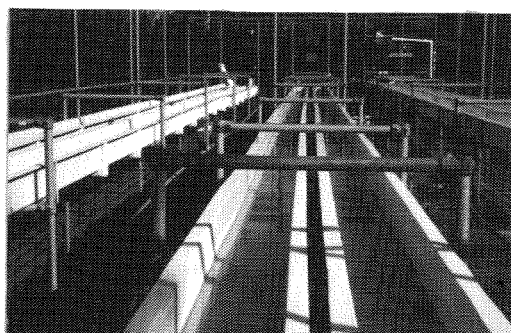


Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning

Sammenlignet med andre forurensningskilder

Sluttrapport



O-87064

O-87079

E-88431



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor
Postboks 33, Blindern
0313 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 29

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 42 709

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

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

Prosjektnr.: 0-87079 0-87064 E-88431
Undernummer:
Løpenummer: 2367
Begrenset distribusjon: FRI

Rapportens tittel: BIOTILGJENGELIGHET AV FOSFOR I JORDBRUKSAVRENNING Sammenliknet med andre forurensningskilder. Sluttrapport.	Dato: 18.2.1990
	Prosjektnummer: 0-87079 0-87064 E-88431
Forfatter (e): Dag Berge Torsten Källqvist	Faggruppe: Landbruk Geografisk område: Østlandet Jæren Antall sider (inkl. bilag): 130

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn, SFT Norges Hydrologiske komité, NHK Norsk institutt for vannforskning, NIVA	Oppdragsg. ref. (evt. NTFN-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt: Biotilgjengelighet av fosfor i jordbruksavrenning og en del andre klassiske forurensningskilder ble målt ved algevekstforsøk i laboratoriet med testalgen <u>Selenastrum capricornutum</u> , med naturlige planktonsamfunn i innhegninger, og med naturlige begroingsamfunn i renner. Prosesser som utsedimentering og lyssvekking (tilgrumsing) bidro til at fosforet i erosjonsmaterialet fikk redusert tilgjengelighet i forhold til laboratoriebestemte tilgjengeligheter, og i forhold til de andre forurensningskildene. Undersøkelsene har gitt opphav til biotilgjengelighetskoeffisienter som gjør det mulig å beregne de ulike forurensningskilders relative betydning for algevekst i en resipient, noe som er meget nyttig ved prioritering av tiltaksplaner.
--

4 emneord, norske:

1. Biotilgjengelighet
2. Fosfor
3. Algevekst
4. Eutrofiering

4 emneord, engelske:

1. Bio-availability
2. Phosphorus
3. Algal growth
4. Eutrophication

Prosjektleder:

Dag Berge

For administrasjonen:

Torsten Källqvist

ISBN 82-577-1653-7

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
Oslo

O - 87064
O - 87079
E - 88431

BIOTILGJENGELIGHET AV FOSFOR I JORDBRUKSAVRENNING
SAMMENLIKNET MED ANDRE FORURENSNINGSKILDER
SLUTTRAPPORT

NIVA, Oslo den 18. februar 1990

Saksbehandlere: Dag Berge
Torsten Källqvist

Medarbeidere : Tor Traaen
Randi Romstad
Pål Brettum

FORORD

NIVA legger med dette fram sammenfattende sluttrapport fra "Biotilgjengelighetsprosjektet" hvis målsetting har vært å finne biotilgjengeligheten av totalfosforet fra ulike typer forurensninger, med hovedvekt på erosjonsmateriale fra korndyrkingsarealer.

Cand. real. Dag Berge har vært prosjektleder for feltstudiene, innhegningsstudiene og rennestudiene i prosjektet, mens fil. kand. Torsten Källqvist har vært prosjektleder for laboratedelen. Cand. real. Pål Brettum har analysert planteplanktonmaterialet og cand. mag. Randi Romstad begroingsmaterialet. Siv. ing. Tor Traaen og forsk. ass. Sigbjørn Andersen har bygget opp det eksperimentelle oppsettet for rennestudiene. DH-kandidat Tone Gøran Oredalen har utført prøveinnsamlingen ved renneanlegget.

Flåteanlegget ved innhegningsstudiene er bygget av byggmester Magne Børresen (Gran), mens posene er designet av avdelingsleder Jørgen Edgren på A/S KIBRA (Harestua). Styringsenhetene på flåteanlegget er laget av Ing. Johan Ahlfors og ing. Knut Pettersen, begge NIVA.

Undersøkelsen er tilknyttet Handlingsplanen mot landbruksforurensninger og GEFO's forsøksfelter fra Romerike og Jæren inngår som prøvetakingslokaliter. Cand. agric. Lillian Øygarden, GEFO (nå JORDFORSK) har velvillig tilrettelagt for prøvetaking i Handlingsplanfeltene på Romerike. Det samme har Geir Undheim (GEFO) bidratt med i Handlingsplanfeltene på Jæren.

Statens forurensningstilsyn (SFT 0-87079) er prosjektets hovedsponsor, men det mottar også økonomisk støtte fra Norges hydrologiske komité (NHK 0-87064) og av Norsk institutt for vannforskning (NIVA E-88431). SFT's saksbehandler har hele tiden vært cand. agric. Sidsel Grimstad, for NHK har vært overing. Einar Berntsen. Disse takkes begge for stor interesse, tålmodighet og et godt samarbeid.

I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

Avsnitt	Side
1 SAMMENDRAG OG KONKLUSJON	1
1.1 Målsetting	1
1.2 Utført arbeid	1
1.3 Viktigste resultater	1
1.4 Nytteverdi.	4
1.5 Andre konsekvenser av erosjonsmateriale i akvatiske økosystemer	4
1.6 Manglende viten - Videre arbeid	6
2 INNLEDNING	9
3 MATERIALE OG METODER	14
3.1 Prøvetyper	14
3.2 Sterilisering av prøver	14
3.3 Algevekstforsøk	15
3.4 Beregninger	18
3.5 Kjemisk analyseprogram	21

Avsnitt	Side
4 RESULTATER OG DISKUSJON	22
4.1 Bearbeidingsform	22
4.2 Arealavrenning fra kornarealer på Østlandet	23
4.2.1 Snøsmeltingsperioden	23
4.2.2 Sommersituasjon	25
4.2.3 Høstflom	27
4.2.4 Midlere tilgjengelighet av fosforet fra korndyrkingsarealer	29
4.3 Avrenning fra høstspredd naturgjødseI, eksempel fra Jæren.	30
4.4 Naturlig erosjonsmateriale	32
4.5 Punktkilder	33
5 KORRELASJON MELLOM KJEMISKE P-FRAKSJONER OG TILGJENGELIG P	36
6 SAMMENLIGNING AV ULIKE FOSFORKILDERS TILGJENGELIGHET	41
7 BAKGRUNN FOR TESTER MED NATURLIGE ALGESAMFUNN	44
8 MATERIALE OG METODER	45
8.1 Fremstilling av erosjonsvann	45
8.2 GjødseIkjellerlekkasjer	47
8.3 Kloakkvannløsning	47

Avsnitt	Side
8.4 Ortfosfatløsning	47
8.5 Konstruksjonsmessig beskrivelse av innhegningene	47
8.6 Fylling av innhegningene	49
8.7 Tilsetning av testløsning til innhegningene	50
8.8 Prøvetaking i innhegningene	50
9 RESULTATER FRA INNHEGNINGENE	52
9.1 Generelt om innhegningsforsøk	52
9.2 Forsøksoppsett	52
9.3 Temperatur - pH og oksygen	54
9.4 Lys	54
9.5 Siktedyp	56
9.6 Turbiditet	58
9.7 Total fosfor	60
9.8 Løst fosfor	60
9.9 Løst reaktivt fosfor (LRP)	65
9.10 Total nitrogen	65
9.11 Algeutbytte - Biotilgjengelighet	65
9.12 Doseringenes innvirkning på algesammensetningen	69

Avsnitt	Side
10 MATERIALE OG METODER VED RENNEFORSØKENE	72
10.1 Fremstilling av utgangsløsninger	72
10.2 Beskrivelse av renneanlegget	72
10.2.1 konstruksjonsmessig beskrivelse	72
10.2.2 Dosering av forurensninger til rennene	72
10.2.3 Prøvetaking i rennene	74
11 Resultater fra renneforsøkene	75
11.1 Vannføring og temperatur	75
11.2 Kjemiske observasjoner i slurryen	76
11.3 Kjemiske observasjoner i rennene	77
11.4 Algeutvikling i rennene - Biotilgjengelighet	79
11.4.1 Klorofyll og TOC	79
11.4.2 Begroingsamfunnets sammensetning i de ulike renner	82
11.5 Slamavsetning i rennene	84
12 LITTERATUR	87
13 PRIMÆRDATA	90

1 SAMMENDRAG OG KONKLUSJON

1.1 Målsetting

Prosjektets målsetting er å belyse algetilgjengeligheten av fosfor i arealavrenningen fra landbruket, og å sammenlikne med en del andre klassiske forurensningskilder. Av særlig interesse er arealavrenning fra erosjonsutsatte korndyrkingsarealer på Østlandet.

