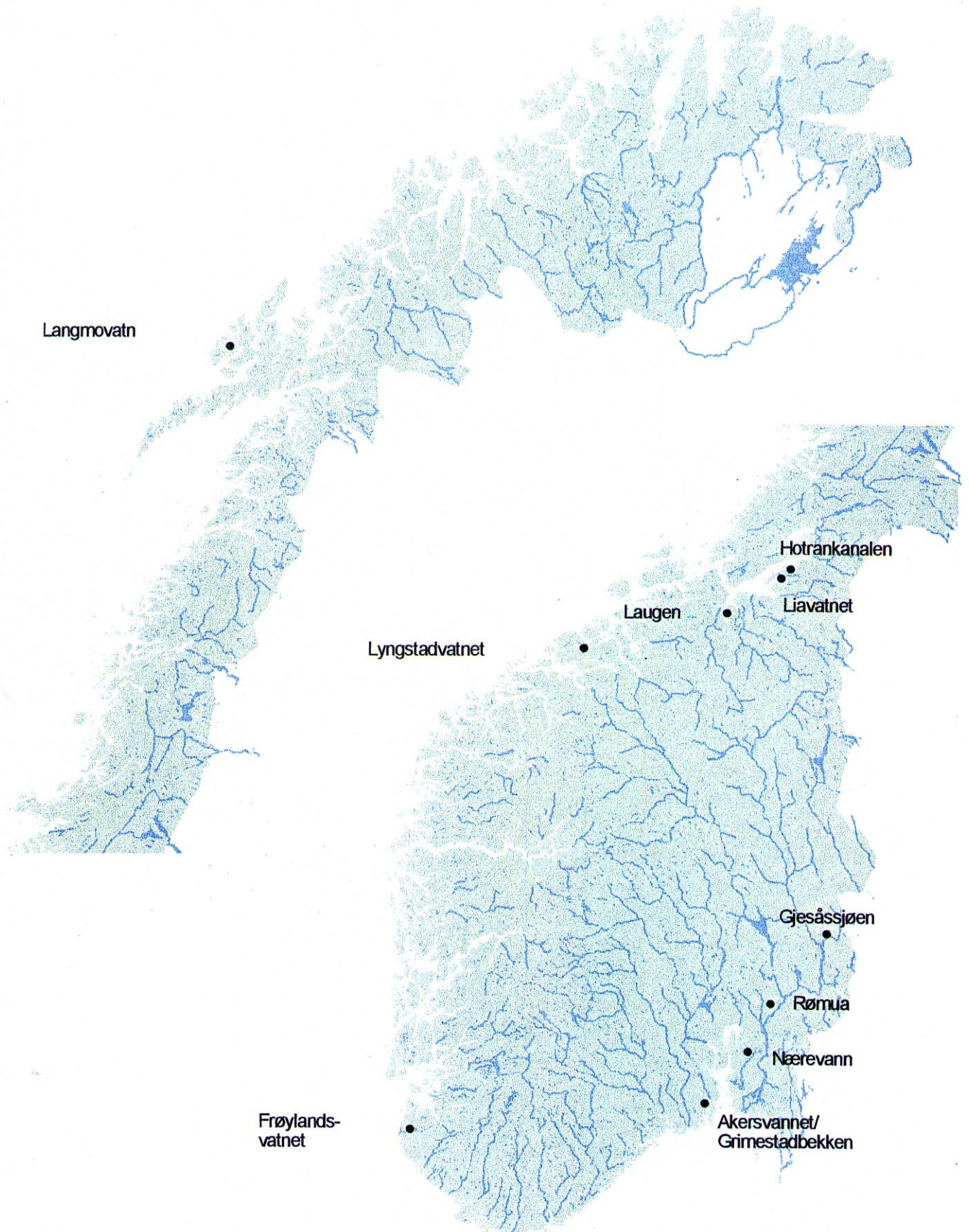
I tillegg er det etablert overvåking i følgende mindre jordbrukspåvirkede innsjøer:

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, Skaun kommune  
 Liavatnet i Nord-Trøndelag, Frosta kommune  
 Langmovatn i Nordland, Bø kommune

Disse innsjøene har med unntak av Lyngstadvannet 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 overvåkingsystem 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. For 1997 tas det sikte på å få til en slik løsning også for Nærevann/Nesbekken. Figur 10 gir en oversikt over de forskjellige overvåkingsobjektene som inngår i programmet.





**Figur 10.** Kart over vannforekomster som i 1996 har vært med i programmet for overvåking av jordbrukspåvirka vassdrag.

## 3.4 Metode

### 3.4.1 Vannkvalitetsovervåking

Vassdragsovervåkingen utføres i regi av fylkesmannens miljøvernnavdeling 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 Rømuva, Hotrankanalen og Grimestadbekken. Begreingsprøver er også tatt ut for disse vassdragene.

Innsjøene er prøvetatt etter to forskjellige 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 1996 er kun høst-snittet gjennomført i enkelte av innsjøene.

For tidligere prøvetakinger er dette i særlig grad skjedd i regi av det landsomfattende eutrofiprosjektet. Her har det vært et noe mer begrenset prøvetakingsopplegg, bl.a. 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 (tarmbakterier).

For innsjøene er det for de 10 blandprøvene analyseret 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

Pga. sen innsending av algeprøver og stor arbeidsbelastning, har det imidlertid ikke vært mulig å få bestemt algeprøvene fra alle innsjøene slik at de er kommet med i rapporten..

#### *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 4). 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 små 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 næringsalter. I tillegg ligger mange av vassdragene i områder med marin leire som har et naturlig innhold av fosfor og som er letteroderbare løsmasser.

**Tabell 4.** Klassifisering av tilstand på grunnlag av overgjødslingsparametere. De to øverste parametere gjelder for elver og bekker. For innsjøer er alle 4 parametere aktuelle. NB, klassegrensene er under revisjon.

Parameter	Tilstandsklasse				
	I "God"	II "Mindre god"	III "Nokså dårlig"	IV "Dårlig"	V "Meget dårlig"
Totalfosfor (µg P/l)	< 7	7 - 11	11 - 20	20 - 50	> 50
Totalnitrogen (µg N/l)	< 250	250 - 400	400 - 550	550 - 800	> 800
Klorofyll a, µg/l	<2	2-3,7	3,7-7,5	7,5-20	>20
Siktedyp, m	<7	7-4	4-2	2-1	<1



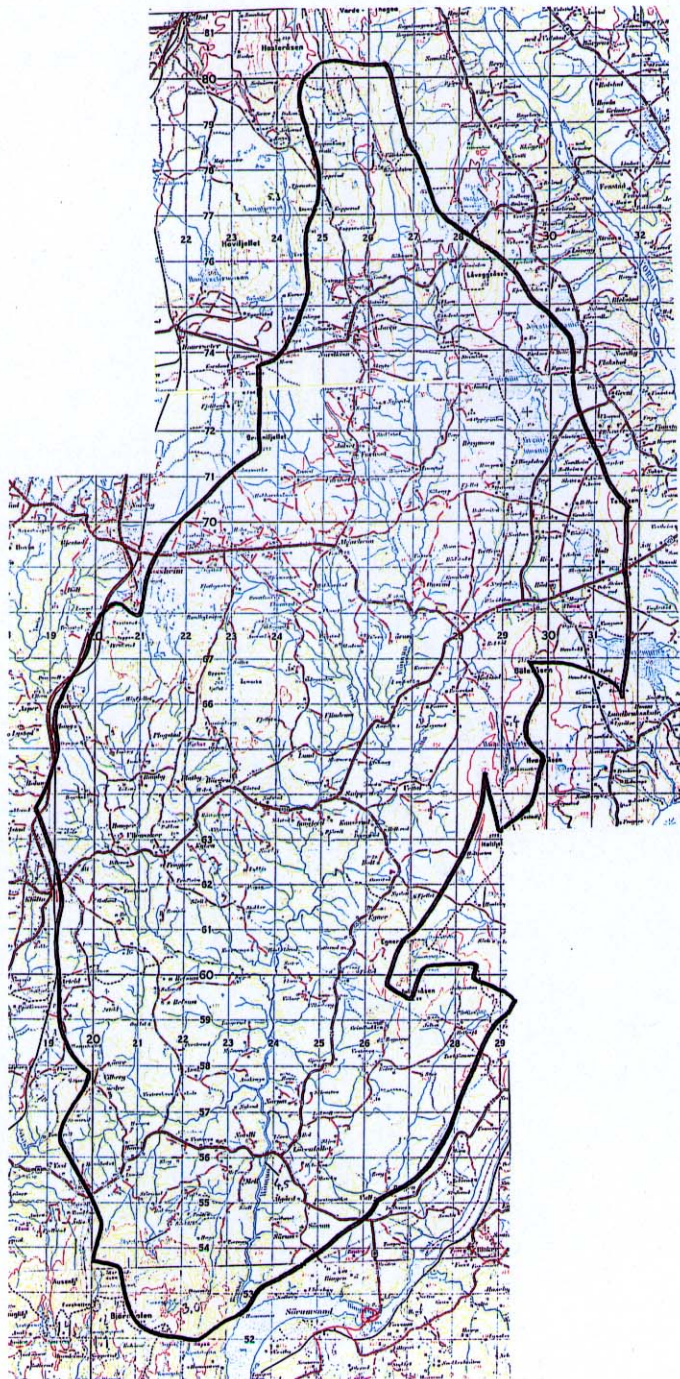
### 3.4.2 Data om nedbørfelt

Langs vassdragene er det satt i gang tiltak for å redusere forurensning fra landbruket. Vi har forsøkt å få inn den siste informasjonen som finnes om nedbørfeltet, men det har ikke vært mulig å få inn fullstendig informasjon om jordbruksdrift og tiltak i nedbørfeltet. Opplysninger om gjennomførte tiltak for å redusere forurensning fra landbruksvirksomhet er delvis hentet fra fylkesmannens miljøvernavdeling/landbruksavdeling og landbrukskontoret i kommunene. Det har vært et mål å få inn informasjon om forurensningsbegrensende tiltak for flere år tilbake, men det har ikke vært gjennomførbart i år. Andel av korn- og oljevekstareal som har overvintret/overvintrer i stubb (tilskudd til endret jordarbeiding), er i noen tilfeller angitt pr. kommune og ikke for det enkelte nedbørfelt.

### 3.5 Resultater fra eksempelvassdrag

#### 3.5.1 Rømua

Figur 11 viser det 206 km<sup>2</sup> store nedbørfeltet til Rømua.



Figur 11. Kart over Rømua og nedbørfeltet

Tabell 5 viser opplysninger om arealbruk særlig knyttet til landbruksaktiviteten i nedbørfeltet. Tallene gjelder hele nedbørfeltet, ikke bare arealet ovenfor prøvetakingsstasjonen på Kauserud. 42 % av nedbørfeltet befinner seg ovenfor dette prøvetakingsstedet.

Tabell 5. Fakta om nedbørfelt, jordbruks- aktivitet og tiltak for Rømuas nedbørfelt.

<b>Kommune</b>	Eidsvoll, Ullensaker, Nes og Sørum
<b>Fylke</b>	Akershus
<b>Totalt nedbørfelt (daa)</b>	206 400 daa
<b>Dyrka mark i nedbørfelt (daa og %)</b>	96 595 daa 45,3 %
<b>Dominerende driftsform i nedbørfeltet (% av jordbruksareal)</b>	Korndyrking 79 % (76014 daa), forøvrig engareal (10%) og noe poteter
<b>I stubb av tot. korn og oljevekstareal 1994/95 (%)</b>	36- 37 %
<b>I stubb av tot. korn og oljevekstareal 1995/96 (daa og %)</b>	24390 daa/ 32 %
<b>I stubb av tot. korn og oljevekstareal 1996/97 (daa og %)</b>	26029 daa/ 34 %
<b>Høstsådd av tot. kornareal 1995/96 (daa/%)</b>	13924 daa/ 18 %
<b>Gjødsling etter plan (foretaksøkonomisk riktig gjødselmengde)</b>	Ukjent antall av i alt 502 bruk i Sørum og Ullensaker. Ukjent ant. bruk i Nes
<b>Tekniske miljø-tiltak (utbedring av gjødselkjeller, silo og planeringsfelter)</b>	Tiltak mot punktkilder, som avrenning fra gjødselkjellere, siloanlegg og melkeromsanellegg antas å ha liten betydning med bare 1-2 % av tilførslene fra jordbruket
<b>Tidspunkt for spredning av husdyrgjødsel</b>	*
<b>Delt gjødsling til alt korn % av tot. kornareal</b>	*
<b>Kloakk-påvirkning</b>	Henholdsvis 9 og 11 % av fosfor- og nitrogentilførslene stammer fra kloakk.
<b>Andre forhold av spesiell betydning</b>	85% av nedbørfeltet under marin grense. Vassdraget er utsatt for oversvømmelse og erosjon. Vassdraget munner ut i Glomma, nedstrøms Bingsfoss kraftstasjon.

\* Opplysninger mangler

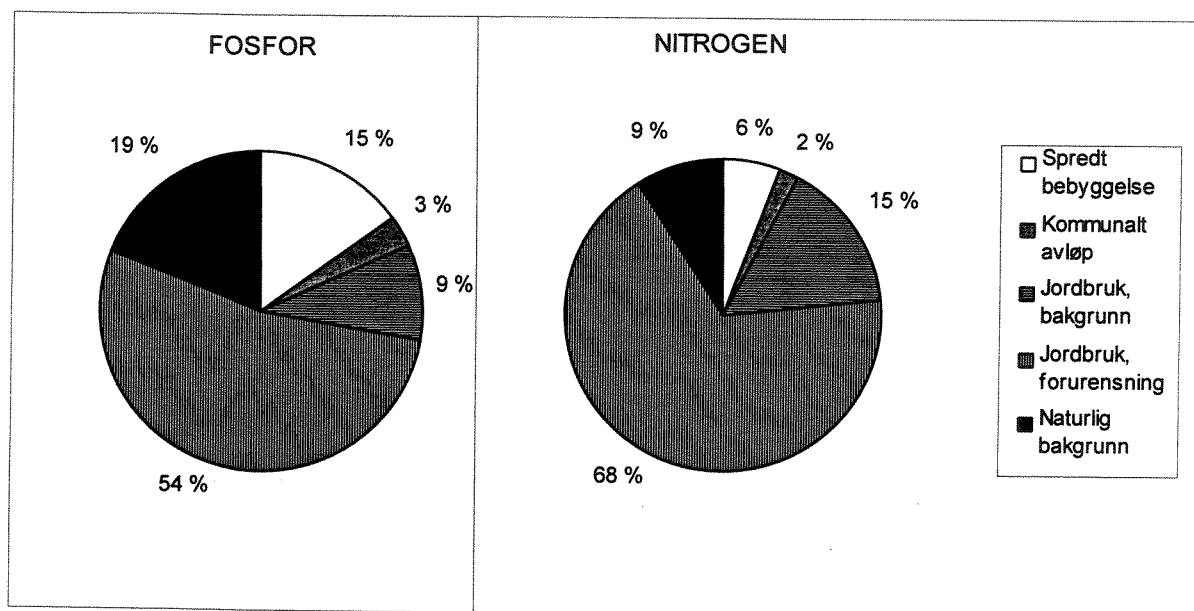
Kilde: Fylkesmannens miljøvernavdeling og landbruksavdeling

Det er de senere år gjennomført tiltak for å redusere avrenning og erosjon fra jordbruksarealene. Korn- og oljevekstarealet i stubb har totalt sett økt med 11 prosentpoeng fra 1991/92 til 1996/97 og de erosjonsutsatte arealene er prioritert i tilskuddsordningen de siste årene. For de to siste år viser imidlertid dette en reduksjon i stubbarealet, og ligger nå noe under det som er gjennomsnittet for fylket. Dette kan være en av forklaringsvariablene til at en vannkvalitetsmessig også ser et tegn til utflating av forbedringen.

Det er i regi av Fylkesmannen i Oslo og Akershus (Wivestad 1996) laget et forurensningsregnskap for Rømu, både for nedbørfeltet ovenfor prøvetakingsstasjonene Kauserud og nedstrøms. Figur 13 viser tilførslene ovenfor prøvetakingsstedet.

En meget stor del av tilførslene kommer fra landbruksarealene, som for hele nedbørfeltet utgjør 45% av arealet og for området oppstrøms Kauserud 42 % av totalarealet. Dette medfører at for 1995

utgjorde landbruket hhv. 54 % av fosfortilførslene og 68 % av nitrogentilførslene. Her er det trukket fra den naturlig avrenningen fra landbruksarealene som ville vært der hvis ikke området var dyrket opp. Dette tilsvarer vanligvis avrenningen fra høybonitets-skog.



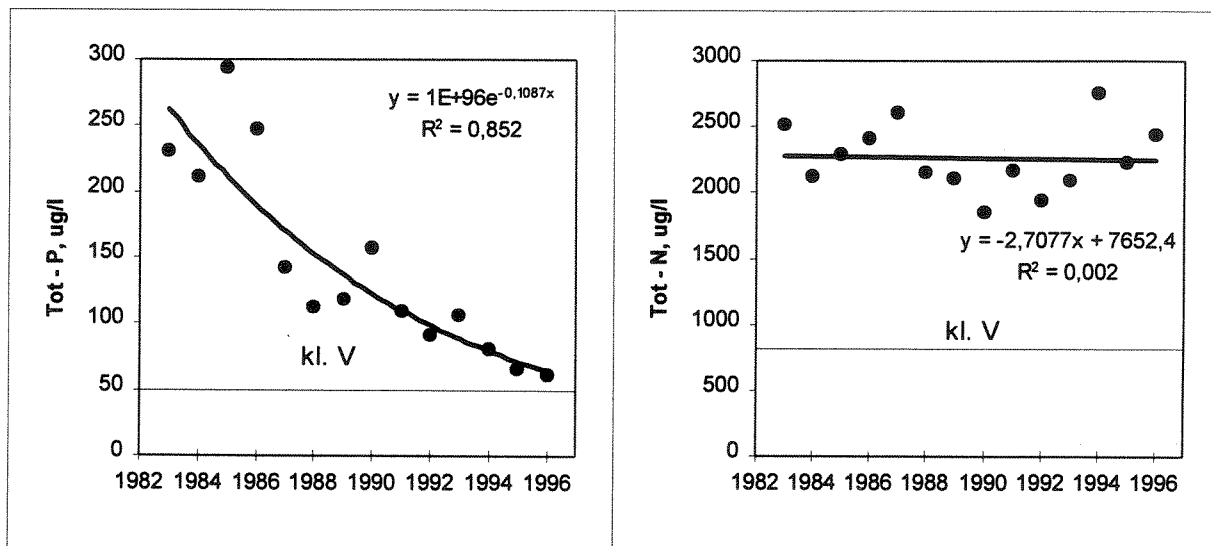
**Figur 12.** Forurensningstilførsler fra arealene over Kauserud prøvetaksstasjon i Rømua fordelt på kilder.

Vannkvaliteten i Rømua hadde relativt høye verdier både av næringsstoffer og partikler i 1996. Spesielt er nitrogenverdiene meget høye, og det er langt ned til verdien på 800 µg/l som skiller tilstandsklasse IV og V. For fosfor som er en viktigere eutrofi-parameter i ferskvann er imidlertid verdiene bragt ned på et nivå som gjør at klasse IV klart er innen rekkevidde.

Overvåkingresultatene viser at fosforkonsentrasjonen er betydelig redusert siden prøvetakingen startet. Pga. relativt lang prøveserie og god metodikk (ukeblandprøver) er usikkerheten i datamateriale redusert betraktelig. Det er derfor interessant å behandle dataene statistisk. Det framkommer en meget klar trendtilpasning i forhold til en eksponentielt avtakende funksjon, noe som kan tyde på en viss utflating av vannkvalitetsforbedringen. Forklaringsgraden ( $R^2$ ) er på hele 0,85 på et 99% signifikansnivå. Dette betyr at det er under 1% sjans for at det er en tilfeldig fordeling av fosforverdiene i forhold til tid. Den lineære tilpasningen er også god, 0,75. Det er ikke mulig å se en tilsvarende trend i nitrogenkonsentrasjonen, og her er verdiene helt ukorrelert med tiden.

Reduksjonen i fosforverdier fra 200-300 µg/l i begynnelsen av prøvetaksperioden til ned mot dagens nivå på 50 µg/l skyldes neppe kun tiltak innen landbruket. Uten å ha klar dokumentasjon for tiltaksgjennomføring på alle sektorer tilbake til begynnelsen av 80-tallet, kan det antas at endel av de første års reduksjoner skyldes kloakktiltak. På denne tiden ble kloakken samlet til et større renseanlegg, og endel enkeltanlegg i spredt bebyggelse ble koplet på. I begynnelsen på 80-tallet var det også endel bakkeplaneringer som bidro til høye fosforverdier. Utover 80-tallet kulminerte denne virksomheten, og tidligere planeringer fikk anledning til å stabilisere seg. Siste års reduksjoner, på 90-tallet, antas videre i stor grad å skyldes tiltaksgjennomføring innen landbruket, der spesielt

jordarbeidingstiltak har betydd mye. Tall fra tilskuddsordningen viser at kornarealene i stubb er økt fra 21% i 1991 til 34% i 1996. I tillegg kommer at en har fått en dreining mot gjennomføring at tiltaket på erosjonsutsatte arealer de siste årene.



**Figur 13.** Aritmetiske middelkonsentrasjoner og statistiske tidstrender i Rømua (v/Kauserud).

Det er tatt ut prøver for begroingsalger ved Kauserud mølle. Prøvene viser et betydelig innhold av forurensningstolerante arter (stort sett grønnalger og kiselalger) som er tilpasset næringsrike vassdrag. Innholdet av arter som bryter ned organisk stoff (bakterier, ciliater og flagellater) viser at det er tilgang på lett nedbrytbart organisk stoff. Siden innsatsen på punktkilder innen landbruket har vært relativt intensiv, og at det kun bidrar med 1-2 % av tilførslene, er det mest sannsynlig at dette stammer fra kloakk. Summert opp kan vannkvalitetsklassen for begroing sies å tilsvare klasse III. Vedlegg A viser situasjonen i detalj.

### 3.5.2 Hotrankanalen

Det ca. 30 km<sup>2</sup> store nedbørfeltet til Hotrankanalen er vist i figur 14.

Hovedkilden til de fosfor- og nitrogenkonsentrasjonene stammer mest sannsynlig fra arealavrenning fra kornarealer (tabell 6). Nedbørfeltdataene er ikke oppjustert for 1996/97. Andelen av kornarealer i stubb er også svært lav. Viktige forurensningsbegrensende tiltak hvor det fortsatt står igjen endel er utbedringer av gjødsellager, spredning av husdyrgjødsel på et større areal, mindre spredning utenom vekstsesongen, utbedringer av siloer, samt utbedringer innen kloakksektoren.