1.2 Utført arbeid

Studiene er dels utført ved algevekstforsøk i laboratoriet med testalgen Selenastrum capricornutum på vannprøver fra aktuelle lokaliteter, dels ved innhegningsforsøk med naturlige planktonsamfunn, og dels ved renneforsøk med naturlige begroingssamfunn. Algetilgjengelighetene er beregnet i forhold til hvor mye alger som ble produsert med kjemisk rent ortofosfat.

Korndyrkingsareal på Østlandet er representert ved GEFO's Handlingsplanfelter på Romerike (Haugerfeltet og Lodingfeltet), samt felter i Hakadal, Billingstad i Asker, og et par felter ved Drøbak. Avrenning fra høstspredd naturgjødse er studert i GEFO's Handlingsplanfelter på Jæren. Kloakkavløp er studert i Volla RA på Hadeland og Bekkelaget RA i Oslo. Avløp fra sandfilterrenseanlegg er studert på Hauger på Romerike. Breavrenning er studert i utløpet fra Blåisen og Midtdalsbreen på Hardangerjøkulen. Prøver fra gjødselsig og silosaftavrenning er hentet på Norges landbrukshøgskole (NLH). Undersøkelsene omkring fosfor i tøyvaskemidler er konsentrert om OMO.

1.3 Viktigste resultater

Midlere laboratoriebestemt algetilgjengelighet av total fosfor fra de ulike typene forurensningskilder er gitt i fig. 1.

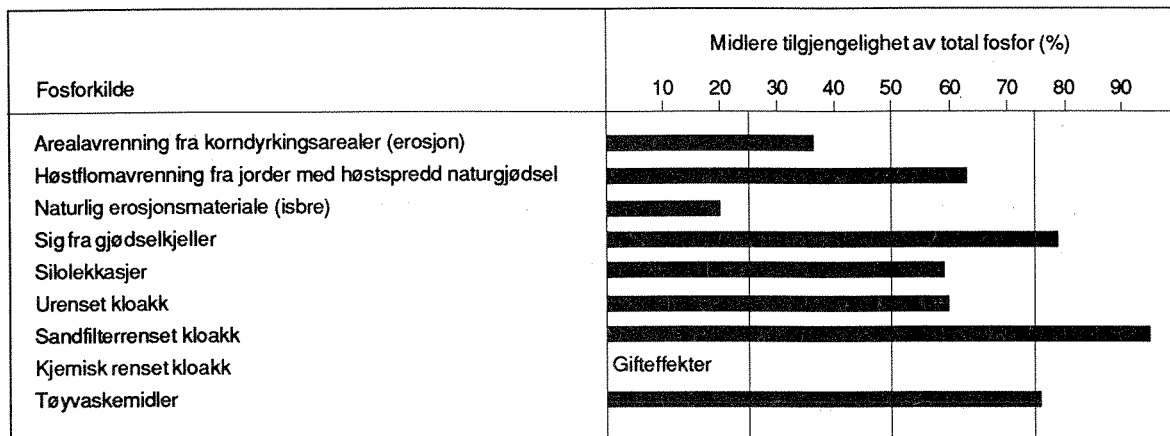


Fig. 1. Midlere laboratoriebestemt tilgjengelighet av totalfosfor i de ulike forurensningstypene som har inngått i undersøkelsen.

Innhegningsforsøkene viste at erosjonsmaterialets biotilgjengelighet ble betydelig redusert i forhold til laboratoriebestemmelsen. I innhegningene som sirkulerte ble den redusert til 1/3, mens i de som ikke sirkulerte, helt ned til 1/6. Dette hadde sammenheng med utsedimentering av det partikulære fosforet, samt lyssvekking som følge av tilgrusning.

Omregnet fra den midlere laboratoriebestemte tilgjengeligheten på 37%, blir da de midlere, reelle biotilgjengeligheter av erosjonsavrenning fra korndyrkingsarealer ca 6% for oligotrofe sjiktede innsjøer og ca 13% for usjiktede oligotrofe innsjøer.

I grunne, eutrofe innsjøer med høy pH (over pH=9) vil en større del av det partikulære fosforet bli gjort tilgjengelig, pga. svekkede bindingskrefter mellom fosfationer og de uorganiske partiklene. Hvor mye tilgjengeligheten øker, er imidlertid vanskelig å anslå. Prosesser som lyssvekking og utsedimentering vil fortsatt gjøre seg gjeldende, og man må regne med at den reelle biotilgjengeligheten også her vil være redusert i forhold til laboratoriebestemmelsen. Da vi fra oppdragsgiver er bedt om skjønsmessig å antyde et tall også for denne type innsjøer, tror vi at man er i riktig størrelsesorden ved å anslå at erosjonsfosfor fra korndyrkingsarealer er ca 20% tilgjengelig i

grunne eutrofe innsjøer.

I rennene, derimot, som skulle etterlikne strykepartier i rennende vann, fant vi mindre forskjell mellom laboratoriebestemt og begroingsbestemt tilgjengelighet av erosjonsfosfor (reduisert ned til ca 2/3 av laborativerdien). Dette er logisk, da slike partier vanligvis er så grunne at lyshemning ikke oppstår og turbulensen forhindrer det partikulære fosforet i å sedimentere. For begroing i rennende vann, er det relevant å bruke 24% tilgjengelighet for fosforet i erosjonsavrenning fra korndyrkingsarealer.

Tilsvarende reduksjoner må man forvente også for naturlig erosjonsmateriale (f.eks. breslam).

Kloakkvann viste en midlere reell tilgjengelighet i innhegningene på 66%. Det samme kloakkvannet gav en laboratoriebestemt tilgjengelighet på 71%. Disse verdiene er så like at man kan si at de laboratoriebestemte tilgjengeligheter er relevante for de reelle tilgjengeligheter i innsjøer.

For gjødselig fant vi heller ingen signifikant forskjell mellom laboratoriebestemt og innhegningsbestemt tilgjengelighet, slik at verdiene i figuren kan brukes.

Figuren gir uttrykk for biotilgjengelighetskoeffisienter, og sier således ikke noe om det kvantitative bidrag fra de ulike kilder. En kilde vil kunne ha stor betydning selv om den har en liten tilgjengelighet, hvis kilden bare er stor nok.

I prøver av arealavrenning fra korndyrkingsjord på Østlandet var middelkonsentrasjonen av totalfosfor høyest i drensvann og overflateavrenning (841 resp. 852 $\mu\text{gP/l}$), mens middelverdien for bekker var 334 $\mu\text{gP/l}$. Den gjennomsnittlige tilgjengeligheten av fosfor var 36-39% i de tre kategoriene av prøver fra korndyrkingsarealer. Konsentrasjonsforskjellene indikerer at det skjer selvrensing i bekkene. Det er imidlertid ikke undersøkt hvor mye av vannføringene i bekkene som mates fra grunnvann direkte, dvs. som kommer utenom drenssystemene og overflateavrenningen. Selvrensningen er m.a.o. neppe så stor som konsentrasjonsforskjellene antyder.

Resultatene fra Jæren tyder på at fosforet i høstspredd naturgjødsel i liten grad bindes opp i jordsmonnet. Kort tid etter gjødsling hadde man de samme fosforkonsentrasjoner i drensvann som i overflatevann, hhv. 2300 og 2350 $\mu\text{gP/l}$. Stort sett var denne avrenningen meget lett tilgjengelig for algevekst.

Det oppstod en del problemer med gifteffekter under testingen av kjemisk rensset kloakk. Vurdert utfra bl.a. tidligere testmateriale, mener vi imidlertid at tilgjengeligheten ligger i størrelsesområdet 30%. En nylig svensk undersøkelse angir imidlertid at kjemisk rensset kloakk er langt mer tilgjengelig (Persson 1989, in press).

1.4 Nyttverdi.

Nyttverdien av biotilgjengelighetskoeffisientene kommer først og fremst til sin rett ved utarbeidelse av tiltaksplaner. Multipliseres koeffisientene med kildenes kvantitative bidrag, får man et uttrykk for de ulike kilders relative betydning for algevekst i resipienten, og har således et bedre grunnlag for å prioritere tiltak.

I fig. 2 har vi som eksempel anvendt tilgjengelighetskoeffisientene på tilførselsbudsjettet til Haugestadvannet og Eikeren i Vestfold (Åstebøl og medarb 1987). Haugestadvannet er en grunn høyeutrof innsjø beliggende i et jordbruksområde, mens Eikeren er en dyp oligotrof innsjø. For Haugestadvannet er avrenning fra åker dominerende kilde mht. total fosfor, mens avløp fra spredt bosetning (dvs.utenom renseanlegg) er dominerende kilde for tilførsel av biotilgjengelig fosfor. Det er da regnet at halvparten av fosforet fra spredt bebyggelse når vassdraget, og at tilgjengeligheten av det som når fram er som etter infiltrasjon i sandfiltergrøft. For den oligotrofe og dype Eikeren er også betydningen av kommunale avløp utenom renseanlegg blitt forsterket, mens arealavrenning fra landbruket har fått sterkt redusert betydning for algeveksten. For begge innsjøer er betydningen av naturlige kilder blitt redusert. De største positive effekter med tanke på å redusere algeveksten i disse resipientene, vil man oppnå ved å starte med tiltak mot utslipp fra spredt bebyggelse, dernest tiltak for å hindre arealavrenning fra jordbruket. Vurdert utfra total fosforbudsjettet alene, ville det se ut som om tiltak for å hindre arealavrenning fra landbruket ville gi størst reduksjon i algevekst.

1.5 Andre konsekvenser av erosjonsmateriale i akvatiske økosystemer

Våre resultater tyder på at kun i grunne innsjøer hvor det skjer betydelig resuspensjon av sediment som følge av vind, og som er eutrofe fra før, vil erosjonsmaterialet bidra i noen stor grad til å

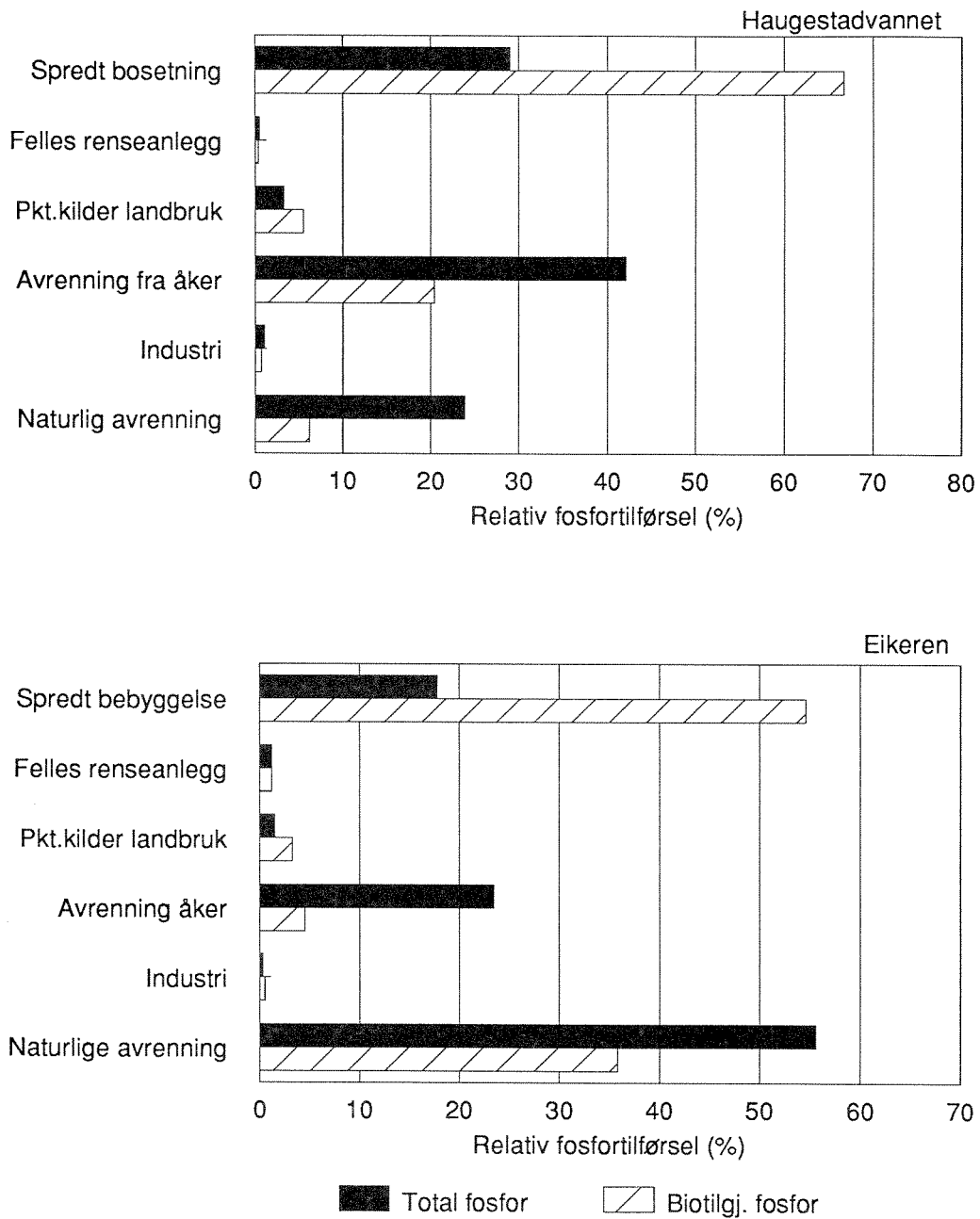


Fig. 2. Eksempel på biotilgjengelighetskoeffisientenes anvendelse. Svarte søyler viser de ulike kildenes betydning for fosforbudsjettet, mens de skraverte søylene viser kildenes betydning for algevekst. 2 innsjøer i Vestfold, Haugestadvannet som er grunn og høyeutrof, og Eikeren som er dyp og oligotrof (etter Åstebøl og medarb. 1987).

stimulere algevekst. Erosjonsfosfor fra Østlandske korndyrkingsarealer vil neppe kunne bringe oligotrofe innsjøer opp i eutrofe nivåer.

Åpen pløyd mark 8-9 måneder i året har imidlertid ført til økt slamtransport i vassdrag, noe som også er stressende for mange andre sider av våre akvatiske økosystemer, så som:

- Økt sedimenteringshastighet og gjenfylling av innsjøer.
- Dannelse av næringsrike sedimentbanker og strandsoner i innsjøer og sakteflytende elver, noe som påskynder gjengroing med høyere vegetasjon.
- Høye konsentrasjoner av erosjonsmateriale kan være skadelig for fisk. Den europeiske innlandsfiskekommisjonen, EIFAC, angir at partikkelkonsentrasjoner over 36 mg/l er skadelig for fisk. I mange jordbrukselver og bekker har vi periodevis betydelig høyere konsentrasjoner enn dette. Det høyeste vi målte ved denne undersøkelsen var hele 6000 mg/l i drengroft, og 3-500 mg/l i fiskeførende bekk/elv.
- Nedslamming av gyteområder for fisk. Dette er særlig et problem for ørret og laks som graver ned eggene sine i grus hvor larvene lever den første vinteren. For mye finmateriale nede i mellom steinene vil gi for lite oksygen til egg og larver.
- Nedslamming vil også være et problem for fastsittende alger og bunnlevende smådyr.

1.6 Manglende viten – Videre arbeid

Studier av biotilgjengelighet av fosfor har hittil stort sett dreid seg om å se på hvilke av de kjemiske fosforfraksjonene som er tilgjengelig for algevekst. Dette har imidlertid gitt nokså liten nytteverdi, noe som har sammenheng med at fosfor er et meget aktivt stoff, både biologisk og kjemisk. Den kjemiske fraksjonsfordelingen man finner i et gitt tidspunkt, er helt forskjellig i neste tidspunkt. Dessuten er ofte de kjemiske fraksjonene som er direkte tilgjengelige så små at å måle disse i vassdragene blir svært usikkert.

Å fremskaffe empiriske tilgjengelighetskoeffisienter for totalfosforet i klassiske forurensningskilder, så som kloakk, vaskemidler, arealavrenning, gjødselkjellerlekkasjer, mm., ser langt mer lovende ut. Dette som her er utført er bare en begynnelse.

For å få full utnyttelse av det arbeid som her er påbegynt i fremtiden, bør følgende punkter belyses:

- Man burde fremskaffe biotilgjengelighetskoeffisienter for alle kategorier av fosforkilder som vanligvis inngår i forurensningsregnskaper. Særlig viktig er det å få bedre tall for ulike former for rensed kloakk.
- Man burde teste biotilgjengeligheten av arealavrenningen fra landbruksområder med varierende PAL-tall (PAL-tallet er et relativt mål på plantetilgjengelig fosfor i jord). Korndyrkingsjord på Østlandet har lavt PAL-tall (8-12), i husdyrområdene på Jæren er det ikke uvanelig med over 30, mens i intensivt drevne grønnsaksproduksjonsarealer ofte er PAL-tall opp i mot 100. Karakteristiske PAL-tall finnes både for landsdeler og driftsformer.
- Man burde også ha biotilgjengelighetskoeffisienter for de ulike forurensningstypene m.h.t. vekst av marine alger. Det vil da være aktuelt å fremskaffe biotilgjengelighet både av tot-N innholdet og tot-P innholdet i disse.
- Etter hvert som de fleste biotilgjengeligheter er bestemt rimelig sikkert, bør man begynne arbeidet med å bygge biotilgjengelighetskoeffisientene inn i fosforbelastningsmodeller, noe som vil gjøre det mulig å beregne nokså eksakt hvor mye algeveksten vil bli redusert ved å redusere deler av de ulike kilder. Da vil man ha et effektivt redskap for tiltaksanalyser.
- Biotilgjengelighet bør også inngå som karakteriserende utslippsparameter når det gjelder myndighetenes behandling av utslippstillatelser (konsesjonssøknader).
- Det burde vært satt i gang et større forskningsprogram på partikkelforurensning, hvor effekter av ulike partikler på

ulike sider av økosystemet kunne studeres. Skarpe partikler fra tunnelboringer, knuseverker, etc. synes langt mer skadelig enn runde, glattslipte partikler fra jorderosjon.