Tabell 6. Fakta om nedbørfelt, jordbruks- aktivitet og tiltak for Hotrankanalens nedbørfelt.

Kommune	Levanger
Fylke	Nord-Trøndelag
Totalt nedbørfelt (daa)	30 234 daa
Jordbruksareal i nedbørfelt (daa / %)	15 520 daa / 51 %
Dominerende driftsform i nedbørfeltet (% av jordbruksareal)	Korn (68 %)
% i stubb av tot. korn og oljevekstareal 1994/95	ca. 12 % (noe økning i høstpløyningen i forhold til året før)
% i stubb av tot. korn og oljevekstareal 1995/96	*
% høstsådd av tot. kornareal	*
Tekniske miljø-tiltak (utbedring av gjødselkjeller, silo og planeringsfelter)	Av 69 gjødsellager med behov for utbedringer, er det gjort tiltak på ca. 50 %. Av 17 siloer med behov for utbedringer, er 11 utbedret.
Tidspunkt for spredning av husdyrgjødsel i vekstsesongen	Fordeling 1994: vår: 60,04 %, sommer: 16,07 % høst: 23,9 % (utenom vekstsesong) Mindre spredning av husdyrgjødsel på høsten enn tidligere (41 % i 1990), mer spredning høst og sommer**.
Gjødsling etter plan (foretaksøkonomisk riktig gjødselmengde)	50 %
Delt gjødsling til alt korn % av tot. kornareal	*
Kloakk-påvirkning	Avløpsforhold er under utbedring- skal legges i kommunalt nett med utløp til sjø
Andre forhold av spesiell betydning	Spredning av husdyrgjødsel på et større areal** Mye hogst. 80 % av nedbørfeltet til st. 26 Leirelva

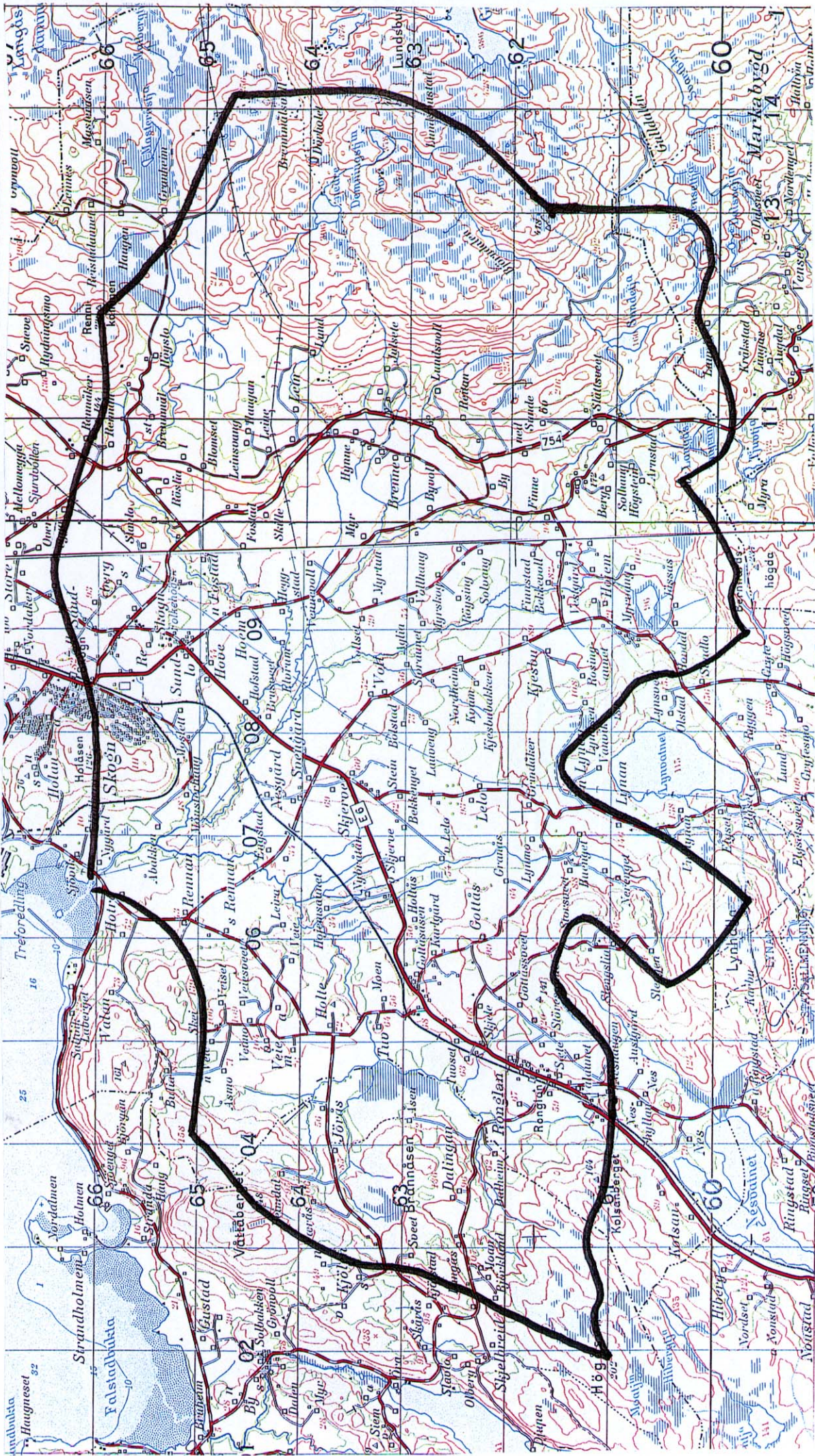
\* Opplysninger mangler

\*\*Resultater fra spørreundersøkelse i Levanger kommune 1994 (repr. 92 % av jordbruksarealet i kommunen).

Kilde: Fylkesmannens miljøvernnavdeling/Levanger kommune

Vannkvaliteten mhp. fosfor og nitrogen viser, som det framgår av figur 15, svært høye verdier på stasjon 26 Leirelva i Hotrankanalen. Hotrankanalen har vært overvåket i perioden 1990 til 1996, men kun siden 1992 etter samme metode (volumproposjonal blandprøvetaker). Det er derfor bare vist verdier fra 1992. I denne perioden har både fosfor- og nitrogenkonsentrasjonene vært svært høye og relativt stabile. Hvis en skal sammenlikne nivåene med andre vassdrag og også knytte dette til en mer beskjedne tiltaksgjennomføring, kan en si at Hotrankanalen ligger på et nivå som Rømua lå på for ca 10 år siden, dvs. før Nordsjøplantiltakene ble iverksatt.



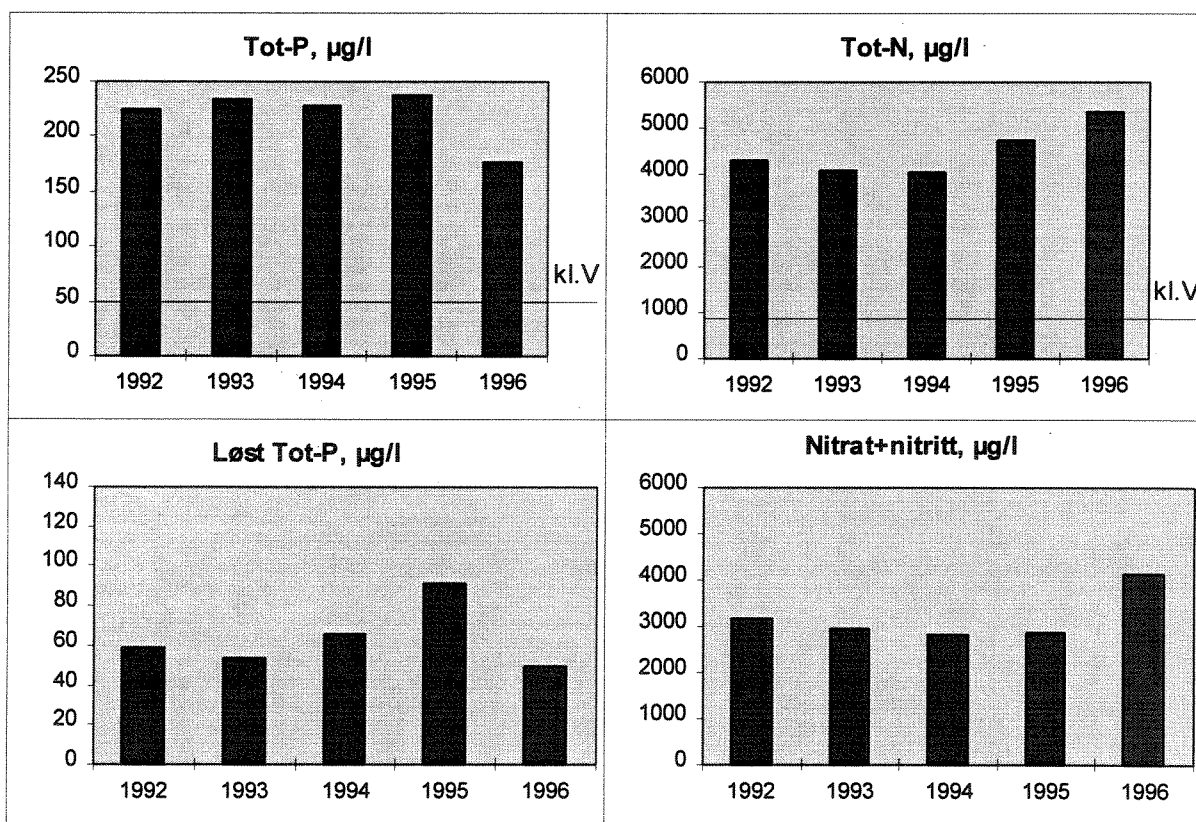


Figur 14. Kart over Hotrankanalen og nedbørfeltet.



Middelkonsentrasjonen av termotolerante koliforme bakterier har avtatt betraktelig i samme periode (ca. 70 %). Mengden organisk materiale har avtatt noe fra 1992 til 1994 (ca. 17 %), men er fremdeles betydelig. Det har vært en økning i mengden partikulært materiale fra 1990 til 1993, men fram til 1995 er verdiene redusert med i overkant av 50 %, selv om partikkelinnholdet fremdeles er høyt. Det relativt lave innholdet av løst totalfosfor viser at mesteparten av fosforet er partikkelbundet. Utifra dette kan en også si at det løste reaktive fosforet, som er det en vanligvis måler på, er beskjedent sett i forhold til totalfosfor, men allikevel av stor betydning nivåmessig. Innholdet av løste uorganiske nitrogenfraksjoner (nitrat+nitritt) som ofte stammer fra handelsgjødning er høyt og utgjør 60-80% av totalnitrogenet.

Det ble funnet ørret i 1990 og 1991. I 1992 og 1993 forsvant all fisken. Året 1992 hadde en tørr og varm forsommer med lav vannføring, samtidig som en gjødningport brast oppstrøms Leirelva. Høyt gjødningsnivå i mange gjødningskjellere vinteren 1992/93 kan ha ført til punktutslipp av husdyrgjødnings eller tidlig spredning om våren. I 1995 har fisken kommet tilbake, selv om tettheten fremdeles er lav. Det er sannsynlig at fisken har kommet tilbake som følge av tiltak som mindre gjødningsspredning utenom vekstsesongen, utbedringer av siloer, samt utbedringer innen kloakksektoren. Det er også hugget endel dekar med skog oppstrøms Leirelva, noe som kan ha medført økt avrenning.



Figur 15. Aritmetisk årsmiddelkonsentrasjon i Hotrankanalen (st.26 Leirelva).

Forøvrig har det vært en bedring i vannkvaliteten for totalfosforkonsentrasjonene ved 5 av de 10 overvåkingslokalitetene (red. på ca. 30 %) i Hotrankanalen, mens det for totalnitrogenkonsentrasjonene har vært en bedring på 8 av 10 lokaliteter (red. på ca 15 %). Dette er



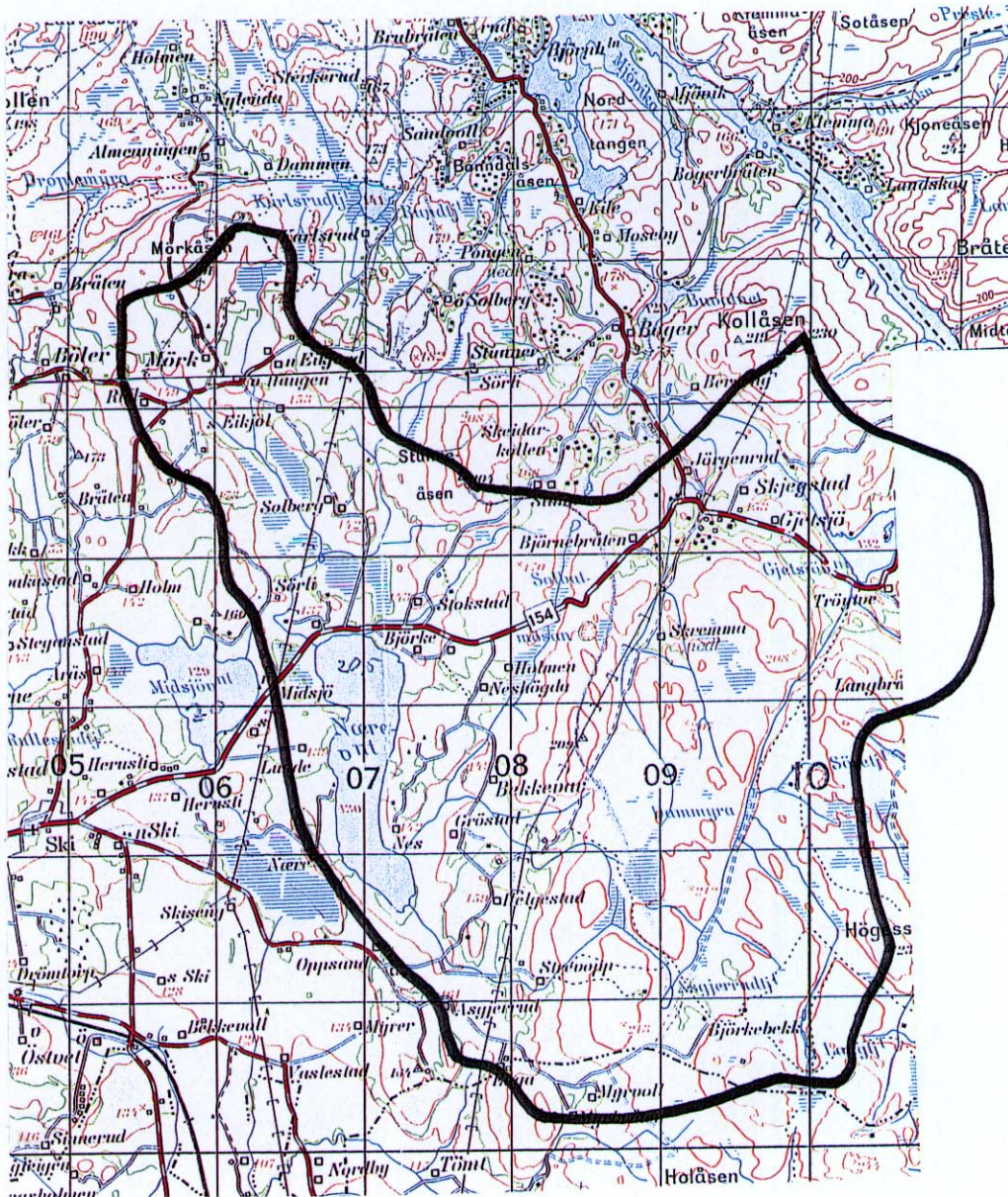
imidlertid små variasjoner som antakeligvis vil ligge innenfor usikkerheten av metoden, i allefall der det kun er manuelle prøvetakinger (alle utenom Leirelva).

Det ble tatt ut begroingsprøver fra Hotrankanalen (ved Leirelva st. 26) både i mai og september. Om våren dominerte en forurensningstolerant blågrønnalgeart, mens om høsten hadde en grønnalgeart dominansen. Forurensningstolerante kiselalger var også tilstede begge ganger. Arter som trives i næringsfattige vassdrag var ikke tilstede. Nedbrytere som sopphyfer og bakterieeggeregater indikerer tilførel av lett nedbrytbart løst organisk materiale om våren (silo, gjødsel eller kloakk), og et høyt ciliatinnhold om høsten indikerer også en viss påvirkning av organiske partikler.

Vannkvalitetsklassen for begroing ligger både vår og høst mellom klasse III og IV. For fullstendig oversikt vises til vedlegg A.

### 3.5.3 Nærevann i Akershus, Ski kommune

Figur 16 viser Nærevann med tilliggende nedbørfelt på 6,4 km<sup>2</sup>.



Figur 16. Nærevann med nedbørfelt.

Tabell 7 viser opplysninger om arealbruk særlig knyttet til landbruksaktiviteten i nedbørfeltet. Jordbruksaktiviteten er preget av relativt ensidig korproduksjon (90%), resten grønnsaker. Stubbarealet ligger noe lavere enn gjennomsnittet for området (ca 30%). Prosentandelen går noe ned fra i fjor. Punktkilder betyr svært lite.

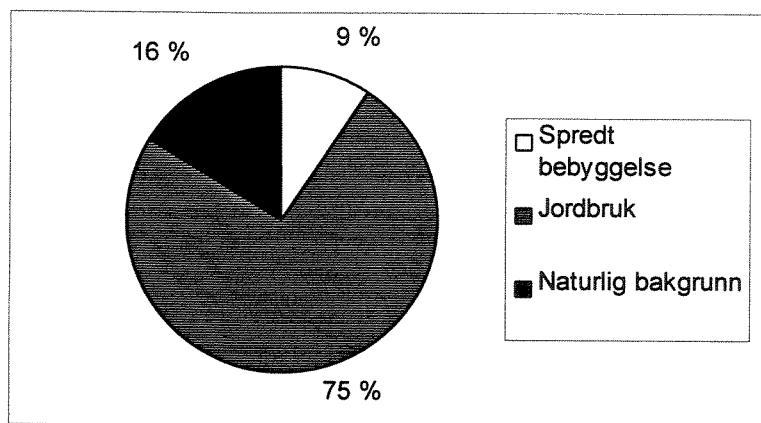
Tabell 7. Fakta om nedbørfelt, jordbruks- aktivitet og tiltak i Nærevannets nedbørfelt.

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)
I stubb av tot. korn og oljevekstareal 1995/96 (%)#	34 %
I stubb av tot. korn og oljevekstareal 1996/97 (%)#	30 %
Høstsådd av tot. kornareal 1995/96 (daa/%)	13924 daa/ 18 %
Gjødsling etter plan (foretaksøkonomisk riktig gjødselmengde)	12 av i alt 24 bruk
Tekniske miljø-tiltak (utbedring av gjødselkjeller, silo og planeringsfelter)	Tiltak mot punktkilder, som avrenning fra gjødselkjellere, siloanlegg og melkeromsanlegg har svært liten betydning da det praktisk talt ikke er dyrehold i nedbørfeltet
Tidspunkt for spredning av husdyrgjødsel	*
Andel høstsådd areal, % av tot. kornareal	*
Delt gjødsling til alt korn % av tot. kornareal	*
Andre forhold av spesiell betydning	Meget stor del av nedbørfeltet under marin grense.

\* Opplysninger mangler # Beregnet av landbruksavd. på bakgrunn av annet arealgrunnlag enn Ski kommune, derfor bare prosenttall

Kilde: Fylkesmannens miljøvernnavdeling og landbruksavdeling.

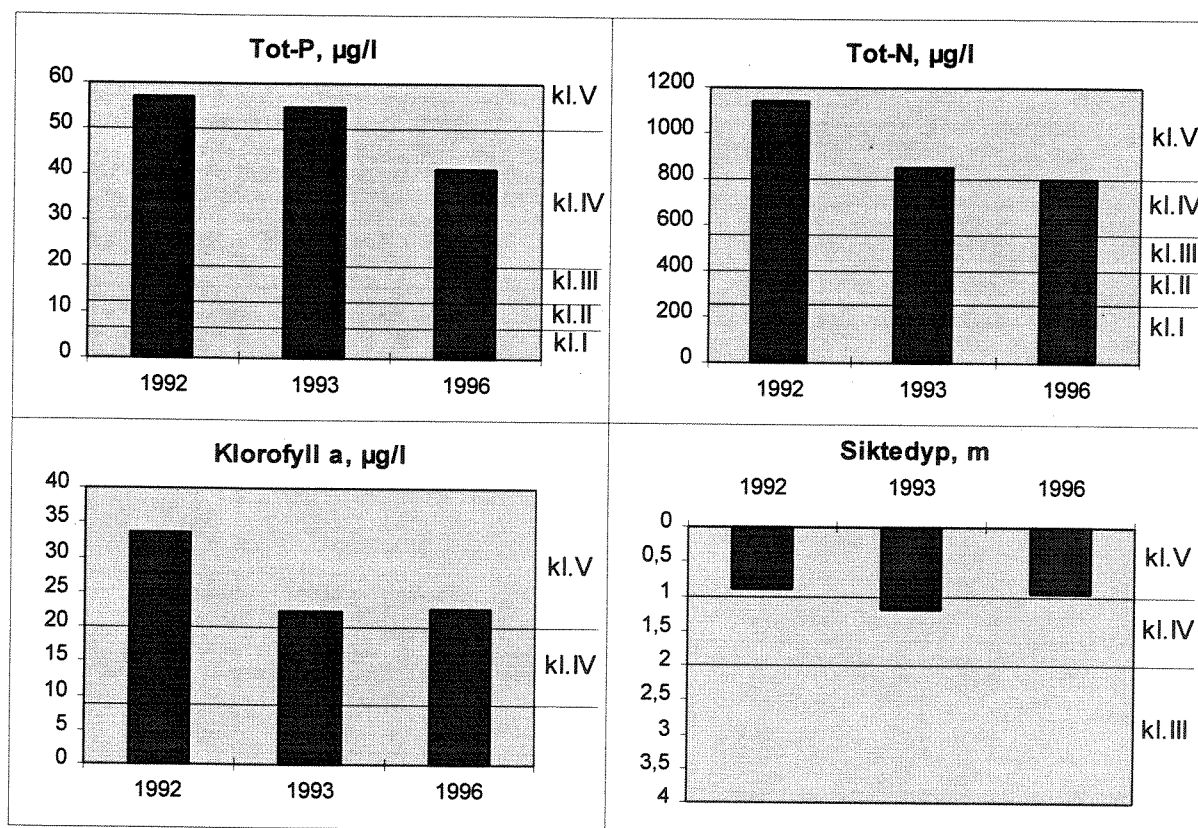
Ski kommune har beregnet arealer på bakgrunn av digitalt kartverk.