2 INNLEDNING

Intensivering og overgang til nye driftsformer innen jordbruket har medført at jordbruket i dag er en betydelig kilde til vannforurensning.

Jordbruksaktivitetene i Norge kan grovt sett inndeles i 2 hoveddriftsformer: Kornproduksjon og husdyrhold. I førstnevnte kategori er forurensningen avhengig av gjødslingsmengde og erosjon, mens den for sistnevnte er avhengig av gjødselmengde, gjødselhåndtering, tidspunkt for gjødsling, sigevann, mm., i tillegg til erosjon. Begge aktiviteter resulterer i at det føres såkalte eutrofierende stoffer ut i vassdragene, dvs. gjødselstoffer som stimulerer algevekst, og på sikt også høyere vegetasjon (gjengroing).

Helt siden det i 1970-åra ble generell enighet om at menneskeinduserte fosfortilførsler var hovedårsaken til eutrofiering av ferskvann, har det pågått en diskusjon om hvilke fosfortyper som er mest skadelig. Fra jordbrukshold har det vært hevdet at fosforet i arealavrenningen er så sterkt bundet til jordpartikler at det er lite tilgjengelig for algevekst, dessuten hevdes materialet å sedimentere raskt ut av innsjøenes produksjonssone, samtidig som grumsingen forårsaker lysbegrensning for algeveksten.

På motsatt side hevder vaskemiddelfabrikantene at fosforbidraget som kommer via vaskemidler er så lite sammenliknet med andre kilder, f.eks. erosjon fra jorder, at det nærmest er uten betydning. Kloakkfosfor har alltid vært oppfattet som svært algetilgjengelig, og bl.a. derfor er det på denne sektoren man har kommet lengst mht. rensing og avlastning.

I biotilgjengelighetsprosjektets DEL 1 har vi sett på den direkte algetilgjengeligheten av arealavrenningens fosforinnhold målt med testalgen Selenastrum capricornutum. Svært enkelt beskrevet har forsøkene gått ut på å finne ut hvor mye alger det kan produseres ut fra 20 µg total fosfor fra de ulike kildene i forhold til den mengden som produseres fra 20 µg 100% tilgjengelig ortofosfat. Ved å multiplisere totalfosfor bidraget fra de ulike forurensningskildene med biotilgjengelighetskoeffisienter, vil man få et mer nyansert bilde av hva de ulike kildene betyr for algevekst i resipienten. Man vil da ha et bedre grunnlag for å prioritere tiltak enn vurderinger ut fra et rent totalfosfor budsjett.

I tillegg kan man på sikt tenke seg slike koeffisienter innarbeidet i fosforbelastningsmodeller, noe som trolig vil kunne forfine disse.

Måling av biologisk tilgjengelig fosfor (bio-P) v.h.a. algetester er tidligere blitt gjort av flere forskere. En oversikt over slike undersøkelser er gjort av Hegeman et al. (1983). De konkluderer med at ingen kjemisk fraksjon representerer det biologisk tilgjengelige fosforet tilfredsstillende. Fosfor i jord kan være fra 0-80% tilgjengelig, avhengig av kjemisk tilstandsform. Fosfor bundet i mineralet apatitt blir regnet for å være minst tilgjengelig, men noen resultater tyder på at alger kan utnytte noe av dette. Også fosfor bundet til jern og aluminium er delvis tilgjengelig.

I en senere oversiktsartikkel av Boström et al. (1988), blir det påpekt at man må ta hensyn til tidsperspektivet når begrepet tilgjengelighet diskuteres. Normalt er kun en mindre del av det potensielt tilgjengelige fosforet umiddelbart tilgjengelig for opptak i alger. De fleste biologiske tester for bestemmelse av biologisk tilgjengelig P måler potensielt tilgjengelig P, som regel i et tidsperspektiv på noen uker. Testbetingelsene er imidlertid ikke alltid representative for situasjonen i naturen hvor fysiske og kjemiske forhold (f. eks. sedimentering, lyssvekking, pH-verdi og oksygenkonsentrasjon) innvirker på algenes mulighet for å utnytte tilført fosfor.

Bradford og Peters (1987) undersøkte den biologiske tilgjengeligheten av fosfor i vannprøver fra innsjøer og elver. De fant at i gjennomsnitt 37% av tot. P og 80% av løst P var tilgjengelig, men variasjonen var stor mellom enkeltprøver. Forholdet var forskjellig i næringsfattige og næringsrike systemer. Tilgjengeligheten av løst P var lavest i innsjøer med lavt P-nivå (68%) og høyest i eutrofe elver (104%). I 40% av de eutrofe elvene var bio-P > løst-P, d.v.s. også en del av partikulært bundet P ble utnyttet. Regresjonsanalyser av hele datamaterialet viste at løst-P var bedre korrelert med bio-P ($r^2=0.956$) enn LMR-P ($r^2=0.929$) og tot.P ($r^2=0.721$).

Young et al. (1985) sammenlignet en rekke kjemiske fraksjoner av partikkelbundet P, bestemt med ulike ekstraksjonsprosedyrer, med biologisk tilgjengelig P (algetest). Undersøkelsen viste at 60-70% av partikulært P i kommunalt avløpsvann var tilgjengelig. I innsjø-sedimenter var tilgjengeligheten 10-54%, mens partikulært P i naturlig erosjonsmateriale ikke var tilgjengelig. Den kjemiske fraksjonen som best beskrev bio-P var reaktivt base-ekstrahert uorganisk P. Ca. 90% av denne fraksjonen var biotilgjengelig. (Ekstraksjonsmetoden er beskrevet av De Pinto et al. 1981).

Lignende resultater er rapportert av Williams et al. (1980), som fant at 5-80% av tot. P og 38-83% av base-ekstrahert P var tilgjengelig i prøver av erosjonsmateriale og sedimenter. Apatitt-P og organisk P i sedimentene ble ikke utnyttet av algene.

Ved en undersøkelse i Amasonas fant Grobbelaar (1983) at partikkeladsorbert P var ca. 84% tilgjengelig. Tilgjengeligheten var større enn hva som kan forklares som frigjøring ved likevektsreaksjoner. Grobbelaar foreslår at ekstracellulært organisk stoff fra algene virker som kjelatorer som bringer adsorbert P i løsning, og dermed tilgjengelig for algene. Utnyttelse av organiske fosforforbindelser v.h.a. alkalisk fosfatase hadde ingen betydning for utnyttelsen av partikulært P.

Persson (1989) brukte tre ulike testalger for å bestemme biologisk tilgjengelig P i partikulært materiale fra ulike kilder. Han fant at de ulike algene ga forskjellig resultat. Det partikulære fosforet var mindre tilgjengelig i jordbruksavrenning (<50%) enn i avrenning fra skogbevokste områder og i kjemisk rensert avløpsvann (jernfelling).

Broberg og Persson (1988) gir en grundig beskrivelse av fosforfraksjoner i vann og stiller spørsmål ved de tradisjonelle fosforparametrene når det gjelder å beskrive fosforforbindelsenes fysiske-kjemiske sammensetning og biologiske effekt.

I Norge er biologisk tilgjengelighet av fosfor i jord og vann tidligere undersøkt i et prosjekt finansiert av Norges landbruksvitenskaplige forskningsråd, NLVF. Fosforets tilgjengelighet for alger ble målt med fortynnede naturlige populasjoner av planktonalger (Løvstad & Wold 1984). Algenes veksthastighet ble bestemt ved lave konsentrasjoner av fosfor. Undersøkelser av vann fra innsjøer i Østlandsområdet og fra elva Rømua, viste at molybdatreaktivt fosfor på ufiltrerte prøver var et godt mål på mengden tilgjengelig P (Blakar & Løvstad 1989). Analyser av vann- og jordprøver fra jordbruksområder på Romerike viste at 25-75% av total fosfor var tilgjengelig for alger, men at en betydelig mindre andel ble utnyttet av alger i vassdragene. Dette skyldes at det meste av P-transporten foregikk i flomperioder hvor algenes vekstbetingelser var redusert av rask vannutskiftning og lysbegrensning som følge av høyt partikkelinnhold (Løvstad 1989).

I det hele er det gjort en mengde undersøkelser på området med svært sprikende resultater. De fleste undersøkelserne fokuserer på tilgjengeligheten av ulike fraksjoner av fosfor, som baseekstraherbart P, partikulært P, Løst P, osv., og tilgjengelighetene er kun laboratoriebestemt. Meget lite er gjort med å se på hvor stor andel av totalfosforet i klassiske forurensningskilder som er tilgjengelig. Og der hvor dette er gjort, har man alltid endt opp med spørsmål om hvor relevant disse tilgjengeligheter er for naturlige algesamfunn i innsjøer og elver. Størst usikkerhet har vært knyttet erosjonsmateriale.