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 17 viser fordelingen mellom sektorer. Jordbrukstilførlene inkluderer her all avrenning fra jordbruksarealer, dvs. også den naturlige jordbruksavrenningen.

**Figur 17.** Forurensningstilførsler fordelt på kilder for Nærevann.

Nærevann er overvåket kun i tre år, og i to av årene i regi av det landsomfattende eutrofiprojektet (figur 18).



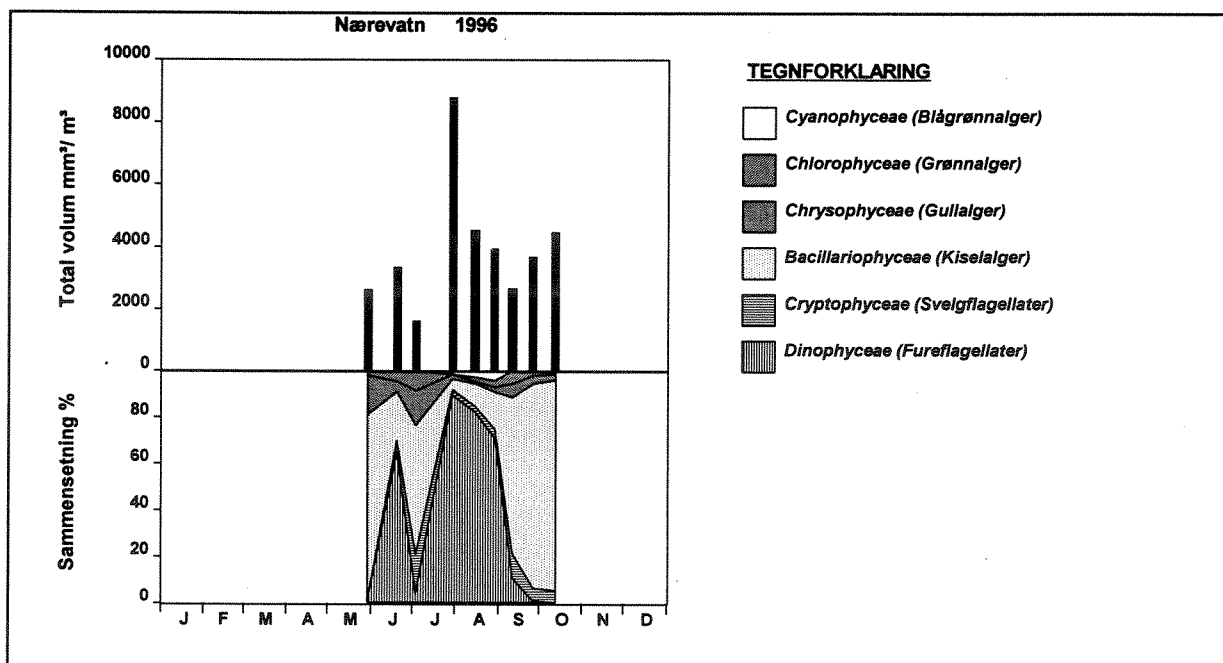
**Figur 18.** Overgjødslingparametre for Nærevann, aritmetisk middel.

Næringssaltparametrene og klorofyllverdiene viser at vannforekomsten befinner seg i tilstandsklasse V, men at det ikke er altfor langt ned til klasse IV. Siktedypet ligger på ca. 1 m i snitt, noe som er



grensen mellom klasse IV og V. Kun 20 % av nitrogenet utgjøres av nitrat. Ammonium og nitritt kan en vanligvis se bort fra i vel oksygenert overflatevann i innsjøer. 80 % av nitrogenet må derfor tilskrives organiske former i dødt eller levende materiale. pH nivåene er ikke problematisk høy, og kommer ikke over 8.0 i noen del av sesongen. Det er først når en kommer over pH 9 at utlekking av fosfat fra sedimentet kan være betydelig. Fargetallet ligger på 22 mgPt/l og turbiditeten på 3.9 FTU. Det er ikke foretatt prøveuttak på forskjellige dyp på slutten av sommerstagnasjonen, slik som det var forutsatt.

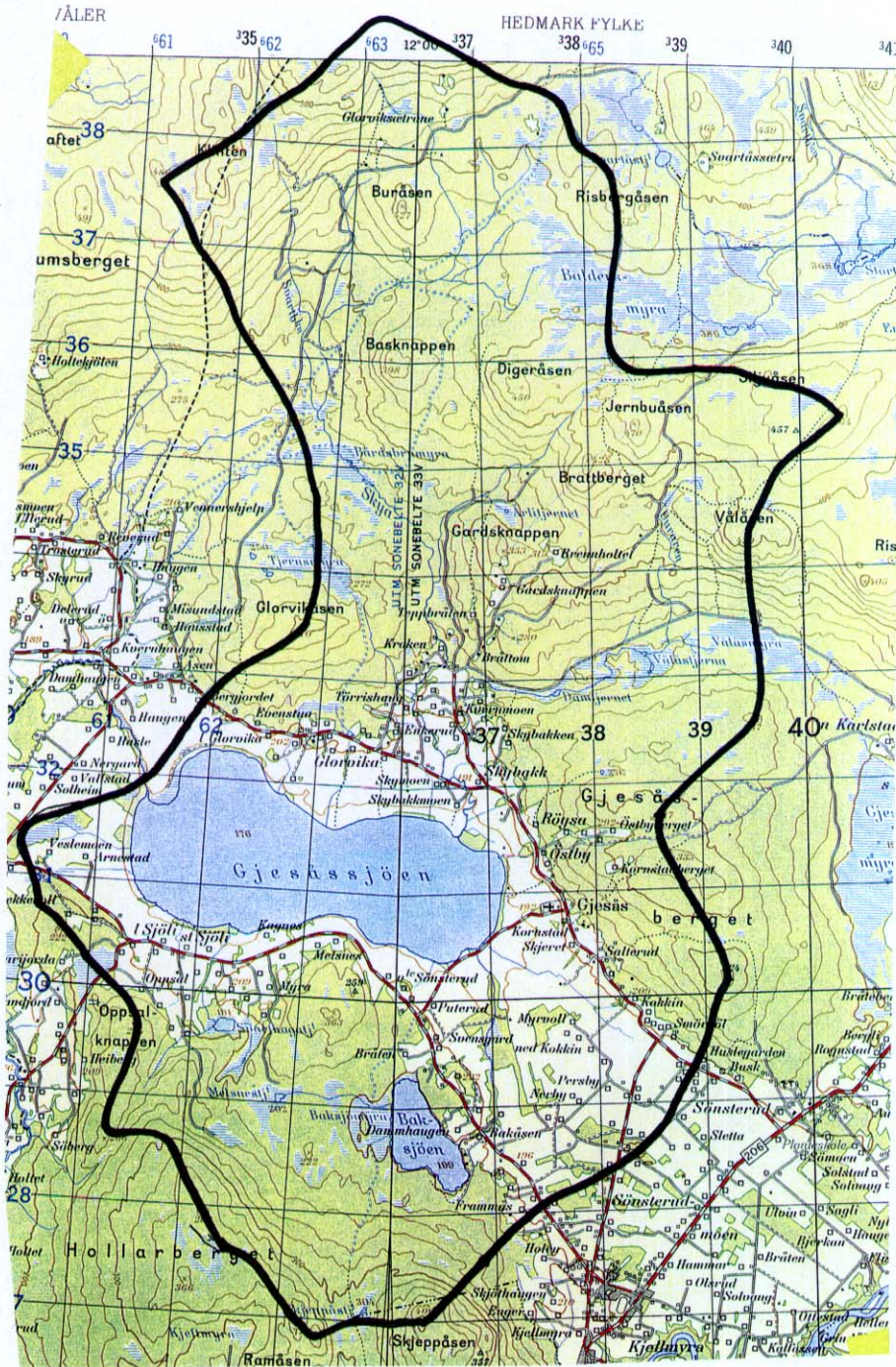
Figur 19 viser at algesammensetningen domineres av kiselalger om våren og høsten og fureflagellater om sommeren. Kiselalgene omsettes godt i næringskjeden. Fureflagellatene om sommeren utgjør ca 90 % av algebiomassen og her finnes nesten bare en art (*Peridinium* sp.) og når mengder i månedsskiftet juli-august som klart må kalles en algeoppblomstring. Vannet blir da farget brunt og siktedypet når sitt laveste på bare 60 cm. 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. Dominans av denne type alger kan imidlertid lett komme i et system som er ute av balanse.



**Figur 19.** Variasjon i totalvolum og sammensetning av planteplanktonet i Nærevann 1996. Totalvolumet er gitt i mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> = mg/m<sup>3</sup> våtvekt.

### 3.5.4 Gjesåssjøen i Hedmark, Åsnes kommune

Figur 20 viser Gjesåssjøen med nedbørfelt på vel 54 km<sup>2</sup>.



Figur 20. Gjesåssjøen med nedbørfelt.

Tabell 8 viser opplysninger om arealbruk særlig knyttet til landbruksaktiviteten i nedbørfeltet. Jordbruket, som utgjør ca. 20 % av nedbørfeltet, er preget av korndyrking, men med en betydelig andel potet-produksjon. En stor andel av kornarealet ligger i stubb over vinteren (45%), og her er andelen økende.

Tabell 8. 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)
I stubb av tot. korn og oljevekstareal 1995/96 (daa og %)	2 700 daa, 33 %
I stubb av tot. korn og oljevekstareal 1996/97 (daa og %)	3 800 daa, 45 %
Høstsådd av tot. kornareal 1995/96 (daa/%)	13924 daa/ 18 %
Gjødsling etter plan (foretaksøkonomisk riktig gjødselmengde)	36 av i alt 100 bruk, økt med 9 bruk fra 1995.
Tekniske miljø-tiltak (utbedring av gjødselkjeller, silo og planeringsfelter)	Tiltak mot punktkilder, som avrenning fra gjødselkjellere, siloanlegg og melkeromsanellegg har svært liten betydning da det praktisk talt ikke er dyrehold i nedbørfeltet
Tidspunkt for spredning av husdyrgjødsel	Ingen spredning utenom vekstsesong
Delt gjødsling til alt korn % av tot. kornareal	3%
Andel høstsådd areal, % av tot. kornareal	0
Andre forhold av spesiell betydning	11 000 daa eller 20 % av nedbørfeltet under marin grense. Utgjøres i stor grad av landbruksareale. 8 bruk med gjødsellagre, 3 med silo. Ca halvparten av anleggene med mangler.

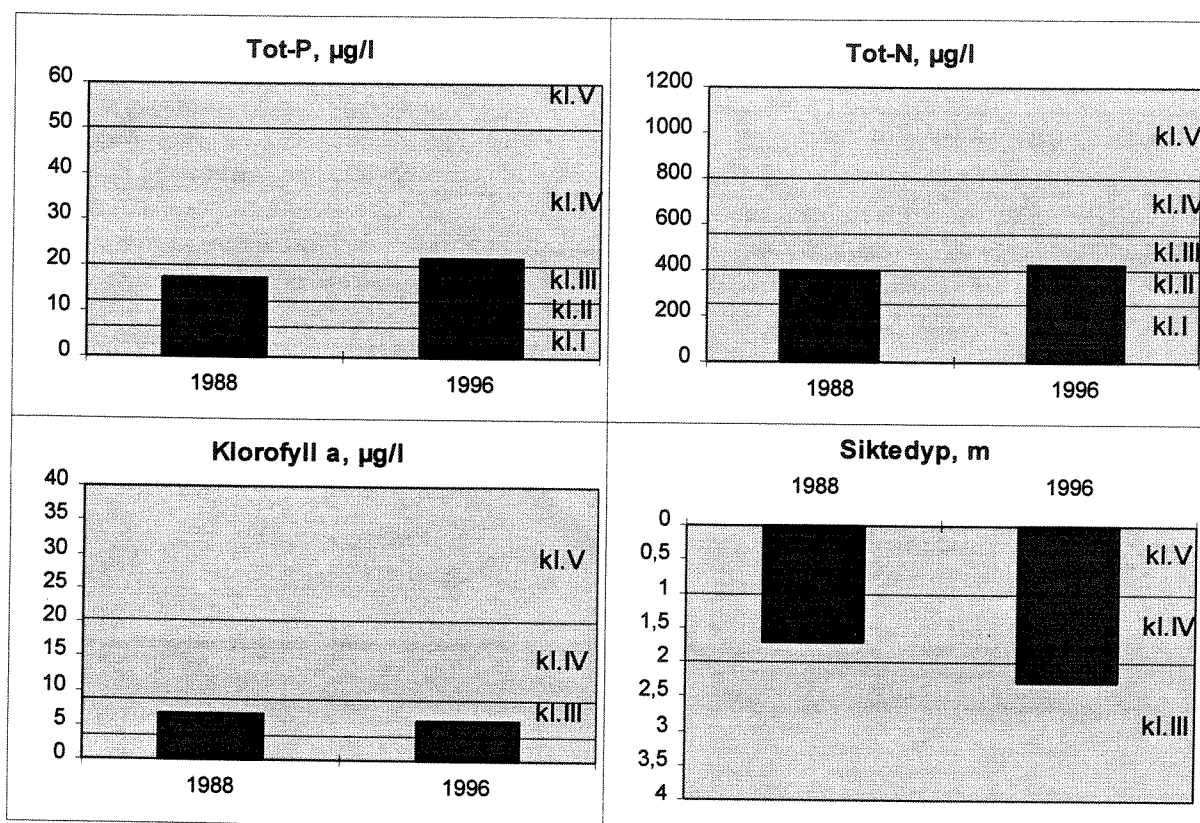
\* Opplysninger mangler

Kilde: Fylkesmannens miljøvernavdeling og landbruksavdeling.

Gjesåssjøens er overvåket kun i to år. I 1988 inngikk den i det landsomfattende eutrofiprojektet (figur 21).

Næringssaltparameterne og klorofyllverdiene viser at vannforekomsten befinner seg mellom tilstandsklasse III og IV. Nitrat utgjør kun 5% av totalnitrogenverdiene, noe som indikerer en meget høy organisk andel. Siktedypet er lavt til å ha såpass beskjedne klorofyllverdier. Heller ikke fargetall eller turbiditet viser spesielt høye verdier, hhv. 26 mg Pt/l og 2,1 FTU. pH ligger stabilt i underkant av 7,0 gjennom hele sesongen. To års overvåking med tildels forskjellige metodikk er imidlertid lite å klassifisere ut i fra. Det er ikke foretatt prøveuttak på forskjellige dyp på slutten av sommerstagnasjonen, slik som det var forutsatt.



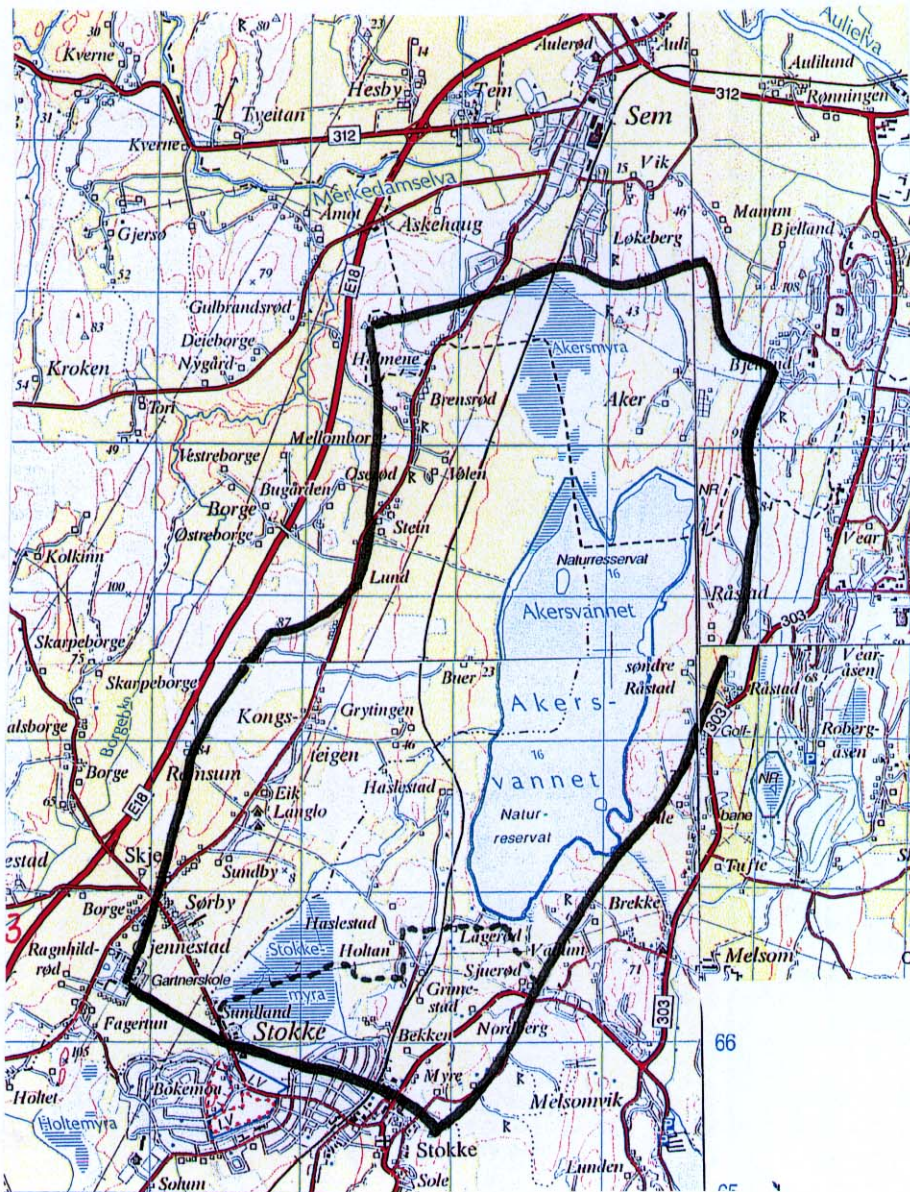


Figur 21. Overgjødslingsparametre for Gjesåssjøen, aritmetisk middel.



### 3.5.5 Akersvannet/Grimestadbekken i Vestfold, Stokke og Tønsberg kommuner

Figur 22 viser Akersvannet og Grimestadbekken med nedbørfelt på totalt 14,1 km<sup>2</sup>.



Figur 22. Akersvannet og Grimestadbekken med nedbørfelt.

Jordbruksproduksjonen i Akersvannets nedbørfelt er dominert av korn (tabell 9). Allikevel er det fortsatt en viss husdyrproduksjon. Stubbarealet ligger omtrent på det som er vanlig i Vestfold, dvs. ca 40%. En stor del av korndriften i dette området kan legges om til vårpløying uten at dette gir avlingstap. Dertil gir en lang vekstsesong sjelden problemer med å få kornet modent. En skulle derfor tro at det fortsatt var et potensiale for å gå over til enda større grad av vårpløying. Forsatt spres en betydelig andel av gjødsla (over 30%) utenfor vekstsesongen. Som en av de få områder i landet har man har kommet godt i gang med tiltaket "delt nitrogen gjødsling til korn".

Tabell 9. Fakta om nedbørfelt, jordbruks- aktivitet og tiltak i Akersvannets nedbørfelt.

Lokalitet	Akersvannet	Grimestadbekken
Kommune	Stokke og Tønsberg	Stokke
Fylke	Vestfold	Vestfold
Totalt nedbørfelt (daa), eksl. innsjø	14 105 daa	1 769
Innsjøoverflate (daa)	2 300 daa	
Dyrka mark i nedbørfelt (daa og %)	5 759 daa, 41 %	791 daa, 45 %
Dominerende driftsform i nedbørfeltet (% av jordbruksareal)	Korndyrking 72 % (4 150 daa)	Korndyrking 46 % (364 daa)
I stubb av tot. korn og oljevekstareal 1994/95 (daa og %)	1 660 daa, 40%	200 daa, 55%
I stubb av tot. korn og oljevekstareal 1995/96 (daa og %)	1 660 daa, 40%	200 daa, 55%
Høstsådd av tot. kornareal 1995/96 (daa og %)	450daa, 15%	100daa, 20%
Gjødsling etter plan 1995 (foretaksøkonomisk riktig gjødselmengde)	10 av i alt 49 bruk gjødsler etter plan	2 av 8 bruk
Gjødsling etter plan 1996 (foretaksøkonomisk riktig gjødselmengde)	12 av i alt 49 bruk gjødsler etter plan	3 av 8 bruk
Tekniske miljø-tiltak (utbedring av gjødselkjeller, silo og planeringsfelter)	Meget god tilstand. Utbedringer avsluttet 1993	Meget god tilstand. Utbedringer avsluttet 1993
Tidspunkt for spredning av husdyrgjødsel	33 % spres utenfor vekstsesong (denne ikke def.)	30 % spres utenfor vekstsesong (denne ikke def.)
Delt gjødsling til alt korn % av tot. kornareal 1996	20	30
Andre forhold av spesiell betydning	Alt areal er under marin grense. En viss andel av dyrehold i nedbørfeltet. 48 % av jordbruksarealet har avrenning til en fangdam.	Alt areal er under marin grense. En viss andel av dyrehold i nedbørfeltet. 8 % av jordbruksarealet har avrenning til en fangdam.

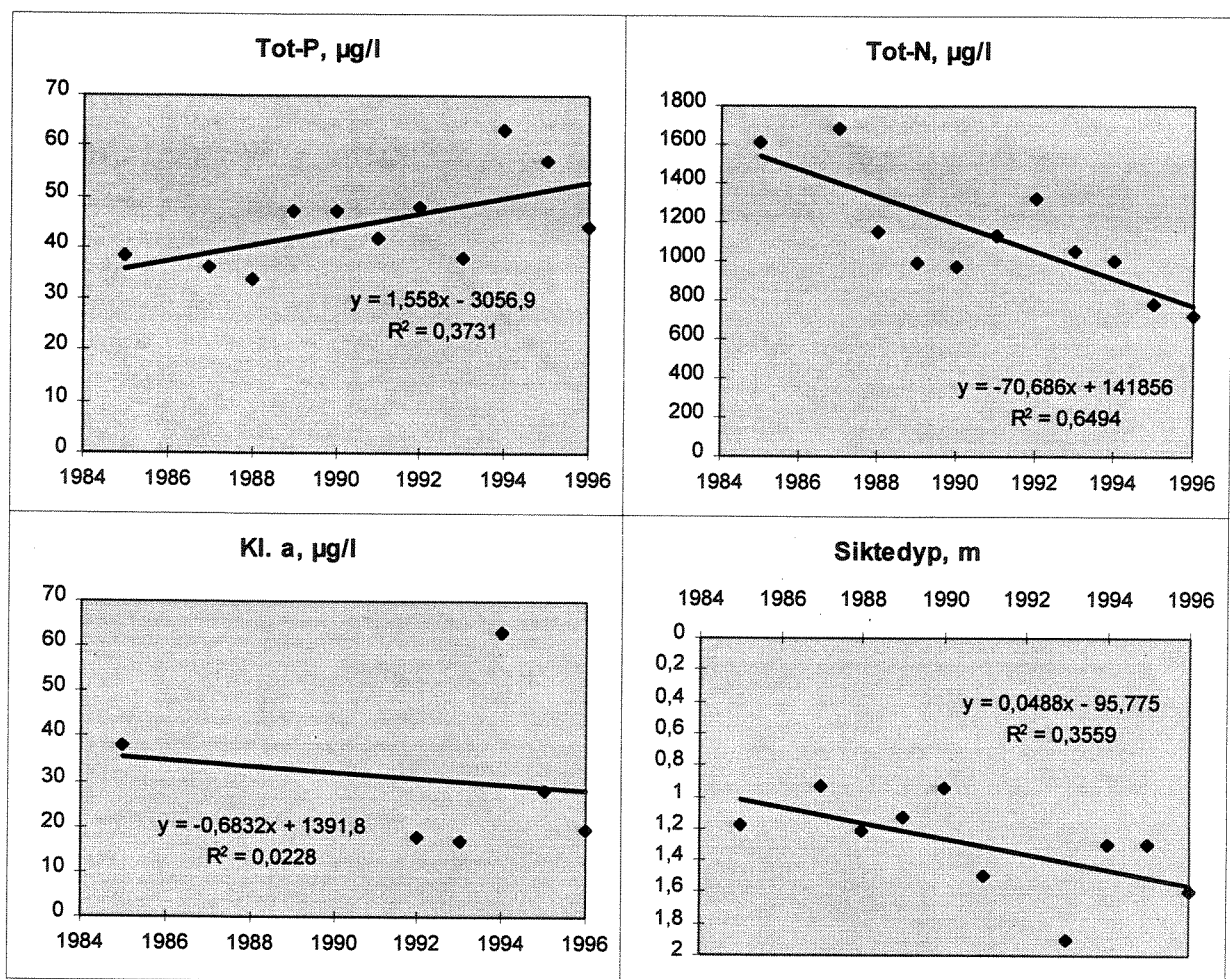
\* Opplysninger mangler

Kilde: Fylkesmannens miljøvernavdeling og landbruksavdeling.

Vannkvaliteten er overvåket tilbake til 1985, om enn med litt forskjellige metoder (Eggestad og Berge 1996). Resultatene er relativt atypiske idet fosforverdiene synes å ha økt noe, særlig de siste tre årene. Nitrogenet har en enda klarere nedgangstrend. Klorofyll har ikke vært fulgt opp med målinger hvert

år, og viser en uklar utvikling. Året 1994 viser høye verdier for både totalfosfor og spesielt klorofyll. Dette året hadde man en stor oppblomstring av fureflagellaten *Ceratium hirundinella*, som er en stor og uspiselig alge med mange pigger. 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. I slutten av juli kollapset *Ceratium*-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.

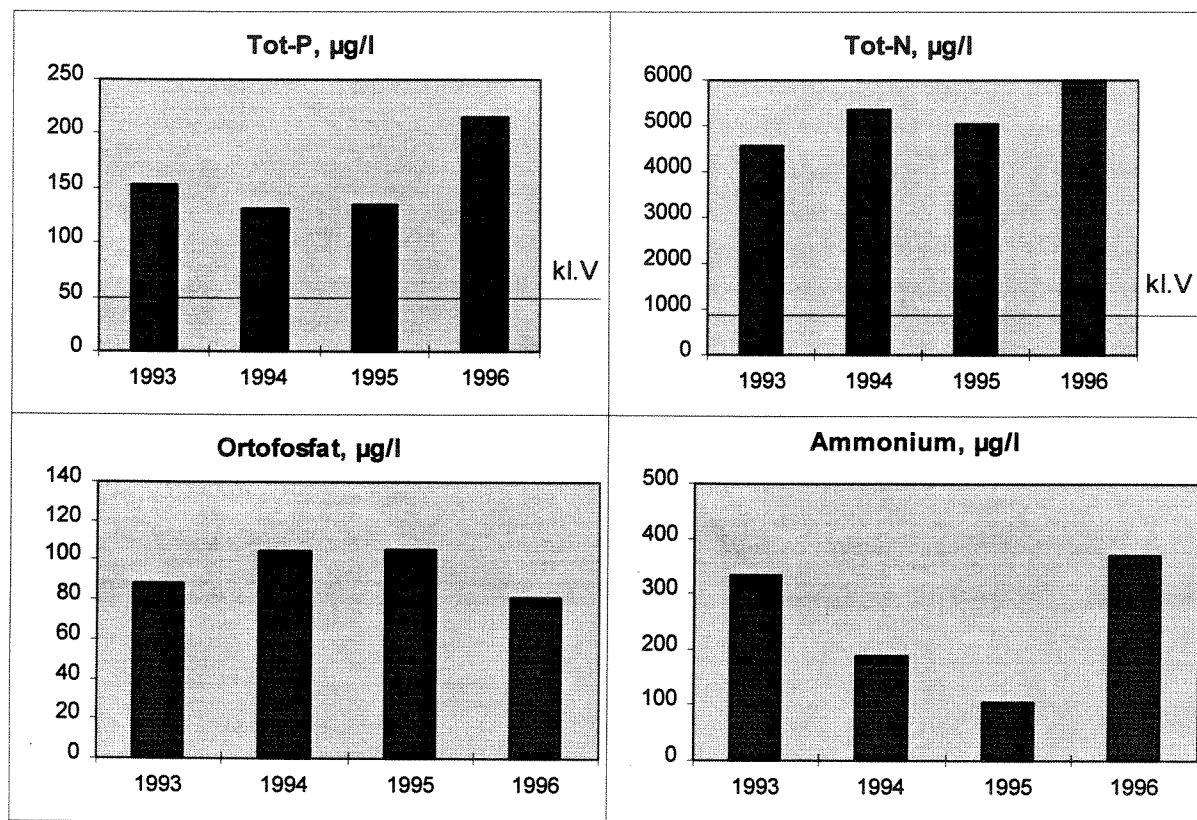
Siktedypet viser en viss forbedring fra ca. 1m til 1,5. Totalt sett kan en si at Akersvannet befinner seg på vippen mellom tilstandsklasse IV og V. Det er ikke foretatt prøveuttak på forskjellige dyp på slutten av sommerstagnasjonen, slik som det var forutsatt.



Figur 23. Overgjødslingparametre og statistiske tidstrender for Akersvannet, aritmetisk middel.

For Grimestadbekken (figur 24) er det kun vært overvåket fra 1993. Verdiene er jevnt over høye og viser ingen klare trender. Ortofosfatandelen, dvs. den andelen av fosforen som grovt regnet er tilgjengelig for algene, er ganske høy, og svinger mellom ca 40-80 % av totalfosforet fra år til år. Sammenholdt med de relativt høye ammoniumverdiene viser dette klare påvirkninger fra punktkilder, dvs. husdyrgjødsel eller kloakk fra spredt bebyggelse.





Figur 24. Overgjødslingsparametre for Grimestadbekken, stasjon Lågerød, aritmetisk middel.

Det er tatt ut prøver for begroingsalger i Grimestadbekken både ved øvre og nedre målestasjon. Begroingen var dominert av en forurensningstolerant blågrønnalgeart, enkelte tolerante kiselalger og jernbakterier. Forurensningsømfentlige arter ble ikke funnet i prøvene. Forekomsten av nedbrytningsorganismer, særlig mye ciliater, viser tilførsel av partikulært og løst organisk materiale. Totalt sett kan en si at med hensyn på begroing havner Grimestadbekken i tilstandsklasse III-IV. Detaljer om begroingen er gitt i vedlegg A.

### 3.5.6 Frøylandsvannet i Rogaland, Bryne og Klepp kommuner

Nedbørfeltet til Frøylandsvannet strekker seg over tre kommuner og er totalt 55 km<sup>2</sup> stort (figur 25). På tross av et så stort nedbørfelt er allikevel ca 50% av nedbørfeltet fulldyrka (tabell 10). Området er preget av husdyrhold og grasproduksjon, og med bare ca 10% korn. Husdyrtettheten er meget høy. Man har vært tidlig ute, og gjennomført mange tiltak innenfor gjødselhåndtering. Tilnærmet all husdyrgjødsel spres nå i vekssesongen. Tekninske anlegg er også i meget god forfatning.

Tabell 10. Fakta om nedbørfelt, jordbruks- aktivitet og tiltak i Frøylandsvannets nedbørfelt.

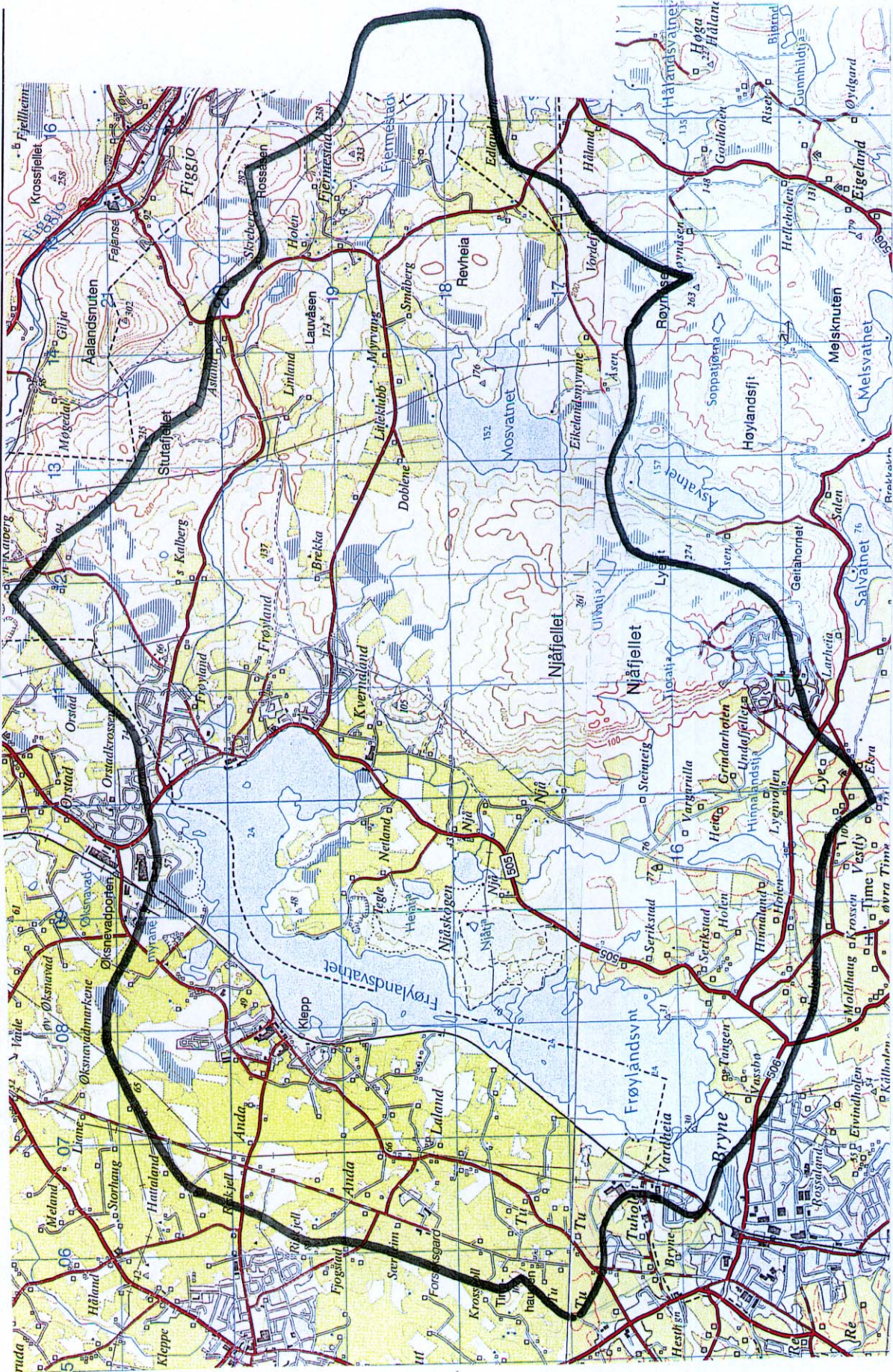
Kommune	Gjesdal	Klepp	Time
Fylke	Rogaland	Rogaland	Rogaland
Totalt nedbørfelt (daa)	55 000		
Innsjøoverflate (daa)	4 950		
Jordbruksareal, fulldyrket (daa):	338	6 000	16 000
kulturbeite (daa):	3	700	11 000
Antall bruk:	2	38	98
Dominerende driftsform i nedbørfeltet (% av jordbruksareal)		Husdyr Poteter, grønsaker Korn	90 % grovfor (eng/raigras) 10 % korn
I stubb av tot. korn og oljevekstareal 1994/94 (%)		8 %	100 %
I stubb av tot. korn og oljevekstareal 1995/95 (%)		7 %	100 %
Høstsådd av tot. kornareal 1995/96 (%)	0	0	0
Gjødsling etter plan, areal (daa) (foretaksøkonomisk riktig gjødselmengde)	341 daa	80-90 %	?
Tekniske miljø-tiltak (utbedring av gjødselkjeller, silo og planeringsfelter)		Bra gjennomført	10 stk pr. år
Tidspunkt for spredning av husdyrgjødsel	Veksetida	Vekstsessong	98 % i veksetida 2 % om hausten
Delt gjødsling til alt korn % av tot. kornareal	0	10 %	0 %
Andel høstsådd areal, % av tot. kornareal	*	*	*
Andre forhold av spesiell betydning			

\* Opplysninger mangler

Kilde: Fylkesmannens miljøvernavdeling og landbruksavdeling.

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 95% nivå. Dette gjelder delvis for nitrogen også, hvor nedgangen er signifikant på et 90% nivå. For klorofyll og siktedyp er utviklingen *ikke* signifikant på et 90% nivå. Frøylandsvannet 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.



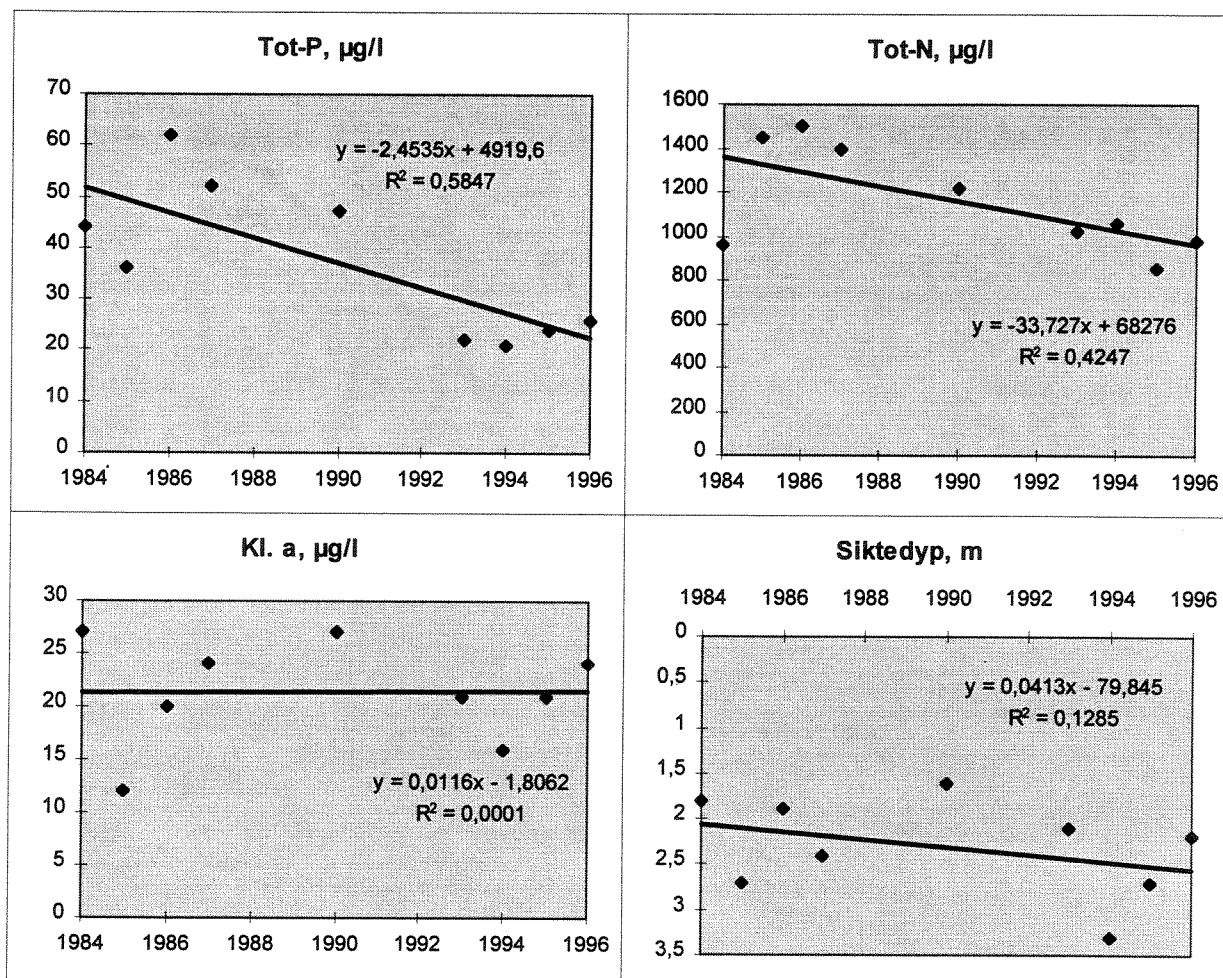


Figur 25. Froylandsvatn med nedbørfelt.



Frøylandsvannet er en "vanskelig" innsjø som pga. høy pH lekker fosfor 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.

Fosformengden er redusert fra tilstandsklasse IV-V til klasse III-IV. Nitrogenet ligger fortsatt i klasse V. Klorofyllmengden tipper såvidt over i tilstandsklasse V, mens siktedypet nok er i klasse III. Totalt sett kan en si at innsjøen befinner seg i klasse IV. Det er ikke foretatt prøveuttak på forskjellige dyp på slutten av sommerstagnasjonen. Denne innsjøen er relativt grunn og sterkt vindpåvirket, mesteparten av vannmassen er derfor under kontinuerlig sirkulasjon. Det er ikke tatt ut kvantitative algeprøver for 1996.

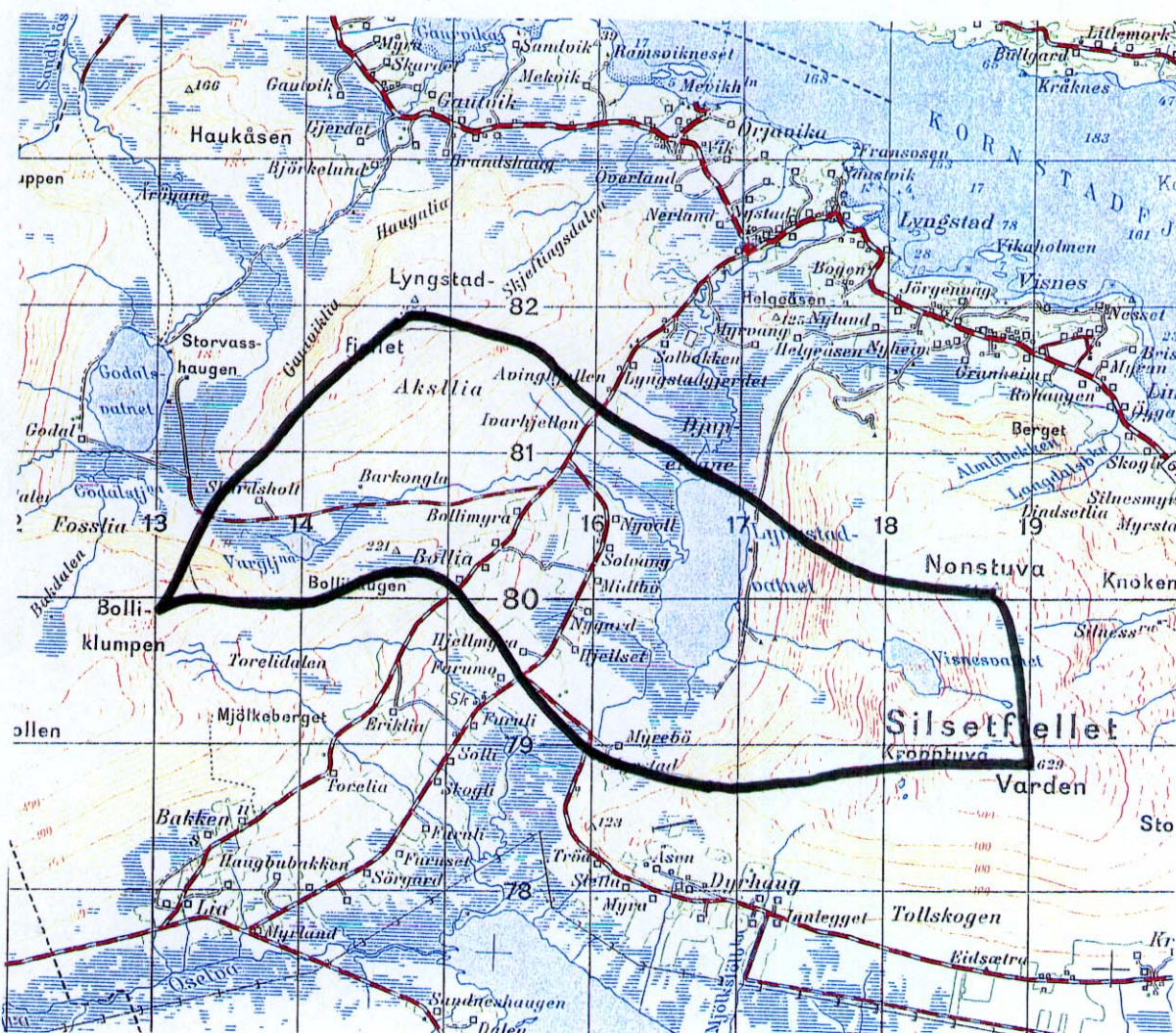


Figur 26. Overgjødslingparametre og statistiske tidstrender for Frøylandsvatnet, aritmetisk middel.