Vi har tatt sikte på først å fremskaffe et godt bilde av tilgjengeligheten fra et stort antall prøver fra ulike forurensningskilder fra ulike områder av landet, ulike årstider, osv. gjennom laboratorietester, for deretter å undersøke hvor relevante disse laboratoriebestemte tilgjengeligheter er ved å teste et utvalg av forurensningene på naturlige planktonsamfunn i innhegninger og naturlige begroings-samfunn i renner.

DEL 1

Biotilgjengelighet av total fosfor fra ulike forurensninger

bestemt ved vekstforsøk i laboratoriet

med testalgen

Selenastrum capricornutum

3 MATERIALE OG METODER

3.1 Prøvetyper

Prøvene som er undersøkt omfatter bekkevann, dreinsvann, og synlig overflateavrenning i Hakadal, Romerike, Billingstad (Asker), Drøbak, og på Jæren. Undersøkelsene er således utført på typisk Østlandsjord (siltig leire) og typisk Jærenjord (sandrik morenejord). På Romerike og Jæren er prøvene tatt fra GEFO's "Handlingsplanfelter". Prøvene er tatt ved ulike årstider og værtyper, med varierende innhold av partikulært materiale. Vi har også sammenliknet med tilgjengeligheten av andre typer fosfortilførsler, som f.eks. klassiske punktkilder som silosaftavrenning, møkkadyngesig, urensset kloakk, rensset kloakk (kjemisk felling), kloakk rensset ved sandfiltergrøft, vaskemidler, mm.. Til slutt har vi også sett på biotilgjengeligheten av naturlig erosjonsmateriale, dvs. "ikke-forurenset" erosjonsmateriale som breslam fra Hardangerjøkulen. Punktvis kan de avrenningstyper som har inngått i biotilgjengelighetsstudiene summeres til:

- Synlig overflateavrenning fra åkerjord (snøsmelt., regnskyll).
- Åpne jordbruksbekker.
- Samlegrøfter (dren).
- Drensrør.
- Silolekkasjer.
- Gjødselkjellerlekkasjer.
- Vaskemidler.
- Råkloakk.
- Avløp fra kjemiske renseanlegg.
- Avløp fra sandfilterrenseanlegg.
- Naturlig erosjon.

3.2 Sterilisering av prøver

For å kunne utføre algevekstforsøk med ufiltrede prøver må vannprøvene steriliseres for å unngå vekst av "villalger" som er tilstede i prøvevannet. Forsøk med gamma-bestråling for sterilisering tydet på at metoden var bedre egnet enn autoklaving ved at de ulike fosfor-

fraksjonene (Total-P, Løst P, og LMR-P) ble forholdsvis lite endret ved bestråling. Autoklaving førte til flokkulering og en kraftig reduksjon av den løste fosforfraksjonen i kloakkvann. I overflateavrenning fra dyrket mark ga begge behandlingsmetodene en økning i den løste P-fraksjonen (Se tabell 1.)

Tabell 1. Effekt av autoklaving og γ -bestråling (20 kGy) på kloakkvann og overflateavrenning fra dyrket mark. (Fosforverdier i $\mu\text{g/l}$.)

Prøve	Behandling	Tot.P	Løs.P	LMR-P (filt.)	LMR-P (ufilt.)
Kloakk	ubehandlet	2200	2200	1800	2200
"	autoklavert	3400	1200	585	2500
"	γ -bestrålet	3900	2600	2200	2600
Overflate	ubehandlet	72	45	38	50
"	autoklavert	78	61	53	60
"	γ -bestrålet	71	68	56	57

Bakterieanalyser (kimtall) viste at både autoklaving og γ -bestråling ga full sterilisering av prøvene.

En liter av prøvene ble behandlet med γ -bestråling ved Institutt for Energiteknikk. Stråledosen var ca 20 kGy fra en ^{60}Co -kilde.

3.3 Algevekstforsøk

Biologisk tilgjengelig fosfor (Bio-P) ble bestemt ved AGP-tester (AGP= Algal Growth Potential). Prinsippet for testene er beskrevet av Källqvist (1984). Etter bestråling ble prøvene fortynnet i destillert vann slik at innholdet av totalfosfor ble 20 $\mu\text{g/l}$. De fortynnete prøvene ble tilsatt et vekstmedium for alger uten fosfor (10% Z8-P). Vekstmediets sammensetning fremgår av tabell 2.

Tabell 2. Sammensetningen av algevekstmediet Z8-P (10%).

Konsentrasjon av salter		Grunnstoffkonsentrasjon	
NaNO ₃	46.7 mg/l	N:	8.40 mg/l
I Na ₂ CO ₃	2.1 "	P:	0.00 "
K ₂ HPO ₄	0.0 "	K:	1.40 "
		Ca:	1.00 "
Ca(NO ₃) ₂ · 4H ₂ O	5.9 "	Mg:	0.25 "
II MgSO ₄ · 7H ₂ O	2.5 "	S:	0.33 "
		Fe(III):	58.0 µg/l
EDTA	0.37 "	Mn:	8.1 "
III FeCl ₃ · 6H ₂ O	0.28 "	B:	5.4 "
		Br:	0.80 "
ZnSO ₄ · 4H ₂ O	22.3 µg/l	J:	0.64 "
IV H ₃ BO ₃	31.0 "	Zn(II)	0.66 "
KBr	1.2 "	Cd:	0.56 "
KJ	0.83 "	Mo(VI)	0.49 "
ZnSO ₄ · 7H ₂ O	2.87 "	Cu	0.32 "
Cd(NO ₃) ₂ · 4H ₂ O	1.54 "	Co:	0.30 "
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ · 4H ₂ O	0.88 "	Ni:	0.30 "
CuSO ₄ · 5H ₂ O	1.25 "	Al:	0.27 "
Co(NO ₃) ₂ · 6H ₂ O	1.46 "	W(VI)	0.19 "
NiSO ₄ (NH ₄) ₂ SO ₄ · 6H ₂ O	1.98 "	Cr(III):	0.05 "
Al ₂ (SO ₄) ₃ K ₂ SO ₄ · 24H ₂ O	4.74 "	V:	0.05 "
Na ₂ WO ₄ · 2H ₂ O	0.33 "		
Cr(NO ₃) ₃ · 9H ₂ O	0.41 "		
V ₂ O ₅	0.09 "		

Dyrkingsoppsettet var som vist i fig. 3. Til alle 4 kolbene ble det tilsatt 10% Z8 vekstmedium uten fosfat. Kolbe I ble tilsatt alger og kjemisk rent ortofosfat til konsentrasjonen var 20 µgP/l. Kolbe II ble tilsatt prøvevann til tot P konsentrasjonen var 20 µgP/l. Her ble det ikke tilsatt alger. Denne prøven er en blindprøve for å korrigere for eventuelle fremmedpartikler i prøvevannet ved telling av alger. Kolbe III ble tilsatt prøvevann til tot P konsentrasjonen var 20 µgP/l, samt alger. Prøve IV ble tilsatt prøvevann til tot P konsentrasjonen var 20 µgP/l, ortofosfat til en konsentrasjonen på 10 µgP/l, samt alger. Total fosfor konsentrasjonen i denne siste prøven var altså 30 µg P/l.

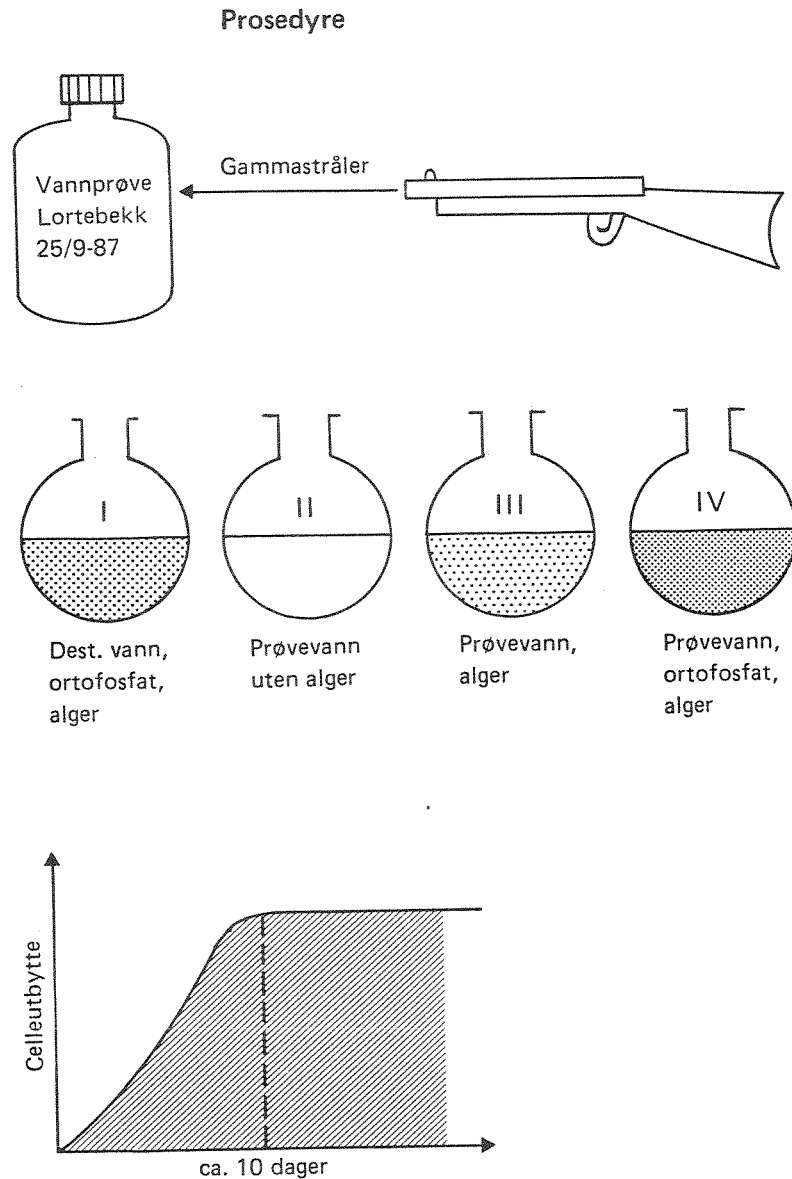


Fig. 3. Skjematisk oppsett over dyrkingsprosedyren, se tekst for forklaring.

Testalgen som ble brukt var Selenastrum capricornutum fra en fosforbegrenset kultur. Inokulumtettheten var ca. 10^6 celler/l. Alle tester ble utført med tre paralleller.

Kolbene ble inkubert på et gyngebord under kontinuerlig belysning (ca. $70 \mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$) og konstant temperatur ($20 \text{ }^\circ\text{C}$). Utbyttet av alger i kulturene ble bestemt ved telling av antall celler med en elektronisk partikkel teller når veksten var kommet opp i stasjonær fase (9-14 døgn). Prøvene som ikke var podet med alger ble også talt for å kunne korrigere celledetallet for andre partikler.

Algeutviklingen i kolbene forløp omtrent som vist i kurven nederst i figur 3. Etter ca 10 dager sluttet algene å vokse p.g.a. næringsbegrensning. Siden alle næringsstoffer unntatt fosfor var tilsatt i overskudd, var utbyttet av alger bestemt av mengden tilgjengelig fosfor i kolben. Biotilgjengeligheten av prøvevannet ble bestemt utfra hvor mye alger som ble utviklet i kolbe III og IV i forhold til Kolbe I. I kolbe I ble det alltid produsert nær 500×10^6 celler pr. liter, som er normalt utbytte av $20 \mu\text{g P/l}$ (se nedenstående kapittel om beregninger). Hvis det ikke ble vekst i III, men i IV trakk vi den slutning at fosforet i prøvevannet var utilgjengelig. Hvis det ikke ble normal vekst hverken i III eller IV, antok vi at det var gifteffekter i prøvevannet. Ellers skulle jo algene ha greidd å utnytte de 10 ekstra mikroprogrammene med ortofosfat som ble tilsatt i kolbe IV.

3.4 Beregninger

Bestemmelse av biologisk tilgjengelig fosfor ved algetester bygger på undersøkelser av utbytteskoeffisienter for P bestemt i vekstmedier med kjente konsentrasjoner av $\text{PO}_4\text{-P}$. Forskjellige utbytteskoeffisienter for Selenastrum er rapportert; 430 mg tørrvekt/mg P (Miller 1978), 805 (Toerien 1971), 700 (Gerhård og Otto 1976), 500 (Kotai et al. 1978), 640 (Claesson 1980). Williams (1980) fikk et celleutbytte på ca. 170×10^6 celler ved $10 \mu\text{g P/l}$ som med utgangspunkt i vår omregningsfaktor til tørrvekt (se nedenfor) tilsvarer 595 mg tørrvekt/mg P.

I det testsystem som vi har benyttet har vi funnet at celleutbyttet ikke er proporsjonalt mot P-konsentrasjonen ved lave P-konsentrasjoner. Beregning av bio-P v.h.a. en konstant utbyttesfaktor vil derfor gi feil resultat i prøver med lave P-konsentrasjoner. Trolig er dette problemet oversett av mange som har benyttet algetester for å bestemme bio-P. Resultater publisert av Williams et al. (1980), Claesson (1980) og Gerhold (1976) tyder på det.

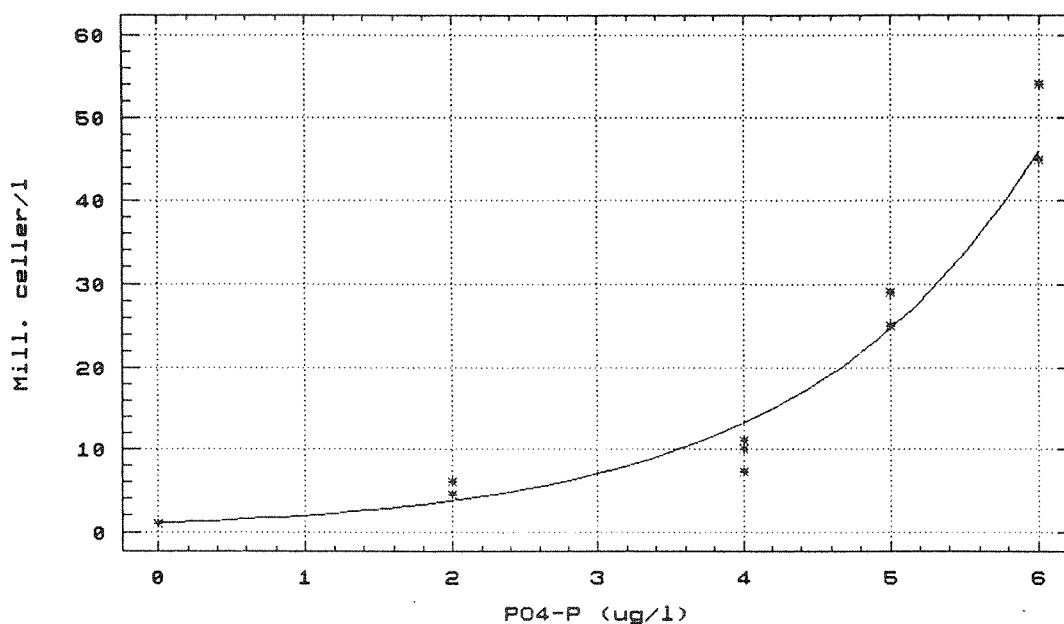


Fig. 4. Celleutbytte av *Selenastrum capricornutum* som funksjon av lave konsentrasjoner av fosfat-P.

Utbyttet av testalger som funksjon av tilgjengelig fosfor er blitt undersøkt ved ulike tilsetninger av fosfat til vekstmediet Z8-P. Resultatene viser at ved lave P-konsentrasjoner (<5 µg/l) kan forholdet mellom P og celleutbytte (U) beskrives som en eksponensiell funksjon (Se fig. 4).

$$U = e^{(0.0878 + 0.6235 * P)} \quad (r=0.9829) \quad (1)$$

Ved P-konsentrasjoner over ca. 5 µgP/l øker celleutbyttet lineært med ca 26x10⁶ celler for hver µg P. (Se fig. 5).

$$U = -79.2 + 28.06 * P \quad (r=0.9444) \quad (2)$$

I kulturer hvor celleutbyttet var <44x10⁶ celler/l ble biotilgjengelig P (Bio-P) beregnet med ligning (1). Over 44x10⁶ celler/l ble ligning (2) benyttet.

Selenastrum-cellenes størrelse kan variere fra ca. 30 µm³ til over 100 µm³, avhengig av vekstfase og vekstbetingelser. Ved P-begrensning blir cellene store. I det vekstmedium som ble benyttet ved disse forsøkene tilsatt 10 µg P/l, var cellenes middelvolum i stasjonær vekstfase 57

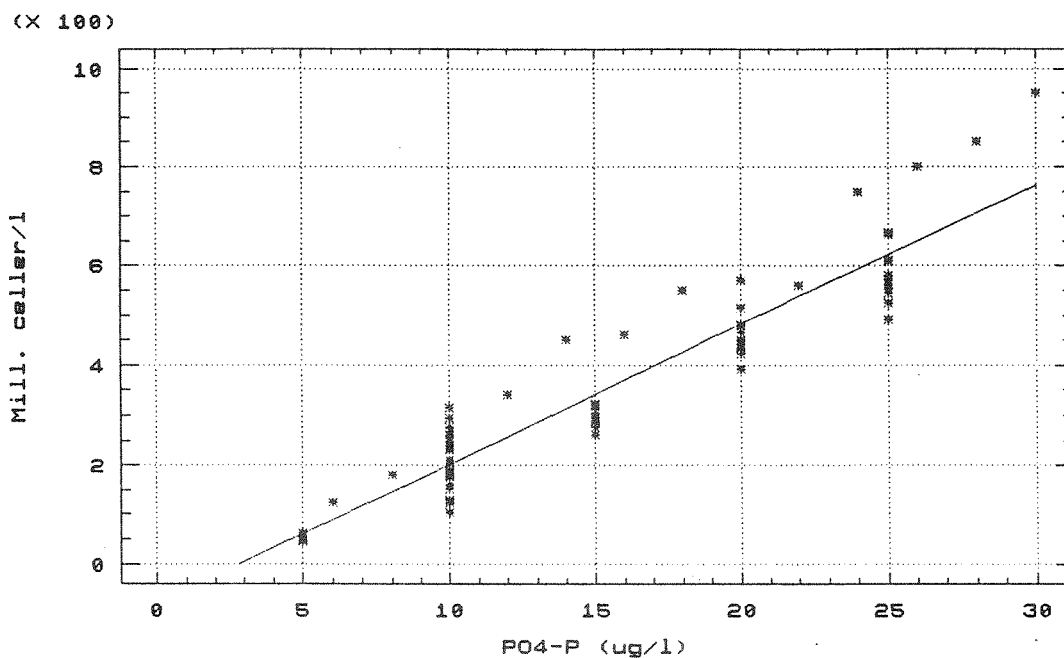


Fig. 5. Celleutbytte av *Selenastrum capricornutum* som funksjon av høye konsentrasjoner av fosfat-P.