### 3.5.7 Lyngstadvannet i Møre og Romsdal, Eide kommune

Lyngstadvannet og dets nedbørfelt er vist i figur 27. Nedbørfeltet er på 8,9 km<sup>2</sup>, og mange av de på kartet anviste myrene er drenert og dyrket opp.



Figur 27. Lyngstadvannet med nedbørfelt.

Gjennomføringsgraden for sentrale tiltak innen gjødselhåndtering og tekniske anlegg har vært relativt god (tabell 11). Fortsatt gjenstår noen få gjødselkjellere å utbedre. Under halvparten av brukene har gjødselplan.

Tabell 11. Fakta om nedbørfelt, jordbruks- aktivitet og tiltak i Lyngstadvannets nedbørfelt.

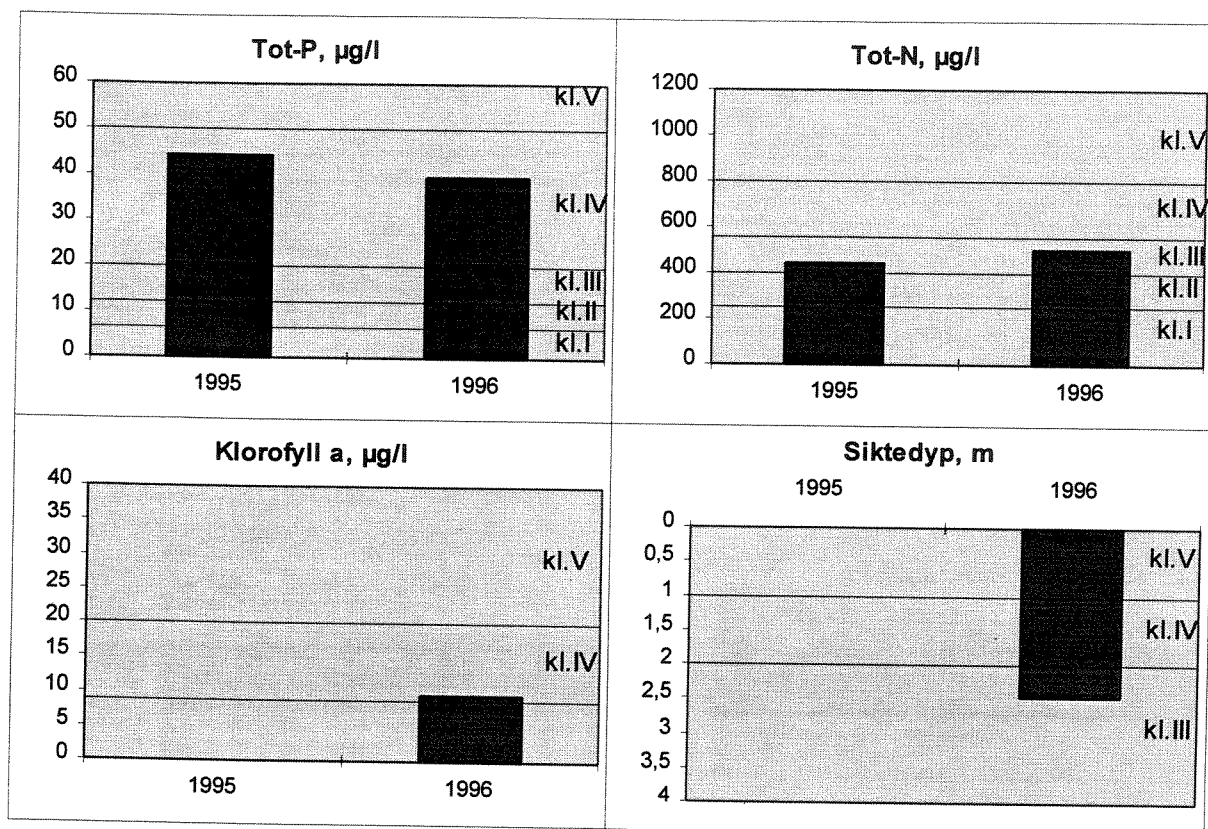
Kommune	Eide
Fylke	Møre og Romsdal
Totalt nedbørfelt (daa)	8 900 daa (eksl. vannareal)
Innsjøoverflate (daa)	600 daa
Dyrka mark i nedbørfelt (daa og %)	1 870 daa, 21 %
Dominerende driftsform i nedbørfeltet (% av jordbruksareal)	Mest grasproduksjon, litt korn
I stubb av tot. korn og oljevekstareal 1995/96 (daa og %)	100
I stubb av tot. korn og oljevekstareal 1996/97 (daa)	140 daa bygg og 52 daa havre er vårpløyd. Alt vårpløyes.
Høstsådd av tot. kornareal 1995/96 (daa/%)	Intet
Gjødsling etter plan (foretaksøkonomisk riktig gjødselmengde)	9 bruk av i alt 24
Tekniske miljø-tiltak (utbedring av gjødselkjeller, silo og planeringsfelter)	Av 12 gjødselanlegg og 12 siloanlegg har hhv. 2 og 3 mangler og 1 og 3 er utbedret.
Tidspunkt for spredning av husdyrgjødsel	5% spredning utenom vekstsesong (1. mai-1. okt.) Ingen spredning etter 15.09 uten disp.
Delt gjødsling til alt korn % av tot. kornareal	Lite aktuelt pga. grasproduksjon.
Andel høstsådd areal, % av tot. kornareal	0 %, alt sås om våren.
Andre forhold av spesiell betydning	Ca. 10 % av arealet er under marin grense (50m). Stor andel av dyrehold i nedbørfeltet.

\* Opplysninger mangler

Kilde: Fylkesmannens miljøvernavdeling og landbruksavdeling.

Vannkvaliteten i Lyngstadvatn har kun vært overvåket i to år (figur 28). Spesielt fosforverdiene er høye, og ligger rundt 40 µg/l. Relativt sett er det noe lavere verdier for nitrogen og algemengde. Siktedypet er i overkant av 2m. Nitratforbindelsene utgjør kun 14% av totalnitrogenet. Tilskuddet av organisk nitrogen fra myrene kan være betydelig. For overgjødsling ligger innsjøen i tilstandsklasse IV.

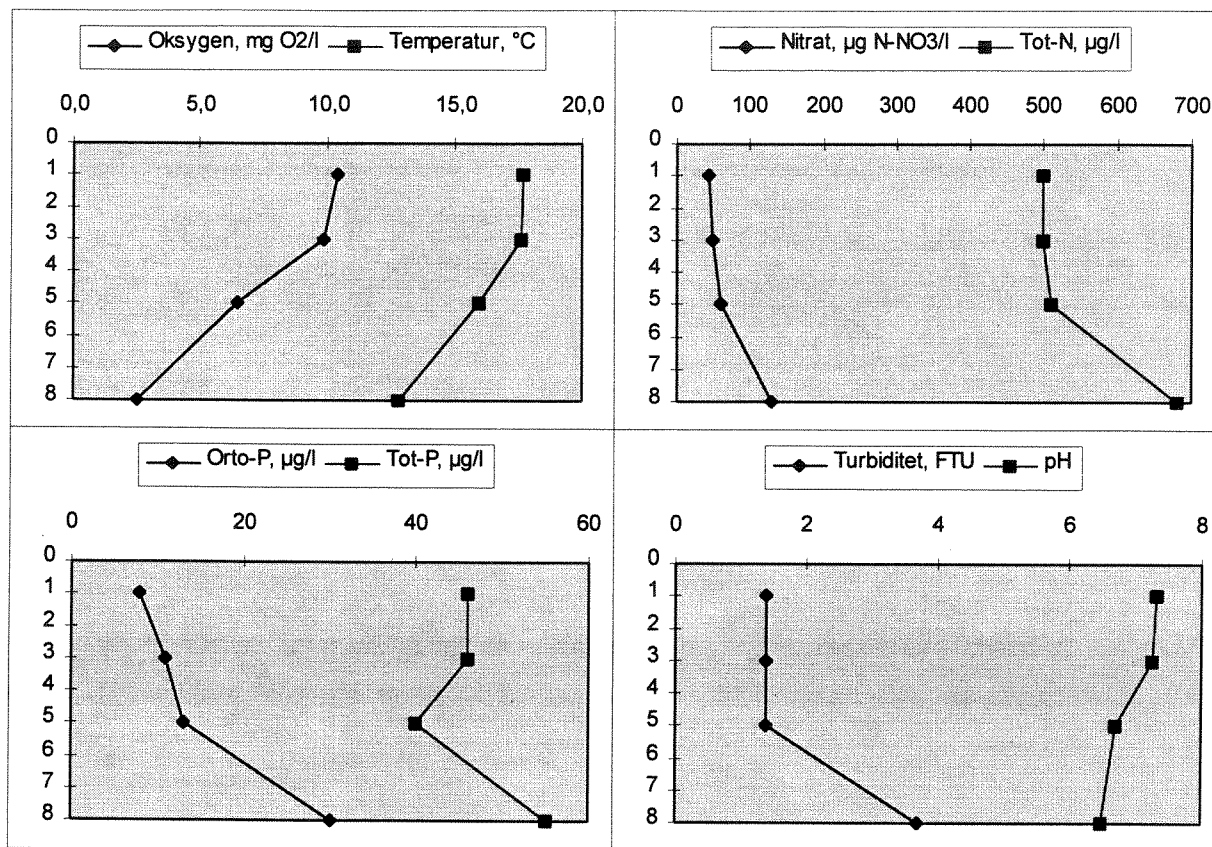
Fargetallet er ganske høyt, 55 mg Pt/l, mens turbiditeten er relativt lav, 1,44 FTU. pH ligger omkring 7.0 gjennom hele sesongen.



Figur 28. Overgjødningparametre for Lyngstadvannet, aritmetisk middel.

På slutten av stagnasjonsperioden om sommeren ble det tatt prøver av forskjellige dyp fra overflaten og til bunnen. Figur 29 viser hvordan det fortsatt er en lagdeling av vannmassen i slutten av august, men hvor sprangsjiktet ikke er spesielt uttalt (over 12 C på bunnen av vannet). 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. Turbiditeten øker noe, mest sannsynlig pga. en opphopning av dødt organisk materiale, men dette kan også skyldes resuspensjon av bunnsediment. pH viser en moderat nedgang grunnet CO<sub>2</sub> frigivelse ved nedbrytning.

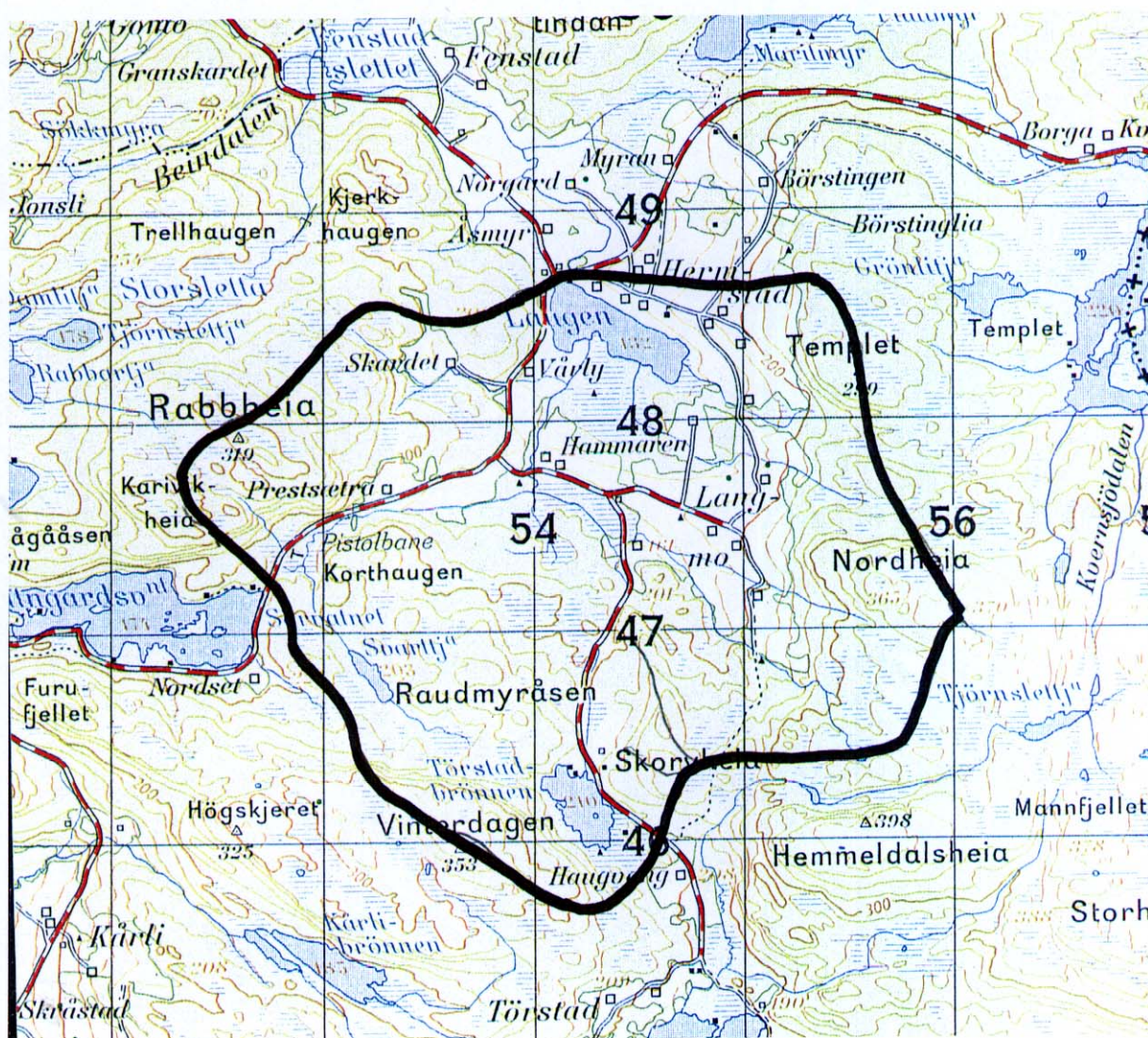




Figur 29. Fordelingen av forskjellige parametere gjennom dypet i Lyngstadvatnet, 27. august 1996.

### 3.5.8 Laugen i Sør-Trøndelag, Skaun kommune

Nedbørfeltet til Laugen som er på beskjedne 6,6 km<sup>2</sup> vises i figur 30.



Figur 30. Laugen med nedbørfelt.

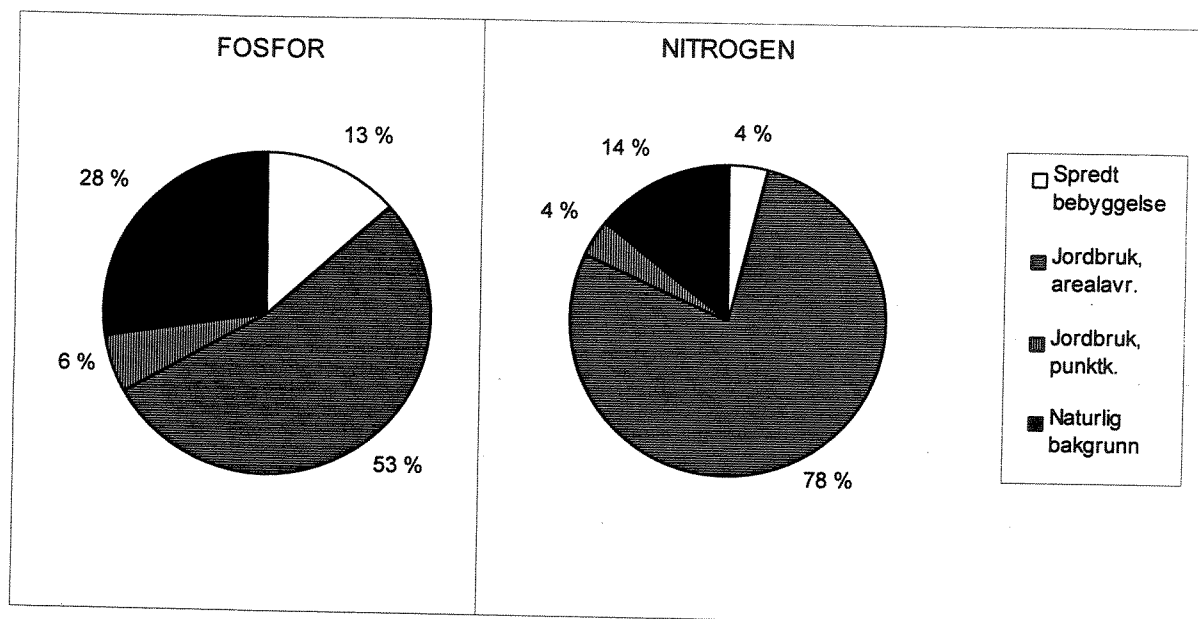
Nedbørfeltet ligger ganske høyt over havet. Dette er hovedgrunnen til at det ikke er kornproduksjon (tabell 12). De tekniske anleggene er gjennomgående i god stand og med rikelig kapasitet. Imidlertid har under halvparten av brukene gjødselplan. Litt over halvparten av fosfortilførslene kommer fra jordbruket, en betydelig andel skyldes avrenning fra utmarksområder (figur 31). En ikke ubetydelig andel (13%) av fosforet kommer fra avløpsanlegg i spredt bebyggelse. For nitrogen kommer imidlertid ca tre fjerdedeler fra jordbruket.

**Tabell 12.** Fakta om nedbørfelt, jordbruks- aktivitet og tiltak i Laugens nedbørfelt.

<b>Kommune</b>	Skaun
<b>Fylke</b>	Sør-Trøndelag
<b>Totalt nedbørfelt (daa)</b>	6 625 daa
<b>Innsjøoverflate (daa)</b>	ca. 200 daa
<b>Dyrka mark i nedbørfelt (daa og %)</b>	1 500 daa, 23 %
<b>Dominerende driftsform i nedbørfeltet (% av jordbruksareal)</b>	Mest grasproduksjon (kjøtt/melk).
<b>I stubb av tot. korn og oljevekstareal 1996/97 (daa)</b>	Ingen dyrking av korn
<b>Delt gjødsling til alt korn % av tot. kornareal</b>	Lite aktuelt pga. grasproduksjon.
<b>Høstsådd av tot. kornareal 1996/97 (daa/%)</b>	0
<b>Gjødsling etter plan (foretaksøkonomisk riktig gjødselmengde)</b>	7 av 16 bruk
<b>Tekniske miljø-tiltak (utbedring av gjødselkjeller, silo og planeringsfelter)</b>	Av 12 gjødselanlegg og 11 siloanlegg har hhv. 1 og 1 mangler og 9 og 8 er utbedret.
<b>Tidspunkt for spredning av husdyrgjødsel</b>	Lite omfang. God lagerkapasitet.
<b>Delt gjødsling til alt korn % av tot. kornareal</b>	Ikke aktuelt pga. grasproduksjon.
<b>Andre forhold av spesiell betydning</b>	Stor del av arealet er over marin grense, men 975 daa (65%) av jordbruksarealet ligger under. Stor andel av dyrehold melk/kjøttproduksjon i nedbørfeltet.

\* Opplysninger mangler

Kilde: Fylkesmannens miljøvernavdeling og landbruksavdeling.