μm^3 . Tørrvekten var 3.66×10^{-8} mg/celle og klorofyllinnholdet 0.4×10^{-6} $\mu\text{g}/\text{celle}$. Det betyr at fra 1 mg P kan det produseres ca. 1540 mm^3 eller 1020 mg alger. Utbytteskoeffisienten for P er m.a.o. ca. 1000.

Bio-P ble beregnet både i kulturene med og uten tilsetning av $10 \mu\text{g}$ P (ortofosfat). Fra kulturene med tilsetning av ortofosfat ble $10 \mu\text{g}$ P trukket fra og til slutt ble middelverdien for biologisk tilgjengelig P ved $20 \mu\text{g}$ P/l beregnet fra begge verdiene.

$$\text{BioP}_{20} = [\text{BioP}(1) + \text{BioP}(2) - 10] * 0.5$$

Hvor BioP_{20} = tilgjengelig fosfor bestemt i AGP-test med $20 \mu\text{g}$ Tot P/l. $\text{BioP}(1)$ = Celleutbytte i kulturer uten tilsats av ortofosfat, dvs. fra kolbe III. $\text{BioP}(2)$ = Celleutbytte i kulturer med tilsats av $10 \mu\text{g}$ P/l, dvs. kolbe IV.

Biologisk tilgjengelig fosfor (Bio-P) i den ufortynnede prøven ble beregnet slik:

$$\text{Bio-P} = \text{BioP}_{20} * f$$

hvor f = fortynningsfaktoren (Tot. P/20)

I noen prøver ble økningen i celleutbyttet i kulturene tilsatt 10 µg P lavere enn det teoretiske utbyttet ca. $200 \cdot 10^6$ celler/l. Dette tyder på at veksten var hemmet av toksiske forbindelser i mediet. I disse prøvene kunne Bio-P ikke beregnes.

3.5 Kjemisk analyseprogram

Det kjemiske analyseprogrammet har omfattet pH, konduktivitet, turbiditet, total organisk karbon (TOC), suspendert tørrstoff (STS), Suspendert gløderest (SGR), Total fosfor (Tot.P), Løst fosfor (Løs.P) Løst molybdatreaktivt fosfor (LMR-P), Total nitrogen (Tot N), Nitrat (NO_3), ammonium (NH_4).

4 RESULTATER OG DISKUSJON

4.1 Bearbeidingsform

Materialet er bearbeidet med tanke på å besvare prosjektets hovedmålsetning, nemlig hvor stor prosentandel av de ulike kilders totale fosfor innhold som kan brukes til algevekst. Analyseprogrammet har også omfattet ulike fraksjoner av både fosfor og nitrogen, samt organisk og uorganisk materiale. Disse resultatene kan gi interessante tilleggsinformasjoner, særlig mht. artsforskyvninger.

Alle analyseresultatene er samlet i tabell P1 bak i rapporten.

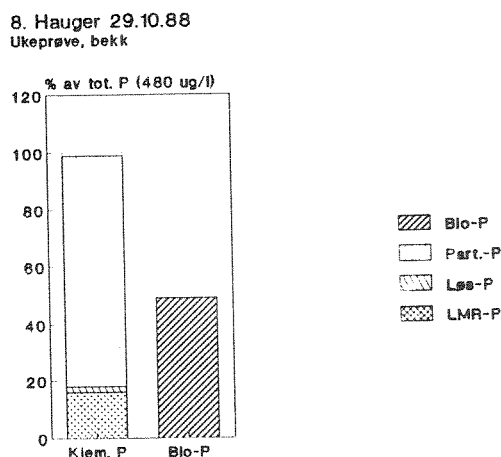


Fig. 6. Eksempel på dataenes figurfremstilling.

Resultatene fra biotilgjengelighetsanalysene er fremstilt som i figureksempelen, fig. 6. Denne er å forstå på følgende måte:

Konsentrasjonen av total fosfor i prøven er gitt i parentes i figur-overskriften. I den prosentuelle figuren representeres denne verdi av totalhøyden av venstre søyle. Det nedre delfeltet av søylen representerer andelen av løst molybdatreaktivt fosfor, LMR-P, (\approx ortofosfat), midtfeltet representerer løst ikke-reaktivt fosfor (LIR-P), og det øverste feltet av venstre søyle representerer det partikulært bundne fosforet (PP). Den høyre søylen forteller hvor stor andel av total fosforet i prøven som er tilgjengelig for algevekst (Bio-P).

Det konkrete figureksempelen (fig. 6), som er en ukeblandprøve fra GEFO's stasjon i Haugerbekken tatt den 29/10-87, har følgende budskap: Konsentrasjonen av tot P er 480 µgP/l, av dette er ca 18% LMR-P, ca 2% er LIR-P og ca 80% er PP. Ca 50% av total fosforet er tilgjengelig for algevekst. Vi ser at alt løst fosfor, samt ca 40% av det partikulære fosforet er tilgjengelig i denne prøven.

I alt er det undersøkt 54 prøver. I 13 prøver har det oppstått gift-effekter for testalgen, og det har ikke vært mulig å beregne pålitelig tilgjengelighet av fosfor. Derfor presenteres bare resultatene fra de gjenværende 41 prøver. Årsaken til gifteffektene er ikke kjent, men veksthemmende stoffer må enten ha vært tilstede i prøvene eller blitt dannet ved γ -bestrålingen. Gifteffektene ble bare funnet i prøver med lavt innhold av fosfor, d.v.s. prøver som ble lite fortynnet før testing. Prøver med høyt fosforinnhold ble fortynnet så mye at eventuelle giftstoffer ikke påvirket testalgene.

4.2 Arealavrenning fra kornarealer på Østlandet

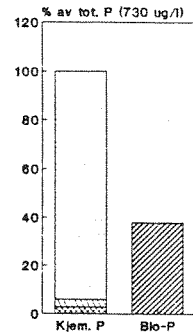
Erosjon fra korndyrkingsarealer og åpen åker tilfører vassdragene store mengder fosfor. Særlig er dette et problem på Østlandet og deler av Trøndelag. Utgangspunktet for prosjektet var å finne ut hva denne fosforkilden betydde for eutrofiering av vassdrag. Mange hevder nemlig at dette fosforet er så sterkt bundet til jordpartikler at det er nærmest utilgjengelig for algevekst.

Korndyrkingsarealene er i denne undersøkelsen representert ved prøvetakingsfelter i Haugerbekken og Lodingbekken like ved Ullensaker kirke (Romerike), Hakadal i Nittedal, Billingstad i Asker og et par bekker ved Drøbakskanten (Solbergstrand og Drøbak). Vi har testet bekevann, dremsvann og synlig overflateavrenning (flomvann), både under vårflom (snøsmelting), typisk sommersituasjon og høstflom.

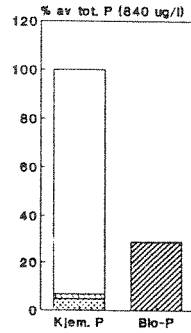
4.2.1 Snøsmeltingsperioden

Prosjektet kom først i gang i slutten av april 1987. Da var snøsmeltingen på Hauger- og Lodingfeltene ferdig, og vi har derfor bare prøver fra Hakadalfeltet og Billingstad i denne perioden.

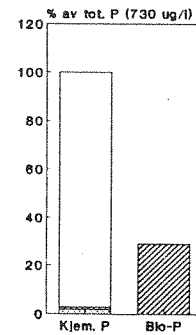
1. Hakadal 28.04.88
Overflateavrenning



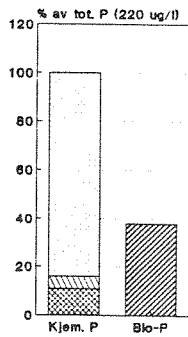
6. Hakadal 28.04.88
Overflateavrenning



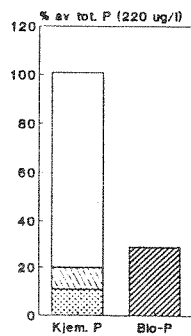
7. Hakadal 28.04.88
Overflateavrenning



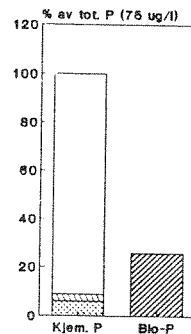
2. Hakadal 28.04.88
Dren. vest



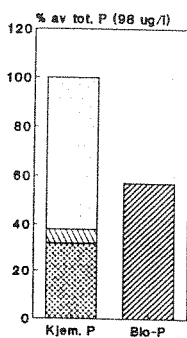
3. Hakadal 28.04.88
Samlegroft



5. Hakadal 28.04.88
Bekk



18. Billingstad 28.04.88
Overflateavrenning



Blo-P
 Part.-P
 Løs-P
 LMP-P

Fig. 7. Fosforkonsentrasjoner og algetilgjengelighet i avrenning fra jorder under snøsmeltingsperioden våren 1987.