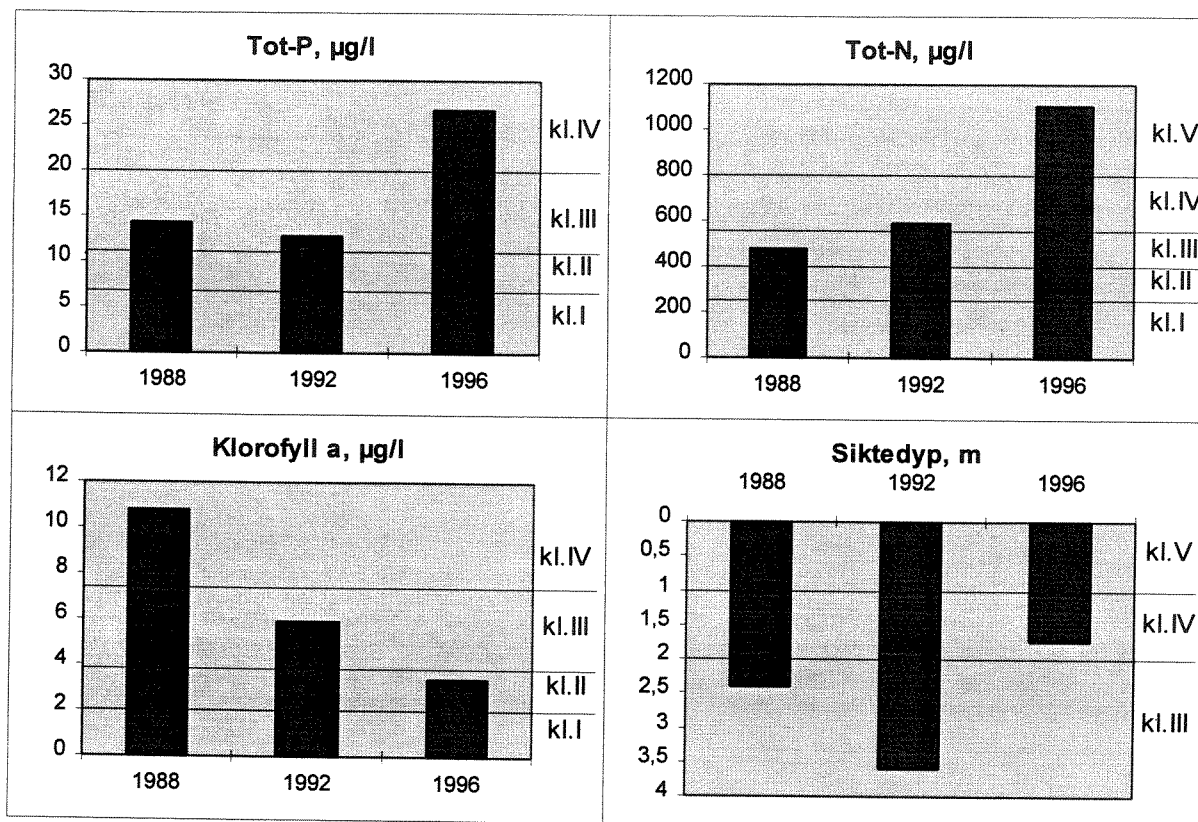


**Figur 31.** Forurensningstilførsler fordelt på kilder for Laugen.

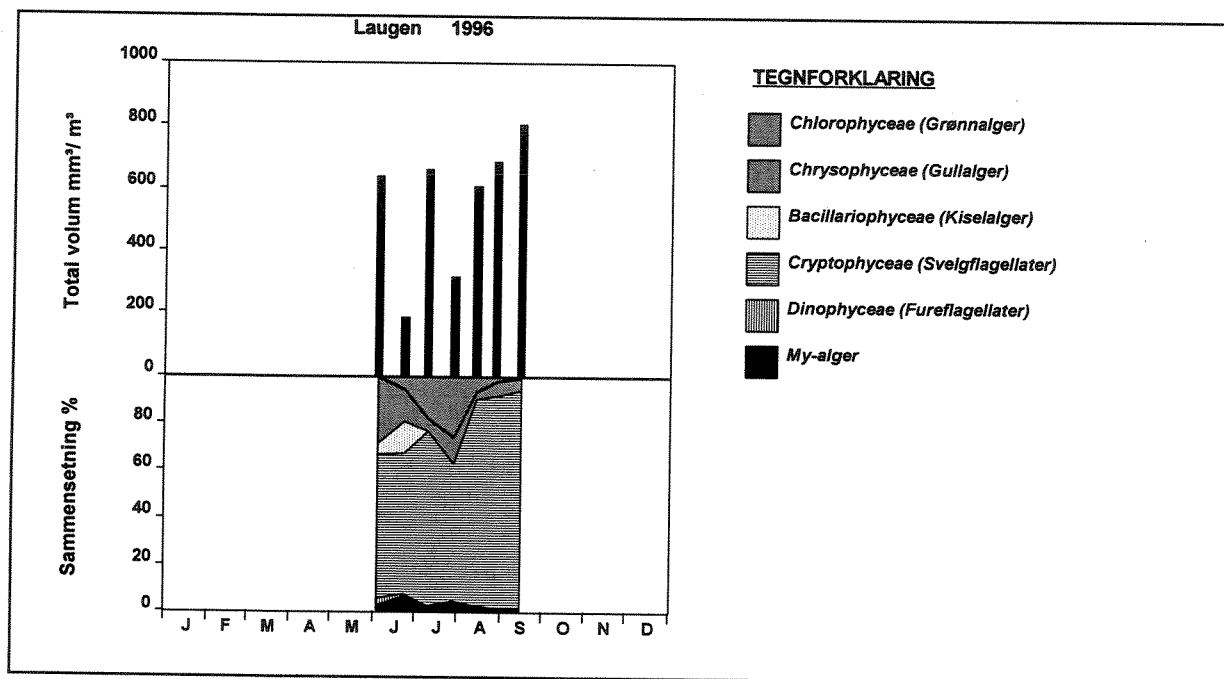
Laugen er kun overvåket i tre år. Den inngikk i det landsomfattende eutrofiprogrammet i 1988 og i 1992. Verdiene i figur 32 varierer endel og næringssaltparameterne viser høyere verdier i 1996 enn tidligere. Man bør allikevel ikke tillegge dette stor vekt, da metoden for den landomfattende undersøkelsen er noe forskjellig fra fjorårets, og da det kan være betydelige år til år variasjoner. På tross av lavt algeinnhold i 1996 kan innsjøen plasseres i tilstandsklasse IV. Det er ikke foretatt prøveuttak på forskjellige dyp på slutten av sommerstagnasjonen, slik som det var forutsatt.

Algesammensetningen domineres av svelgflagellater (figur 33). Dette er alger som lett omsettes i næringskjeden. Det er et visst innslag a grønnalger midt på sommeren. Det er ingen dominans av enkeltarter og heller ikke algemengder som kan karakteriseres som oppblomstringer.





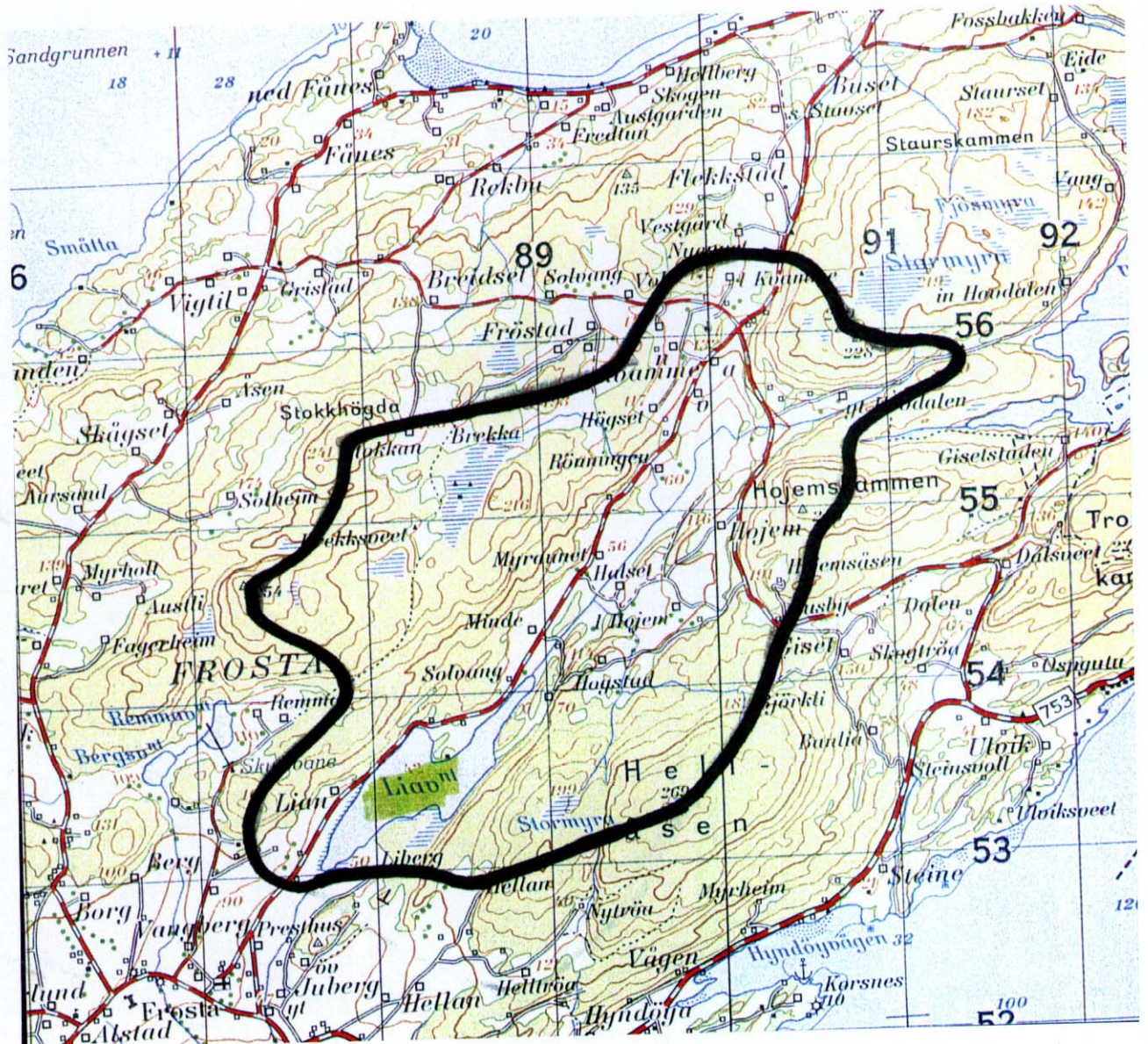
Figur 32. Overgjødslingsparametre for Laugen, aritmetisk middel.



Figur 33. Variasjon i totalvolum og sammensetning av planteplanktonet i Laugen 1996. Totalvolumet er gitt i mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> = mg/m<sup>3</sup> våtvekt.

### 3.5.9 Liavatnet i Nord-Trøndelag, Frosta kommune

Kart over nedbørfeltet på ca 8,3 km<sup>2</sup> til Liavatnet er vist i figur 34.



Figur 34. Liavatnet, innsjø og nedbørfelt.



Jordbruksproduksjonen er dominert av grasproduksjon og dyrehold, men med betydelige andeler potet og også endel korn (tabell 13). Tiltaksgjennomføringen synes ikke å ha kommet særlig langt, da få eller ingen gjødsler etter plan, fortsatt endel tekniske anlegg har mangler og en meget stor andel av gjosla spres utenom vekssesongen. Lite eller ingenting av kornarealet ligger i stubb over vinteren.

Tabell 13. Fakta om nedbørfelt, jordbruks- aktivitet og tiltak i Liavatnets nedbørfelt.

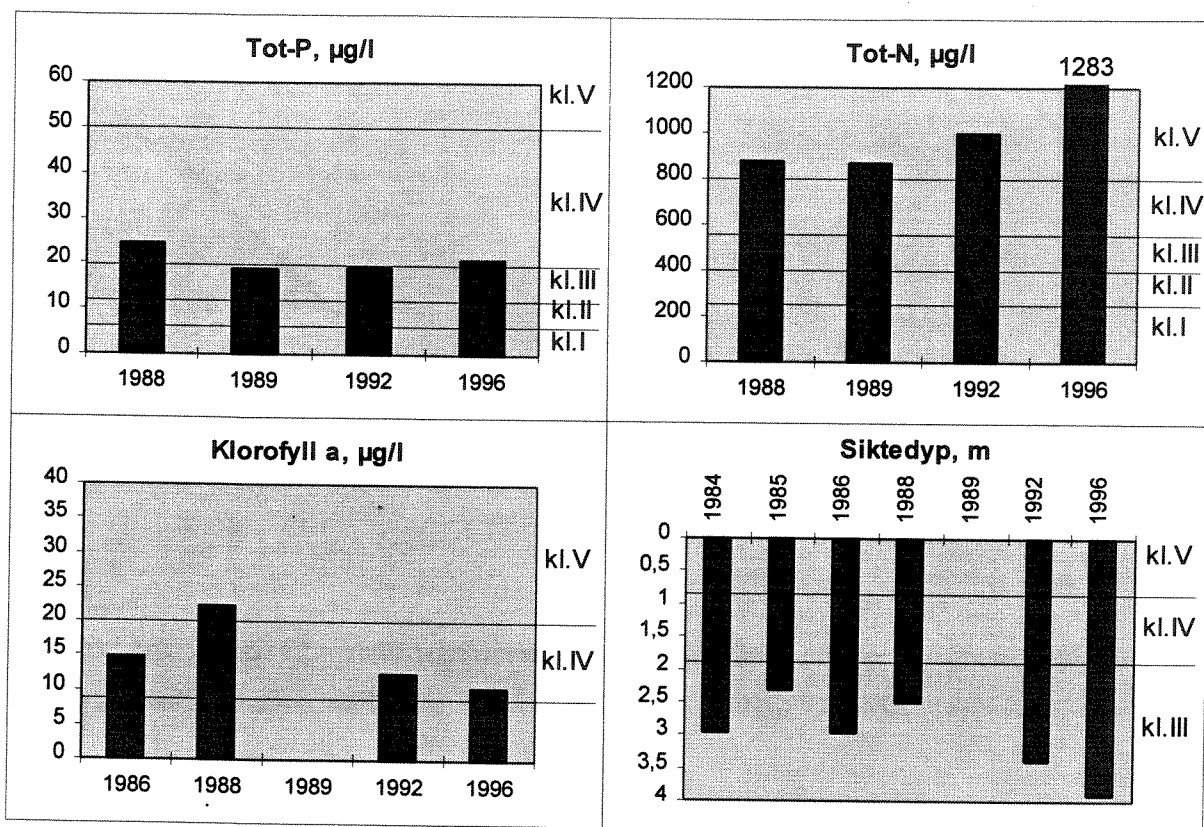
Kommune	Frosta
Fylke	Nord-Trøndelag
Totalt nedbørfelt (daa)	8 350 daa (inkl. vannareal)
Innsjøoverflate (daa)	300 daa
Dyrka mark i nedbørfelt (daa og %)	2 050 daa, 25 %
Dominerende driftsform i nedbørfeltet (% av jordbruksareal)	Mest grasproduksjon (50%), poteter (30%) og korn (20%).
I stubb av tot. korn og oljevekstareal 1996/97 (daa)	Lite eller intet kornareale i stubb.
Delt gjødsling til alt korn % av tot. kornareal	*
Høstsådd av tot. kornareal 1996/97 (daa/%)	0
Gjødsling etter plan (foretaksøkonomisk riktig gjødselmengde)	Få eller ingen av i alt 35 bruk gjødsler etter plan, men gjødsling etter norm foregår.
Tekniske miljø-tiltak (utbedring av gjødselkjeller, silo og planeringsfelter)	Av 16 gjødselanlegg og 4 siloanlegg har hhv.6 og 1 mangler og 10 og 3 er utbedret.
Tidspunkt for spredning av husdyrgjødsel	40% spres utenom vekstsesongen def. som 01.05-15.09
Delt gjødsling til alt korn % av tot. kornareal	*
Andre forhold av spesiell betydning	Stor del av nedbørfeltet under marin grense (85%). 48 boliger i spredt bebyggelse i nedbørfeltet.

\* Opplysninger mangler

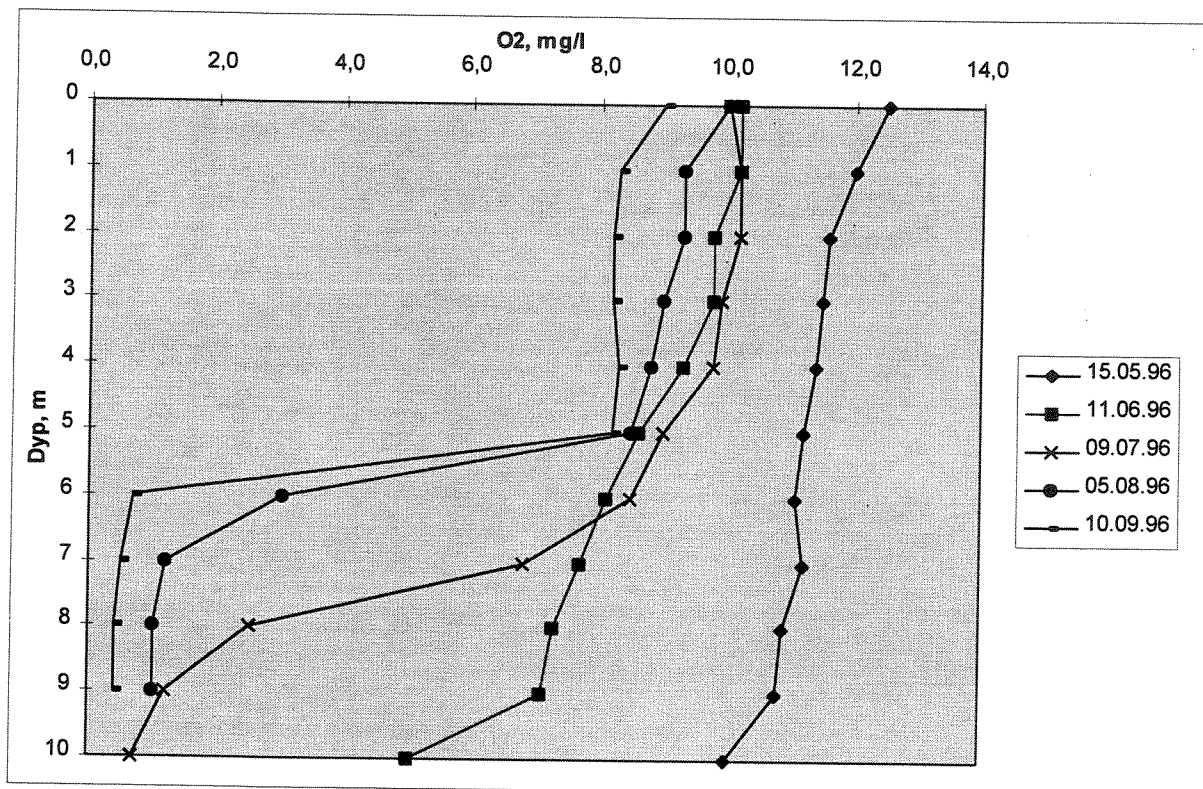
Kilde: Fylkesmannens miljøvernnavdeling og landbruksavdeling.

Vannkvalitetesmessig har Liavatn vært overvåket 1984, 1985 og 1989 av Arene Haug, Vitenskapsmuseet. Niva har undersøkt vannet i 1986 (Brettum 1986) og i regi av landsomfattende eutrofiprogram i 1988 og 1992. Liavatnet har et fosforinnhold rundt 20 µg/l (figur 35). Nitrogenverdiene ligger relativt sett noe høyere, og spesielt høyt i 1996. Siktedypet er relativt bra, og verdier opp mot 7 m i august 1996, gir et snitt på like under 4 m. Samlet sett er tilstandsklassen for overgjødsling klasse IV- "Dårlig".

Figur 36 viser en interessant og typisk utvikling av oksygenfordelingen gjennom dypet i løpet av sesongen. Rett etter vårfullsirkulasjonen finnes det rikelig med oksygen, 10-12 mg/l, gjennom hele vannmassen slik som vi ser situasjonen 15 mai. Vannet er da også såpass kaldt at det ved full metning har et høyt oksygeninnhold målt som mg/l. Utover sesongen tappes stadig mer av oksygenet i bunnvannet og i september, før høstfullsirkulasjonen, er alt vann dypere enn ca. 6m praktisk talt tomt for oksygen. De fleste bunndyr vil ikke overleve så lave oksygenkonsentrasjoner. Det kan se ut som om litt oksygen beholdes slik at en unngår produksjon av giftig hydrogensulfid. Fosfor verdiene 4 dobles fra overflaten til 9 m dyp i prøver tatt ut 19. august. Innsjøen kan se ut til å være på vippepunktet til en situasjon med selvgjødsling ved at fosfor lekker ut av bunnsedimentet.

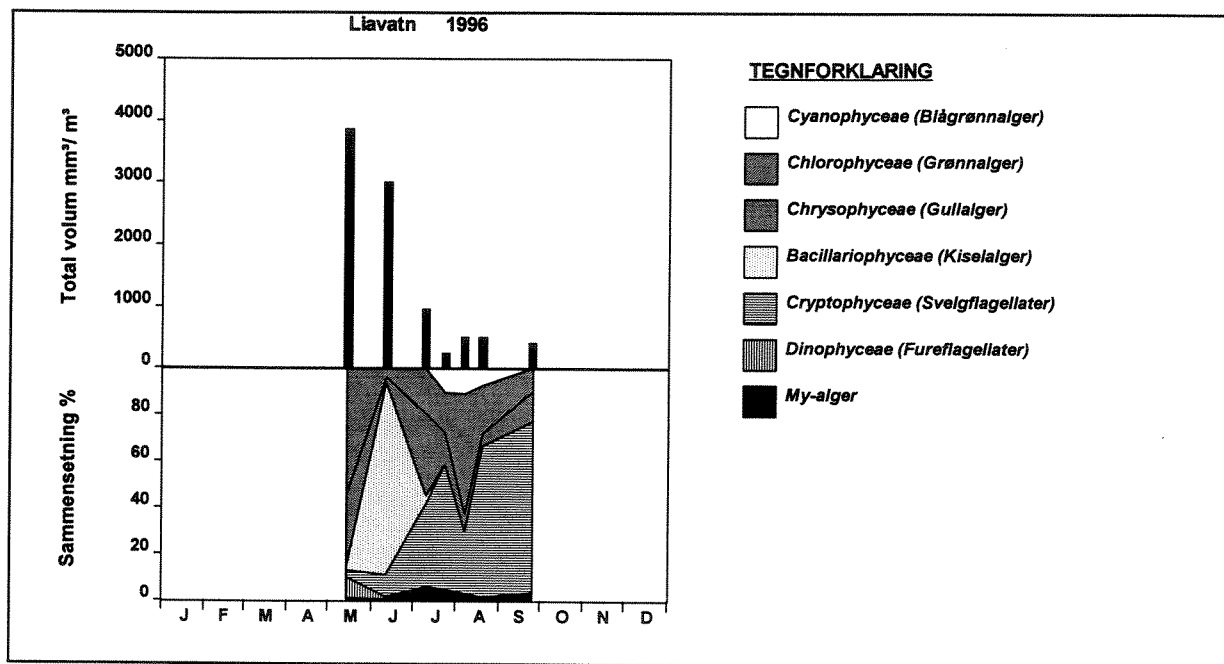


Figur 35. Overgjødningparametre for Liavatnet, aritmetisk middel.



Figur 36. Oksygenfordeling gjennom dypet i Liavatnet gjennom produksjonssesongen.

Figur 37 viser algesammensetningen i Liavatn gjennom året. 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, den tråformede *Anabaena lemmermanii* opptrer utover sommeren, men ikke i problematiske mengder.

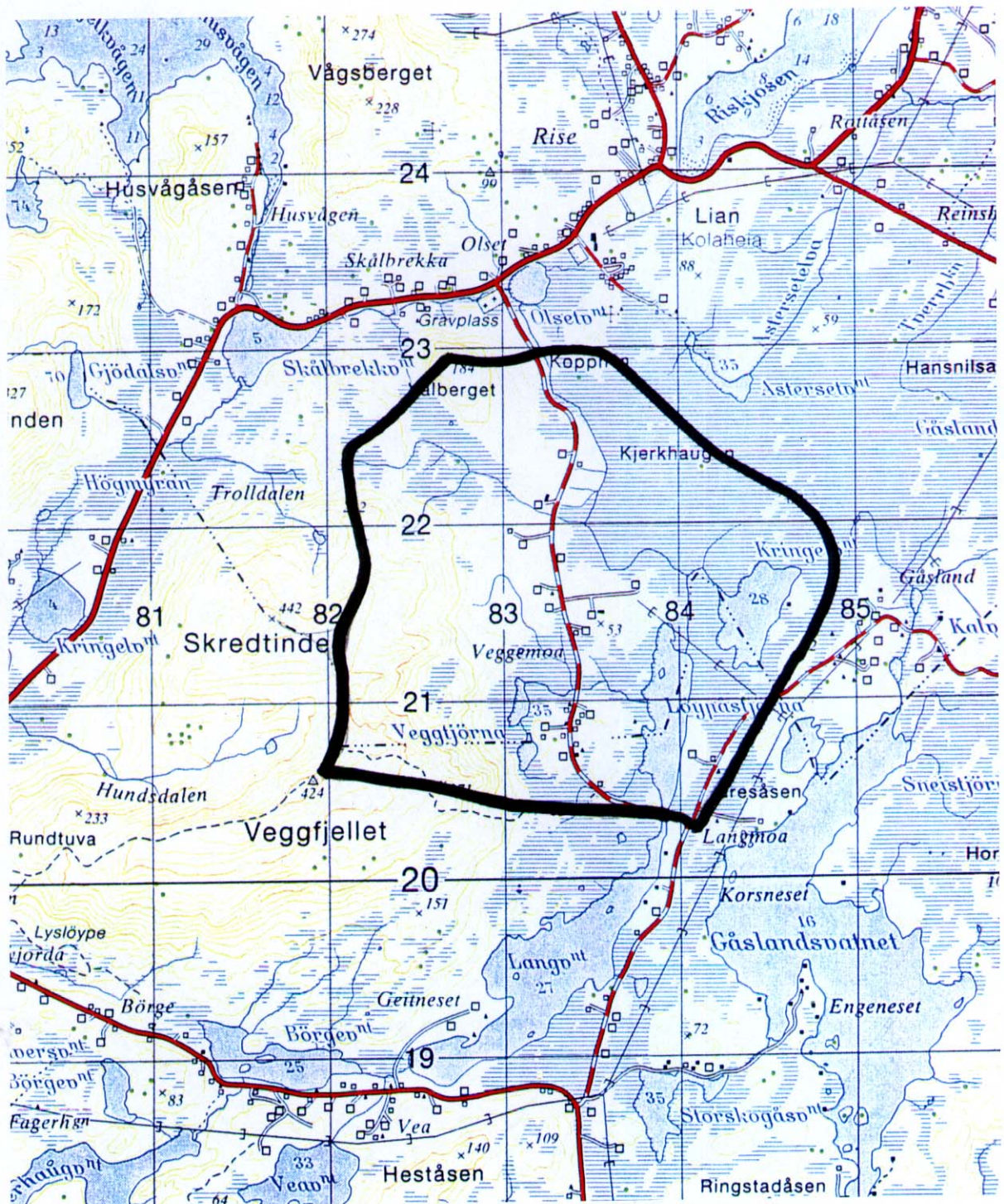


**Figur 37.** Variasjon i totalvolum og sammensetning av planteplanktonet i Liavatn 1996. Totalvolumet er gitt i mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> = mg/m<sup>3</sup> våtvekt.



### 3.5.10 Langmovann i Nordland, Bø kommune

Nedbørfeltet til Langmovatn på 5,1 km<sup>2</sup> er vist i figur 38. Som en ser av kartet er det store myrarealer som delvis er drenert og dyrket opp.



Figur 38. Langmovatn med nedbørfelt.

I dette området som er dominert av gras-, kjøtt- og melkeproduksjon, gjenstår det fortsatt å gjøre endel forurensningsbegrensende tiltak tabell 14. 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 gjødsen spres i sin helhet innenfor produksjonssesongen.

Tabell 14. Fakta om nedbørfelt, jordbruks- aktivitet og tiltak i Langmovanns nedbørfelt.

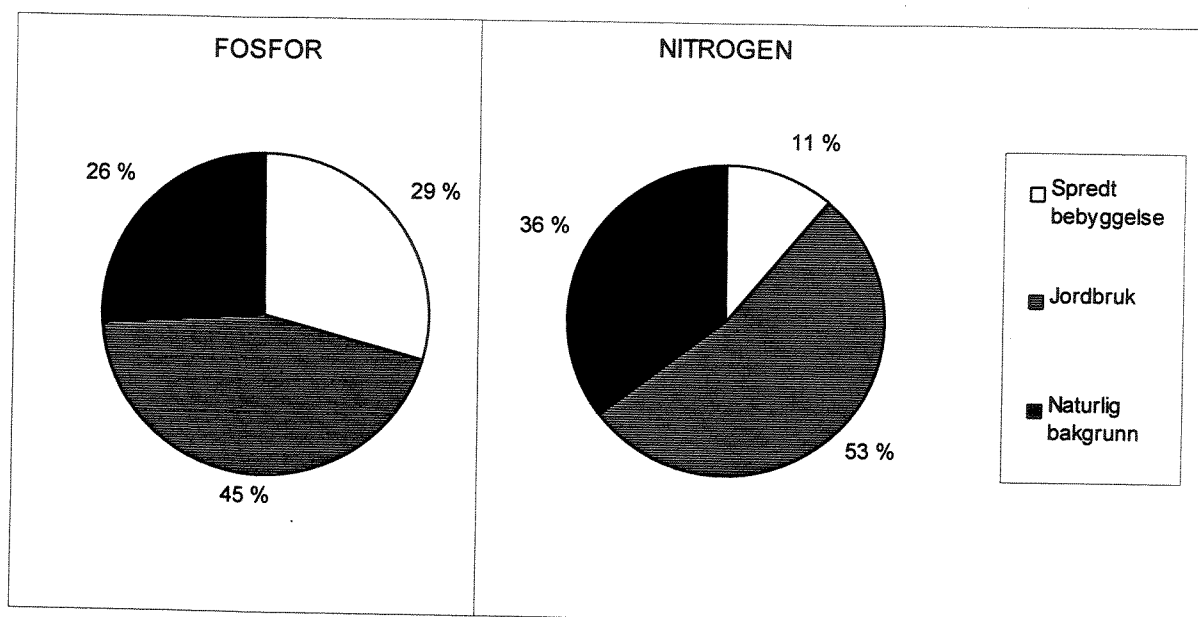
Kommune	Bø
Fylke	Nordland
Totalt nedbørfelt (daa)	5 100 daa
Innsjøoverflate (daa)	180 daa
Dyrka mark i nedbørfelt (daa og %)	2 050 daa, 25 %
Dominerende driftsform i nedbørfeltet (% av jordbruksareal)	Mest grasproduksjon.
I stubb av tot. korn og oljevekstareal 1996/97 (daa)	Ikke kornareal
Delt gjødsling til alt korn % av tot. kornareal	Lite aktuelt pga. grasproduksjon.
Høstsådd av tot. kornareal 1996/97 (daa/%)	0
Gjødsling etter plan (foretaksøkonomisk riktig gjødselmengde)	2 av i alt 4 bruk med plan.
Tekniske miljø-tiltak (utbedring av gjødselkjeller, silo og planeringsfelter)	Ingen bruk har fått TMT-midler eller gjennomført tekniske tiltak. En av 3 gjødselkjellere bør utbedres
Tidspunkt for spredning av husdyrgjødsel	Ingen spredning etter vekstsesongen
Delt gjødsling til alt korn % av tot. kornareal	Ikke kornareal
Andre forhold av spesiell betydning	Stor del av nedbørfeltet under marin grense (85%). 41 personer i spredt bebyggelse i nedbørfeltet.

\* Opplysninger mangler

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

Figur 39 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.





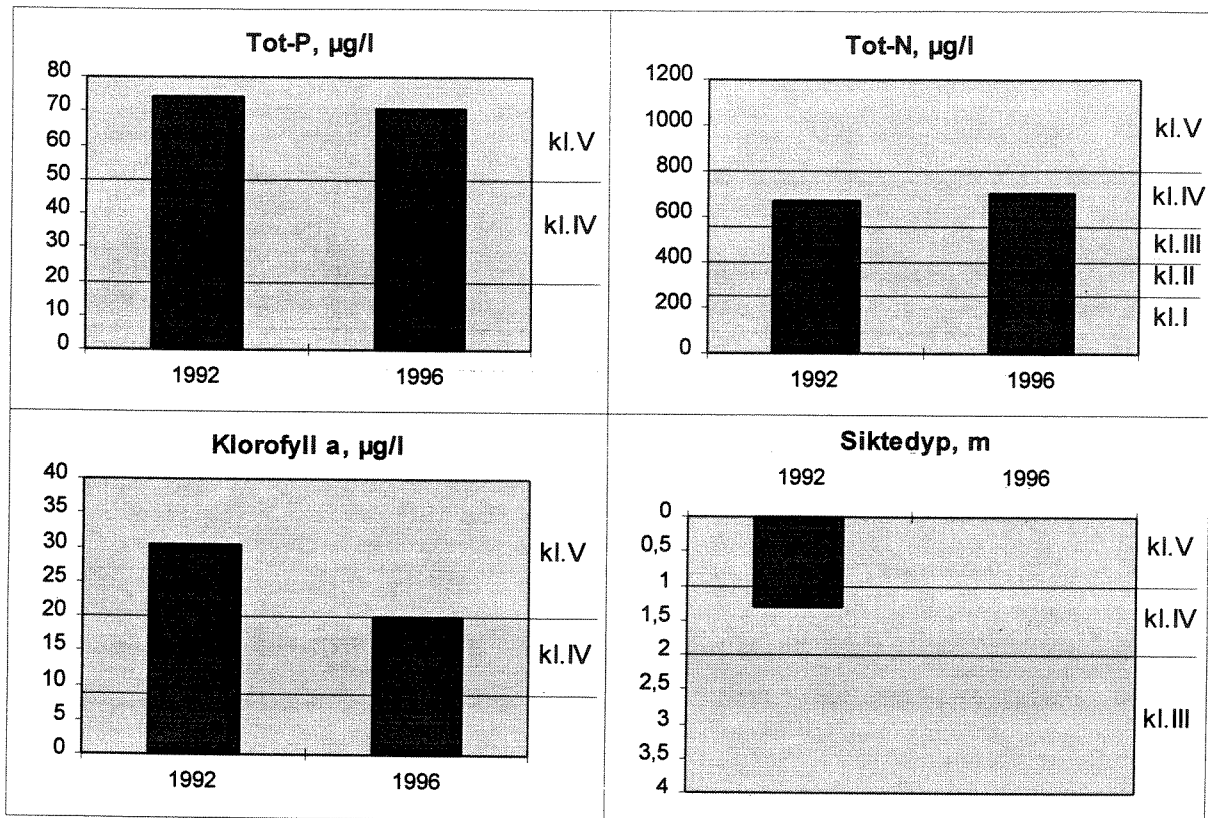
**Figur 39.** Forurensningstilførsler fordelt på kilder for Langmovatn.

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 ca 70 µg/l (figur 40). Klorofyllverdiene er også høye, mens nitrogenverdiene er noe mer beskjedne. Siktedyper er begrenset. Samlet sett for overgjødning klassifiseres Langmovatn til vannkvalitetsklasse V- "Meget dårlig". Det ble forsøkt tatt ut prøver på forskjellige dyp i august, 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.

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 bergnet 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.

Begroingen i bekkene ut av innsjøen hadde massive matter av grønnalger ved observasjon i slutten av mai-96. Mendemessig er det sjelden en opplever slikt idag, selv i de mest landbruksintensive områder av Norge. Begroingsprøver ble tatt ut både ved innløp og utløp Langmovatn i september 1996. Det ble funnet arter som er vanlige ved høy forurensningsbelastning. Samfunnet er preget av artfattigdom, med noen få og svært dominerende arter, bl.a en blågrønnalge som dekket store deler av bunnen på bekken. Soppvekst som danner "lammehaler" ble også observert, noe som tyder på lett nedbrytbart organisk materiale, og som ofte forbindes med siloutslipp. For begroing kan vannkvalitetsklassen i innløpet til Langmovatn karakteriseres til IV, og for utløpet III-IV For detaljer vises til vedlegg A.



Figur 40. Overgjødningparametre for Langmovatnet, aritmetisk middel.

## 4. Referanser

- 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.
- Brettum, P. 1986. Vannkvalitetsvurderinger av innsjøer i Nord-Trøndelag 1986. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag rapport nr. 4-1987. ISSN 0800-3432. 45 s.
- Farestveit, T. 1991. Næringsmiddelindustri, stedfesting, forurensning, utslipp. Grøner-rapport nr. 28506.
- Farestveit, F., J.L. Bratli, T. Hoel & T. Tjomsland. 1995. Vurdering av tilførselstall for fosfor og nitrogen til Nordsjøen fra kommunalt avløp beregnet med TEOTIL. Grøner/NIVA-rapport nr 171441.
- Faafeng, B., P. Brettum og D. Hessen. 1990. Landsomfattende undersøkelse av trofitylstanden 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.
- Eggestad, H. O. & D. Berge. 1996. Tiltaksorientert overvåking i Grimestadbekken og Akersvannet. Årsrapport 1995. Fylkesmannen i Vestfold rapport nr. 8/96. 46 s.
- Holtan H., S. O. Åstebøl og J. L. Bratli 1995. Tilførselsberegninger. Miljømål for vannforekomster. SFT-veileder nr. 95:02. xx s. ISBN-nr. 82-7655-258-7.
- Holtan, G., D. Berge, H. Holtan, T. Hopen, 1991: Paris convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1990. A: Principles, results and discussions. SFT-report 452A/91. NIVA-report O-90001/No.:2582. 43 sider. B: Data report. SFT-report 452B/91. NIVA-report O-90001. Serial No.: 2577. 103 sider.
- Holtan, G., D. Berge, H. Holtan, T. Hopen, 1992: Paris convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1991. A: Principles, results and discussions. SFT-report 488A/92. NIVA-report O-90001/No.: 2809. 40 sider. B: Data report. SFT-report 488B/92.  
NIVA-report O-90001. Serial No.: 2777. 104 sider.
- Holtan, G., D. Berge, H. Holtan, T. Hopen, 1993: Paris convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1992. A: Principles, results and discussions. B: Data report. SFT-report 542/93. 137 sider.
- Holtan, G., D. Berge, H. Holtan, T. Hopen, 1994: Paris convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1993. A: Principles, results and



- discussions. Data report. SFT-report 580/94. NIVA-report O-90001. Serial No.: 3162. 138 sider.
- Holtan, G., D. Berge, H. Holtan, T. Hopen, 1995: Paris convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1994. A: Principles, results and discussions. B: Data report. SFT-report 623/95. NIVA-report O-90001. Serial No.: 3361. 136 sider
- Holtan, G., D. Berge, H. Holtan, T. Hopen, 1996: Paris convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1994. A: Principles, results and discussions. B: Data report. SFT-report 674/96. NIVA-report O-90001. Serial No.: 3568. 175 sider
- Nissen. I. M. og medarb. 1995. Resultatkontroll, forurensninger fra landbruket 1995. Rapport til Kontaktutvalg for jordbruk og miljø, fra Arbeidsgruppe for modellberegninger.
- SSB 1995. SSB-Avløp for Windows. Versjon 2.1. August 1995. Brukerveiledning.
- Tjomslund, T. & J. L. Bratli. 1996. Brukerveiledning og dokumentasjon for TEOTIL. Modell for teoretisk beregning av fosfor- og nitrogentilførsler i Norge. O-94060. L.nr. 3426-96. NIVA-rapport. 84 s.

## **Vedlegg A. Skjemaer for begroingsundersøkelser i utvalgte vassdrag**









## Begroingsobservasjoner

Fylke: Nord-Trøndelag                      **Kommune:** Levanger  
 Dato: 14.05.96                                **Elv:** Hotran kanalen  
 Prøvetaker: Pål Brettum                    **Stasjon:** H1  
 Bearbeidet av: Randi Romstad            **UTM:** 067 644, kart:1622 II

<b>Elvens bredde (m) :</b>	3	<b>Strømhastighet</b> (Fossende-Stryk-Rask-Moderat-Langsom-Stille):	M
<b>Vannføring (Høy-Middels-Lav):</b>	M	<b>Lysforhold</b> (Gode-Middels-Dårlige):	M

**Substrat** (dekk sjikt i elv; R=rikelig, M=middels, L=lite):

<b>Leire:</b>		<b>Grus (0.2-2cm):</b>	M	<b>Stor stein (20-40cm):</b>	L
<b>Sand:</b>		<b>Små stein (2-20cm):</b>	R	<b>Blokker/Svaberg:</b>	L

**Dekningsgrad** (mengdeangivelse av begroing, % dekning av elveleiet):

1 = <5%    2 = 5-12%    3 = 12-25%    4 = 25-50%    5 = 50-100%

Organismer som ikke er angitt med dekningsgrad, men likevel finnes i prøvene er angitt med:

x = liten forekomst    xx = vanlig    xxx = stor forekomst

**Viktige begroingsorganismer** (Dekningsgrad/mengde angitt til høyre):

<b>Moser:</b>	Ubestemte bladmoser (rester, minst 2 arter)	1
<b>Alger:</b>	<i>Achnanthes</i> spp.	5
	<i>Chamaesiphon polymorphus</i>	2-3
	<i>Navicula</i> spp.	1
	<i>Meridion circulare</i>	xxx
	<i>Cymbella minuta</i>	xxx
	<i>Surirella ovata</i>	xxx
	<i>Gomphonema angustatum</i>	xx
	Ubestemte kiselalger	xxx
	Ubestemt grønnalge (6µm, Ulotrichales)	3
<b>Nedbrytere:</b>	Sopphyfer	xxx
	<i>Sphaerotilus natans</i>	xxx
	Bakterieaggregater	xx
	Ciliater	x
	Fargeløse flagellater	x
<b>Diverse:</b>	Uorganiske partikler	xxx

**Tilstandsklasse** (Skala: I-II-III-IV-V) :    III - IV

**Kommentar:** Begroingen var preget av den forurensningstolerante blågrønnalgen *Chamaesiphon polymorphus* og forskjellige kiselalger som er vanlige i vassdrag med jordbruksforurensning.

Forekomsten av nedbrytere indikerer tilførsel av lett nedbrytbart, løst organisk stoff. Arter som trives i rene, næringsfattige vassdrag, ble ikke funnet i prøvene.

## Begroingsobservasjoner

**Fylke:** Nord-Trøndelag                      **Kommune:** Levanger  
**Dato:** 02.09.96                                **Elv:** Hotran kanalen  
**Prøvetaker:** Leif Inge Paulsen            **Stasjon:** St. 26  
**Bearbeidet av:** Randi Romstad            **UTM:** 067 644, kart:1622 II

<b>Elvens bredde (m) :</b> 5-10	<b>Strømhastighet</b> (Fossende-Stryk-Rask-Moderat- Langsom-Stille):	R
<b>Vannføring (Høy-Middels-Lav):</b> L	<b>Lysforhold</b> (Gode-Middels-Dårlige):	ikke oppgitt

**Substrat** (dekk sjikt i elv; R=rikelig, M=middels, L=lite):

<b>Leire:</b> R	<b>Grus (0.2-2cm):</b>	<b>Stor stein (20-40cm):</b> R
<b>Sand:</b>	<b>Små stein (2-20cm):</b> R	<b>Blokker/Svaberg:</b>

**Dekningsgrad** (mengdeangivelse av begroing, % dekning av elveleiet):

1 = <5%    2 = 5-12%    3 = 12-25%    4 = 25-50%    5 = 50-100%

Organismer som ikke er angitt med dekningsgrad, men likevel finnes i prøvene er angitt med:

x = liten forekomst    xx = vanlig    xxx = stor forekomst

**Viktige begroingsorganismer** (Dekningsgrad/mengde angitt til høyre):

<b>Moser:</b>	Ubestemte bladmoser, 3 arter	4
<b>Alger:</b>	<i>Cladophora glomerata</i>	5
	<i>Vaucheria</i> sp.	4
	<i>Nitzschia acicularis</i>	xxx
	<i>Fragilaria ulna</i>	xxx
	<i>Cocconeis placentula</i>	xxx
	<i>Surirella ovata</i>	xx
	<i>Cymbella minuta</i>	xx
	<i>Spirogyra</i> sp. (1K,L,37µm)	xx
	<i>Oscillatoria</i> spp.	xx
	Ubestemte kiselalger	xx
<b>Nedbrytere:</b>	Ciliater	xx
	Fargeløse flagellater	x
<b>Diverse:</b>	Uorganiske partikler	xxx

**Tilstandsklasse** (Skala: I-II-III-IV-V):    **III - IV**

**Kommentar:** Begroingen var dominert av grønnalgen *Cladophora glomerata* og gulgrønnalgen *Vaucheria* sp.. Disse vokser i elektrolyttrikt vann med høyt innhold av næringssalter. Kiselalgesamfunnet var preget av forurensningstolerante arter som *Nitzschia acicularis*, *Surirella ovata* og *Cymbella minuta*. Forekomsten av ciliater indikerer tilførsel av noe partikulært organisk materiale. Arter som trives i rene, næringsfattige vassdrag, ble ikke funnet i prøvene. Lokaliteten ble vurdert til samme tilstandsklasse i september, som i mai.









## **Vedlegg B. Skjemaer for algetellinger i enkelte av innsjøene**

## Kvantitative planteplankton analyser: N æ r e v a t n

Dato ⇒	960529	960619	960703	960729	960814	960828	960910	960925	961011
<b>Gruppe</b>									
<b>Arter</b>	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
<b>Cyanophyceae</b> (blågrønner)									
Achroonema sp.	.	.	.	.	.	.	5.8	2.9	3.6
Anabaena solitaria f. planctonica	.	1.3	.	107.2	119.9	.	.	.	.
Aphanizomenon gracile	.	.	.	20.8	1.8	139.2	1.0	.	.
Aphanocapsa elachista	.	.	.	.	.	2.7	.	.	.
Aphanothece sp.	.	.	.	.	.	1.6	.	.	.
Chroococcus minutus	.	.	.	.	.	.	1.1	.	.
Microcystis aeruginosa	.	.	.	.	.	.	1.3	.	.
Planktothrix agardhii	.	.	.	.	.	.	1.1	1.4	.
Snowella lacustris	.	.	.	4.0	.	.	.	.	.
Woronichinia compacta	.	.	.	.	.	.	2.0	.	.
<b>Sum</b>	.	1.3	.	132.0	121.7	143.4	12.3	4.3	3.6
<b>Chlorophyceae</b> (grønner)									
Ankistrodesmus bibratianus	.	1.2	3.8	2.6	2.0	4.0	5.2	.	.
Ankistrodesmus falcatus	.	.	.	.	0.7	1.1	0.3	0.3	0.7
Carteria sp. (l=6-7)	.	.	.	.	.	.	.	.	4.8
Chlamydomonas sp. (l=12)	19.1	25.4	.	.	.	4.8	3.2	.	3.2
Chlamydomonas sp. (l=8)	0.5	5.3	1.6	.	0.5	0.5	0.3	.	.
Chodatella citrifomis	.	4.5	.	5.3	17.0	8.0	12.7	.	.
Closterium limneticum	.	.	0.2	2.8	1.2	6.4	2.2	4.6	2.1
Closterium sp.	2.0	.	.	.	.	.	.	.	.
Coelastrum asteroideum	.	.	.	.	.	3.2	2.4	.	.
Coelastrum microporum	0.4	.	.	.	.	3.8	4.4	0.3	.
Cosmarium pygmaeum	.	.	.	.	.	.	.	.	0.3
Cosmarium sp. (l=10 b=12)	.	.	.	.	.	1.0	2.7	.	.
Cosmarium sp. (b=18-20)	.	.	0.8	.	2.7	.	9.3	.	.
Crucigenia quadrata	.	.	.	.	.	0.8	.	.	.
Crucigeniella pulchra	.	2.0	3.9	.	6.9	.	.	2.7	.
Dictyosphaerium pulchellum	.	.	23.4	.	17.2	.	5.5	23.4	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	.	.	.	.	2.1	0.2	0.3	0.8	.
Fusola viridis	.	.	.	.	.	.	0.5	.	0.5
Gloeotila pulchra	.	.	1.6	.	.	0.8	.	.	.
Gyromitus cordiformis	.	.	.	1.3	.	1.4	.	.	.
Lagerheimia genevensis	1.6	.	.	.	.	.	.	.	0.3
Micractinium pusillum	.	.	.	.	.	2.8	1.4	.	.
Monoraphidium arcuatum	0.4	.	.	1.7	0.2	0.3	1.2	3.8	1.6
Monoraphidium dybowskii	.	.	.	0.2	0.2	0.2	.	.	.
Monoraphidium griffithii	.	.	.	.	0.2	1.0	.	.	.
Monoraphidium komarkovae	.	.	.	.	.	.	.	.	1.6
Monoraphidium minutum	0.3	15.3	.	.	.	.	.	.	.
Mougeotia sp. (b=10-12)	.	.	.	.	.	2.7	.	0.6	.
Oocystis marssonii	.	.	.	.	.	.	0.2	.	.
Oocystis parva	.	.	.	.	.	3.2	.	.	.
Pediastrum boryanum	1.0	9.6	4.8	2.8	1.6	.	9.8	1.6	.
Pediastrum duplex	.	.	5.0	4.0	.	3.0	1.0	.	.
Pediastrum tetras	.	2.4	.	0.9	0.2	46.4	31.8	6.6	4.0
Scenedesmus armatus	9.5	12.7	9.3	1.6	1.3	2.2	8.7	5.6	9.3
Scenedesmus bicaudatus	.	.	.	.	.	.	0.9	.	.
Scenedesmus denticulatus	.	4.2	.	.	.	1.2	10.6	10.6	.
Scenedesmus ecornis	4.2	8.0	22.3	3.2	1.1	.	5.6	5.6	3.7
Scenedesmus opoliensis	0.6	2.7	2.7	.	2.3	2.7	6.6	4.0	9.5
Scenedesmus quadricauda	0.2	.	.	.	.	5.6	2.7	.	.
Scenedesmus sp. (Sc. bicellularis ?)	6.2	9.5	19.1	.	1.4	.	.	1.6	23.9
Staurostrum chaetoceras	.	0.6	9.0	5.7	4.2	5.3	7.6	1.5	0.6
Staurostrum paradoxum v. parvum	.	4.0	.	.	.	.	.	.	.
Tetraedron caudatum	4.8	1.6	.	.	.	.	0.8	.	.
Tetraedron minimum	.	.	5.3	2.0	2.0	7.3	0.7	1.3	1.6
Tetraedron minimum v. tetralobulatum	3.4	.	.	.	.	.	.	.	.
Tetrastrum staurogeniforme	.	6.4	11.7	3.7	.	1.1	2.1	1.1	4.2
Treubaria triappendiculata	.	.	8.5	0.8	.	0.5	1.6	.	.
Ubest. cocc. gr. alge (Chlorella sp.?)	.	6.6	6.4	2.8	1.2	2.8	0.9	.	.
Ubest. ellipsoidisk gr. alge	8.6	31.5	.	.	.	.	.	.	.
<b>Sum</b>	62.9	153.4	139.2	41.4	66.2	123.9	143.1	75.9	71.7
<b>Chrysophyceae</b> (gullalger)									
Aulomonas purdyi	.	.	.	.	.	.	0.1	.	.
Chrysochromulina parva	318.6	.	.	34.3	1.5	5.7	0.1	.	.
Craspedomonader	.	.	57.9	2.0	5.9	22.3	2.2	10.7	.
Dinobryon bavaricum	0.2	2.1	.	1.9	.	1.1	.	.	0.2
Dinobryon divergens	5.6	.	.	0.4	.	.	0.6	1.1	.
Dinobryon suecicum	.	.	.	.	.	0.1	.	.	.
Løse celler Dinobryon spp.	.	.	.	.	.	0.5	.	.	.
Mallomonas caudata	.	.	.	.	.	.	.	17.2	.
Mallomonas cf. maiorensis	.	.	.	.	2.4	.	.	.	.
Mallomonas elongata	.	.	.	.	.	.	0.5	.	.
Mallomonas spp.	31.8	.	.	4.0	4.0	8.0	43.7	4.0	13.9
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	3.7	7.4	5.7	3.1	1.4	1.3	3.1	0.9	0.6
Små chrysoomonader (<7)	40.0	59.3	73.0	41.3	30.0	27.2	22.0	46.9	37.9
Store chrysoomonader (>7)	48.2	86.1	110.2	86.1	37.9	29.3	79.2	44.8	53.4
Synura sp. (l=9-11 b=8-9)	.	.	.	.	.	.	2.1	.	.
<b>Sum</b>	448.2	154.9	246.9	173.1	83.0	95.3	153.9	125.4	106.0
<b>Bacillariophyceae</b> (kiselalger)									
Asterionella formosa	.	.	0.3	7.3	7.3	.	2.0	.	1.3
Aulacoseira ambigua	441.1	30.2	123.0	28.3	16.0	73.0	123.9	45.3	61.2
Aulacoseira cf. alpigena	250.4	49.6	0.5	4.5	129.9	185.8	1206.8	1888.9	1479.8
Aulacoseira granulata v. angustissima	3.8	9.5	0.3	0.6	.	12.7	4.0	2.4	3.2
Aulacoseira italica	.	.	.	.	6.8	4.5	.	.	.
Aulacoseira italica v. tenuissima	519.0	443.3	335.3	76.3	169.6	112.4	212.0	311.2	139.9
Cyclotella comta v. oligactis	.	7.2	2.7	.	.	.	.	.	.



## N æ r e v a t n forts.

Dato⇒	960529	960619	960703	960729	960814	960828	960910	960925	961011
<b>Gruppe</b>	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
<b>Arter</b>									
Cyclotella glomerata	186.7	48.4	273.1	13.4	.	5.7	.	.	.
Cyclotella stelligera	.	14.3	28.6	.	.	.	.	.	.
Diatoma tenuis	.	.	.	46.6	12.7	35.0	16.0	70.0	82.7
Eunotia sp.	.	.	.	.	.	.	0.2	.	.
Fragilaria beroliensis	.	.	.	17.6	11.2	32.8	18.0	7.2	1.6
Fragilaria sp. (l=40-70)	1.0	0.2	12.7	.	.	.	.	.	.
Fragilaria ulna (morfortyp"angustissima")	10.5	36.3	17.6	9.4	6.1	8.3	5.0	18.7	14.9
Fragilaria ulna (morfortyp"ulna")	.	8.0	1.6	1.6	1.6	9.6	11.2	12.8	73.6
Nitzschia acicularis	695.6	13.0	81.6	77.9	24.1	27.8	23.2	11.1	25.0
Stephanodiscus hantzschii v.pusillus	.	17.2	24.1	84.8	12.1	65.5	37.0	50.0	149.5
Stephanodiscus hantzschii	1.2	25.4	8.6	37.1	19.9	53.0	122.5	844.1	2023.6
Surirella linearis	.	4.8	.	.	.	.	.	.	.
Tabellaria flocculosa	1.2	6.6	3.8	.	.	.	.	.	.
<b>Sum</b>	2110.5	714.0	913.9	405.4	417.1	626.0	1781.7	3261.7	4056.3
<b>Cryptophyceae</b>									
Cryptomonas curvata	8.0	0.9	.	.	.	.	.	.	14.0
Cryptomonas erosa	.	.	4.8	16.7	3.2	.	14.6	47.7	37.9
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	0.8	4.3	.	.	8.7	.	17.2	20.7	51.9
Cryptomonas marssonii	.	5.8	11.7	5.3	.	2.7	29.2	.	8.7
Cryptomonas sp. (l=15-18)	.	.	.	.	6.4	19.1	7.4	.	.
Cryptomonas sp. (l=20-22)	0.5	0.5	.	.	25.4	.	35.0	22.3	.
Cryptomonas spp. (l=24-28)	.	0.5	.	.	.	3.2	53.0	26.5	47.7
Cyathomonas truncata	.	.	25.8	.	.	.	.	5.4	0.4
Katablepharis ovalis	4.8	71.7	255.0	54.1	16.2	11.7	16.2	15.9	17.0
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	3.7	56.3	3.2	74.4	57.2	120.2	126.6	3.3	63.8
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	.	19.1	.	7.4	3.2	13.3	8.3	76.8	23.9
<b>Sum</b>	17.7	159.1	300.4	157.9	120.4	170.0	307.6	218.6	265.3
<b>Dinophyceae (fureflagellater)</b>									
Amphidinium sp.	.	.	.	.	0.4	.	.	.	.
Ceratium furcoides	.	5.0	.	.	.	12.0	.	.	.
Ceratium hirundinella	.	.	.	.	4.6	.	13.8	.	.
Gymnodinium cf.lacustre	.	1.7	3.7	7.4	1.1	2.0	2.0	.	.
Gymnodinium sp. (30*25)	.	.	4.4	.	.	.	.	.	.
Peridiniopsis (Peridinium) cunningtonii	.	2158.0	19.5	7804.3	3568.8	2758.3	247.8	6.3	.
Peridiniopsis edax	2.8	.	.	.	.	.	.	.	.
Peridinium cinctum	.	7.0	.	91.0	189.0	24.0	.	.	.
Peridinium sp. (l=15-17)	8.6	.	6.9	21.9	8.7	.	.	4.4	.
Peridinium umbonatum	0.9	.	.	.	.	.	9.3	.	.
Ubest.dinoflagellat	.	.	12.7	.	.	.	.	0.5	.
<b>Sum</b>	12.3	2171.7	47.2	7924.6	3772.6	2796.3	272.9	11.1	.
<b>Euglenophyceae</b>									
Euglena oxyuris v.minor	.	.	15.0	.	20.0	.	10.0	.	.
Euglena sp. (l=70)	0.7	.	0.7	.	.	.	.	.	.
Phacus curvicauda	.	.	2.8	.	.	3.0	.	.	.
Phacus tortus	.	.	1.6	.	.	1.6	1.0	.	.
Trachelomonas volvocina	.	0.4	8.7	.	.	5.2	23.9	2.0	13.1
<b>Sum</b>	0.7	0.4	28.8	.	20.0	9.8	34.9	2.0	13.1
<b>Xanthophyceae (gulgrønnalger)</b>									
Goniochloris fallax	.	0.2	.	.	.	.	0.2	.	.
Pseudopolyedriopsis skujae	.	.	.	.	.	1.3	1.3	.	.
<b>Sum</b>	.	0.2	.	.	.	1.3	1.5	.	.
<b>My-alger</b>									
My-alger	57.7	62.3	46.9	16.6	13.9	23.0	15.8	20.4	18.9
<b>Totalsum (mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> = mg våtvekt/m<sup>3</sup>)</b>	2710.0	3417.4	1723.3	8851.0	4614.8	3989.1	2723.6	3719.4	4534.9

## Kvantitative planteplankton analyser: L a u g e n

Dato ⇒	960603	960622	960709	960728	960813	960827	960914
<b>Gruppe</b>	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
<b>Arter</b>							
<b>Chlorophyceae (grønnalger)</b>							
Ankyra lanceolata	.	8.6	120.8	83.7	37.9	11.1	7.0
Botryococcus braunii	.	0.7	.	.	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=12)	0.6	.	.	.	3.2	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	1.1	.	.	.	0.3	0.5	0.3
Koliella sp.	0.4	.	.	.	.	.	.
Monoraphidium dybowskii	0.3	0.2	.	.	.	.	.
Paramastix conifera	1.6	.	.	.	.	.	.
Sphaerellopsis sp. (l=20)	.	.	.	.	.	2.7	.
Staurostrum gracile	.	1.2	.	.	.	.	.
<b>Sum</b>	<b>3.9</b>	<b>10.7</b>	<b>120.8</b>	<b>83.7</b>	<b>41.3</b>	<b>14.3</b>	<b>7.3</b>
<b>Chrysophyceae (gullalger)</b>							
Aulomonas purdyi	1.3	.	.	.	.	.	.
Bicosoeca sp.	.	.	.	.	.	0.2	0.5
Bitrichia chodatii	.	.	0.3	.	.	.	.
Chromulina nebulosa	.	.	2.0	24.8	5.3	2.8	0.4
Craspedomonader	6.9	.	.	.	.	4.5	1.3
Cyster av Chrysolykos skujai	4.4	.	.	.	.	.	.
Dinobryon borgei	0.3	.	.	.	.	.	.
Dinobryon crenulatum	0.8	.	.	.	.	.	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	3.9	5.9	4.6	3.4	3.2	8.8	5.9
Små chrysomonader (<7)	100.5	8.0	18.9	6.5	8.1	15.7	12.1
Store chrysomonader (>7)	62.0	12.1	8.6	2.6	.	12.1	16.4
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	.	0.3	.	.	.	.	.
<b>Sum</b>	<b>180.0</b>	<b>26.2</b>	<b>34.4</b>	<b>37.3</b>	<b>16.6</b>	<b>44.0</b>	<b>36.4</b>
<b>Bacillariophyceae (kiselalger)</b>							
Achnanthes sp. (l=15-25)	.	0.4	.	.	.	.	.
Fragilaria sp. (l=30-40)	27.0	25.8	.	.	.	.	.
Fragilaria sp. (l=40-70)	0.9	.	.	.	.	.	.
Tabellaria flocculosa	2.4	.	.	.	.	.	.
<b>Sum</b>	<b>30.3</b>	<b>26.2</b>	<b>.</b>	<b>.</b>	<b>.</b>	<b>.</b>	<b>.</b>
<b>Cryptophyceae</b>							
Cryptomonas erosa	.	.	65.5	8.3	141.2	165.4	239.0
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	3.6	3.2	72.2	38.1	116.2	152.1	177.0
Cryptomonas marssonii	26.2	1.3	30.2	20.2	51.5	55.7	57.2
Cryptomonas sp. (l=20-22)	12.7	6.0	79.2	15.9	60.4	82.7	92.8
Cryptomonas spp. (l=24-28)	12.8	7.5	83.0	42.0	56.0	43.2	89.6
Katablepharis ovalis	37.7	8.5	3.8	0.2	0.2	8.5	28.6
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)	237.9	81.7	110.2	10.6	4.8	41.1	25.8
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	58.6	6.0	47.7	51.8	110.4	69.8	45.1
<b>Sum</b>	<b>389.5</b>	<b>114.1</b>	<b>491.8</b>	<b>187.2</b>	<b>540.8</b>	<b>618.4</b>	<b>755.1</b>
<b>Dinophyceae (fureflagellater)</b>							
Gymnodinium cf.lacustre	9.5	2.0	1.1	1.1	0.9	0.9	.
Peridinium sp. (l=15-17)	4.3	.	.	.	.	.	.
Ubest. dinoflagellat (l=9-10)	2.1	.	.	.	.	.	.
Ubest.dinoflagellat	5.1	0.8	0.5	0.5	.	0.5	1.1
<b>Sum</b>	<b>21.1</b>	<b>2.7</b>	<b>1.5</b>	<b>1.6</b>	<b>0.9</b>	<b>1.5</b>	<b>1.1</b>
<b>Euglenophyceae</b>							
Strombomonas sp.	0.9	.	.	.	.	.	.
<b>My - alger</b>							
My-alger	16.5	12.6	14.4	13.5	13.3	11.2	9.3
<b>Total sum (mm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> = mg våtvekt/m<sup>3</sup>)</b>	<b>642.1</b>	<b>192.7</b>	<b>663.0</b>	<b>323.2</b>	<b>613.0</b>	<b>689.4</b>	<b>809.2</b>

## Kvantitative planteplankton analyser: L i a v a t n

1

Dato =>	960514	960611	960709	960723	960806	960819	960924
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
<b>Arter</b>							
<b>Cyanophyceae</b> (blågrønnalger)							
Achroonema sp.	.	.	0.8	.	.	.	.
Anabaena lemmermannii	.	.	8.4	24.4	55.4	33.3	.
Woronichinia naegeliana	.	.	.	.	.	2.8	2.4
<b>Sum</b>	.	.	9.2	24.4	55.4	36.1	2.4
<b>Chlorophyceae</b> (grønnalger)							
Ankistrodesmus falcatus	.	.	0.3	.	.	.	.
Ankyra judayi	.	.	.	.	.	0.8	.
Ankyra lanceolata	.	.	.	13.0	193.7	76.1	20.5
Botryococcus braunii	.	.	.	.	.	0.7	.
Chlamydomonas sp. (l=10)	656.7	48.2	.	.	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=12)	1423.2	38.2	.	.	.	.	.
Chlamydomonas sp. (l=8)	.	11.7	20.1	9.5	70.2	28.8	.
Coelastrum microporum	.	.	.	0.7	.	1.1	.
Elakatothrix gelatinosa (genevensis)	.	.	.	.	1.0	.	.
Eudorina elegans	.	.	3.8	1.9	1.4	.	.
Eutetramorus fottii	.	.	.	1.6	1.0	0.6	2.0
Gyromitus cordiformis	.	2.4	.	.	.	.	.
Koliella longiseta	10.6	9.8	75.7	15.8	.	.	1.0
Korsikoviella sp.	.	.	.	4.2	.	.	17.9
Monoraphidium contortum	.	.	1.5	.	.	.	.
Oocystis marssonii	.	.	.	1.6	.	0.3	.
Pandorina morum	.	.	.	1.1	.	.	.
Paulschulzia pseudovolvox	.	.	49.6	0.3	.	.	.
Pteromonas sp.	1.9	6.6	.	.	.	.	.
Scenedesmus armatus	.	.	1.9	.	.	.	.
Scenedesmus sp. (Sc.bicellularis ?)	.	.	11.0	.	.	.	.
Sphaerocystis schroeteri	.	.	.	.	4.1	2.6	.
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)	.	8.0	25.4	.	.	.	.
<b>Sum</b>	2092.3	124.8	189.3	49.8	271.5	111.1	41.4
<b>Chrysophyceae</b> (gullalger)							
Chrysochromulina parva	.	.	147.9	1.1	.	.	.
Chrysolykos skujai	.	9.2	.	.	.	.	.
Craspedomonader	.	1.9	1.9	.	.	0.6	1.0
Dinobryon sociale	.	6.4	1.6	.	.	.	.
Mallomonas akrokomos (v.parvula)	0.9	1.3	.	.	16.7	.	0.4
Mallomonas caudata	0.7	.	.	.	.	.	.
Mallomonas spp.	4.0	4.5	.	4.0	.	.	17.9
Monas sp.	1065.3	.	.	.	.	.	.
Ochromonas sp.	59.6	.	8.5	.	.	.	.
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	5.7	0.6	0.6	2.5	2.2	1.8	4.4
Små chrysomonader (<7)	52.4	40.0	122.0	16.9	10.2	14.3	15.7
Store chrysomonader (>7)	48.2	20.7	51.7	8.6	9.5	12.1	14.6
Ubest.chrysophyceae	.	.	.	.	.	.	0.3
<b>Sum</b>	1236.8	84.4	334.0	33.1	38.5	28.7	54.3
<b>Bacillariophyceae</b> (kiselalger)							
Achnanthes sp. (l=15-25)	1.6	.	.	.	.	.	.
Asterionella formosa	0.2	.	.	.	.	.	.
Diatoma tenuis	.	72.1	.	.	.	.	.
Fragilaria sp. (l=30-40)	4.5	643.3	.	.	.	.	.
Fragilaria sp. (l=40-70)	0.9	1718.8	29.7	0.8	.	.	.
Fragilaria ulna (morfotyp"angustissima")	.	3.0	.	.	.	.	.
Fragilaria ulna (morfotyp"ulna")	.	12.8	.	.	.	.	.
Nitzschia sp. (l=40-50)	.	.	3.7	0.2	.	.	.
Tabellaria flocculosa	.	9.0	.	.	.	.	.
<b>Sum</b>	7.1	2459.0	33.4	1.0	.	.	.
<b>Cryptophyceae</b>							
Cryptomonas erosa	50.4	42.4	40.3	22.0	9.7	64.1	52.9
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	3.6	0.6	6.4	2.9	.	4.4	17.7
Cryptomonas marssonii	1.8	.	.	3.4	1.3	2.7	15.9
Cryptomonas parapyrenoidifera	7.2	101.8	.	.	.	.	.
Cryptomonas sp. (l=15-18)	.	6.4	.	.	.	.	.
Cryptomonas spp. (l=24-28)	8.4	8.4	1.6	6.8	15.9	1.2	23.2
Katablepharis ovalis	9.0	82.0	140.7	5.0	.	.	3.7
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)	54.3	58.2	129.3	41.9	7.2	34.8	108.9
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	2.3	.	23.9	55.4	104.9	227.4	91.3
<b>Sum</b>	137.0	299.8	342.1	137.4	139.0	334.6	313.5
<b>Dinophyceae</b> (fureflagellater)							
Amphidinium sp.	.	.	1.9	.	.	.	.
Ceratium hirundinella	.	.	.	.	6.0	.	.
Gymnodinium cf.lacustre	.	2.1	2.1	2.1	.	.	.
Gymnodinium helveticum	20.8	.	.	.	.	.	.
Gymnodinium sp. (l=14-16)	.	.	1.0	.	.	.	.
Gymnodinium sp. (l=20-22 b=17-20)	333.9	.	.	.	.	.	.
Peridinium palatinum	.	8.4	.	.	.	.	.
Peridinium sp. (l=15-17)	0.7	6.9	5.0	.	.	.	4.3
Peridinium umbonatum (P.inconspicuum)	.	15.9	.	.	.	.	.
Ubest.dinoflagellat	4.2	.	.	0.5	.	.	.
<b>Sum</b>	359.6	33.4	9.9	2.6	6.0	.	4.3
<b>Euglenophyceae</b>							
Euglena sp. (l=40)	.	0.3	.	.	.	.	.
Trachelomonas volvocina	.	.	.	4.5	.	0.5	.

L i a v a t n forts.

Dato ⇒	960514	960611	960709	960723	960806	960819	960924
Gruppe	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum	Volum
Arter							
Sum	.	0.3	.	4.5	.	0.5	.
My-alger							
My-alger	40.2	13.3	49.0	11.2	9.9	10.2	10.4
Totalsum (mm <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> = mg våtvekt/m <sup>3</sup> )	3873.1	3014.8	966.9	264.0	520.3	521.1	426.3