Resultatene er gitt i fig. 7. På prøvetakingsdatoen 28/4-87 var det intens snøsmelting og betydelig overflateavrenning både i Hakadal og på Billingstad. Konsentrasjonene av tot P i overflateavrenningen var i Hakadal 730-840 $\mu\text{gP/l}$, mens ca 100 $\mu\text{gP/l}$ på Billingstad. Det aller meste av fosforet var partikulært, særlig utpreget var dette i Hakadal. I dreinsvann og bekkevann var konsentrasjonen betydelig lavere. Tilgjengelighetene av total fosforet i snøsmeltingsavrenningen fra Hakadalfeltene varierte fra 26% - 38%, mens i Billingstadfeltet var hele 57% av total fosforet tilgjengelig for algevekst.

4.2.2 Sommersituasjon

I denne perioden har vi prøver fra 16/6-87 og 6/8-87, fra Hakadalfeltene, samt Romeriksfeltene Hauger og Lodding.

Resultatene er gitt i fig. 8 og i tabell P1 bak i rapporten. I prøvene fra Hakadal var det klare gifteffekter i denne perioden, og resultatene kunne ikke brukes til å beregne algetilgjengelig fosfor. Kurvene herfra er derfor ikke fremstilt i figuren.

Jevnt over var det mye lavere fosforkonsentrasjoner i avrenningsvannet fra jordene i denne perioden. Dette så ut til å gjelde såvel bekkevann, dreinsvann og til en viss grad overflateavrenning. I tillegg var fosforet mindre tilgjengelig enn det som kom i høstflommen. Dette kan ha sammenheng med at rotsystemene til terrestriske planter er aktive

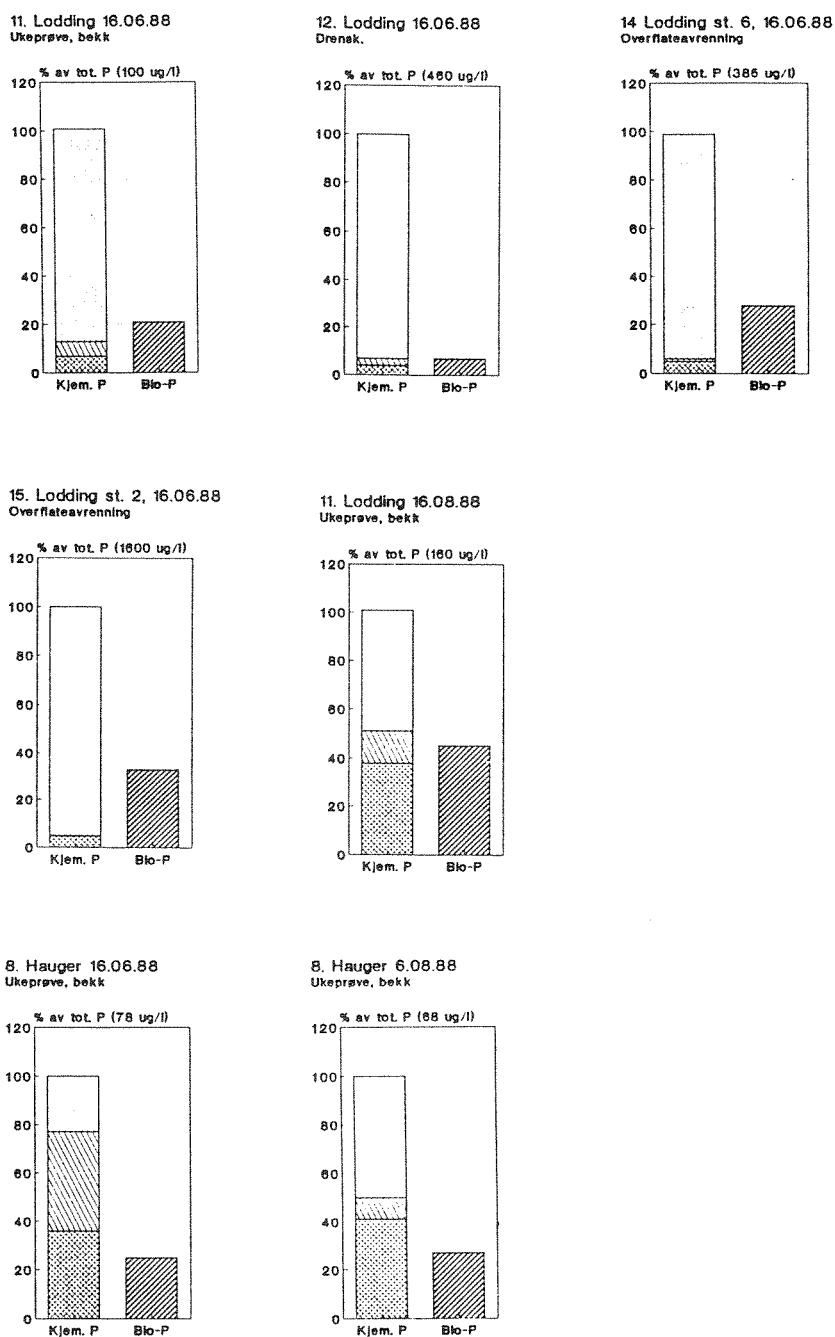


Fig. 8. Fosforkonsentrasjoner og algetilgjengelighet i avrenning fra jorder under sommersituasjonen. Prøver med gifteffekter er ikke medtatt, se tabell P1 for informasjon om disse.

på denne tiden, og har et effektivt opptak av plantetilgjengelig fosfor i jordvæsken. Dette biologiske forbruket er mindre under flomperiodene vår og høst. Ved Haugerfeltet hadde bekkevannet den 16/6 og 6/8 total fosfor konsentrasjoner på hhv. 78 og 68 $\mu\text{gP/l}$, med de tilhørende biotilgjengeligheter på 25% og 27%. Et forstyrrende problem fra denne perioden var at prøvevannet ofte var giftig for testalgene. Hva dette skyldes er vi ikke helt klar over ennå. Det kan være reelle gifteffekter, forårsaket f.eks. av sprøyting med ugrasmidler, eller det kan være stoffer dannet ved steriliseringsprosessen. Ved stikkprøver ble ugrasmiddelet MCPA funnet i mange av prøvene, men ikke i tilstrekkelig høye konsentrasjoner til å alene forklare gifteffektene.

4.2.3 Høstflom

I denne perioden har vi prøver fra følgende korndistrikter: Hauger og Loding på Romerike, Hakadal, Solbergstrand og Drøbak.

Resultatene er fremstilt i fig. 9, samt i tabell P1 bak i rapporten.

De høyeste fosforkonsentrasjonene fant vi her under høstflommen (29/10-87) i nylagte drenerør i Lodingfeltet, på 2440 $\mu\text{gP/l}$. Det var også i disse prøvene at vi fant det største partikkelinnholdet med konsentrasjoner opp i 6.8 g tørrstoff pr liter. Tilgjengeligheten av fosforet i disse drenerørene var relativt høy, ca 45%. I henhold til Krogstad og medarb. (1988) skyldes den høye fosfortransporten i nylagte drenerør selektiv utvasking av finpartikulært fosforrikt materiale fra tilbakefyllingsmassen i grøftene. I de eldre mer konsoliderte drenergrøftene, f.eks. Hauger dren hvit, 29/10-87 var konsentrasjonene av P og STS hhv 870 $\mu\text{gP/l}$ og 1.2 g STS/l. Dette er fremdeles høye verdier. Tilgjengeligheten var her noe mindre, ca 30%. Sammenlikner man disse verdiene med synlig overflateavrenning i pløeyeforer etc. fra de samme jorder og samme dato, var høyeste total fosfor konsentrasjon her 1860 $\mu\text{gP/l}$ og laveste 780 $\mu\text{gP/l}$. Tilgjengeligheten var hhv 47% og 39%.

I Hakadalfeltet, hvor det er lavere leirinnhold i jorda, samt at dreneringssystemene er eldre, induserte flommen langt lavere fosforkonsentrasjoner både i bekk, drenergrøfter og overflateavrenning, hhv 65, 350, 650 $\mu\text{gP/l}$. I tillegg til vanlige små drenerør hadde man her også en stasjon i en stor samledren, dvs et stort rør som tar inn et

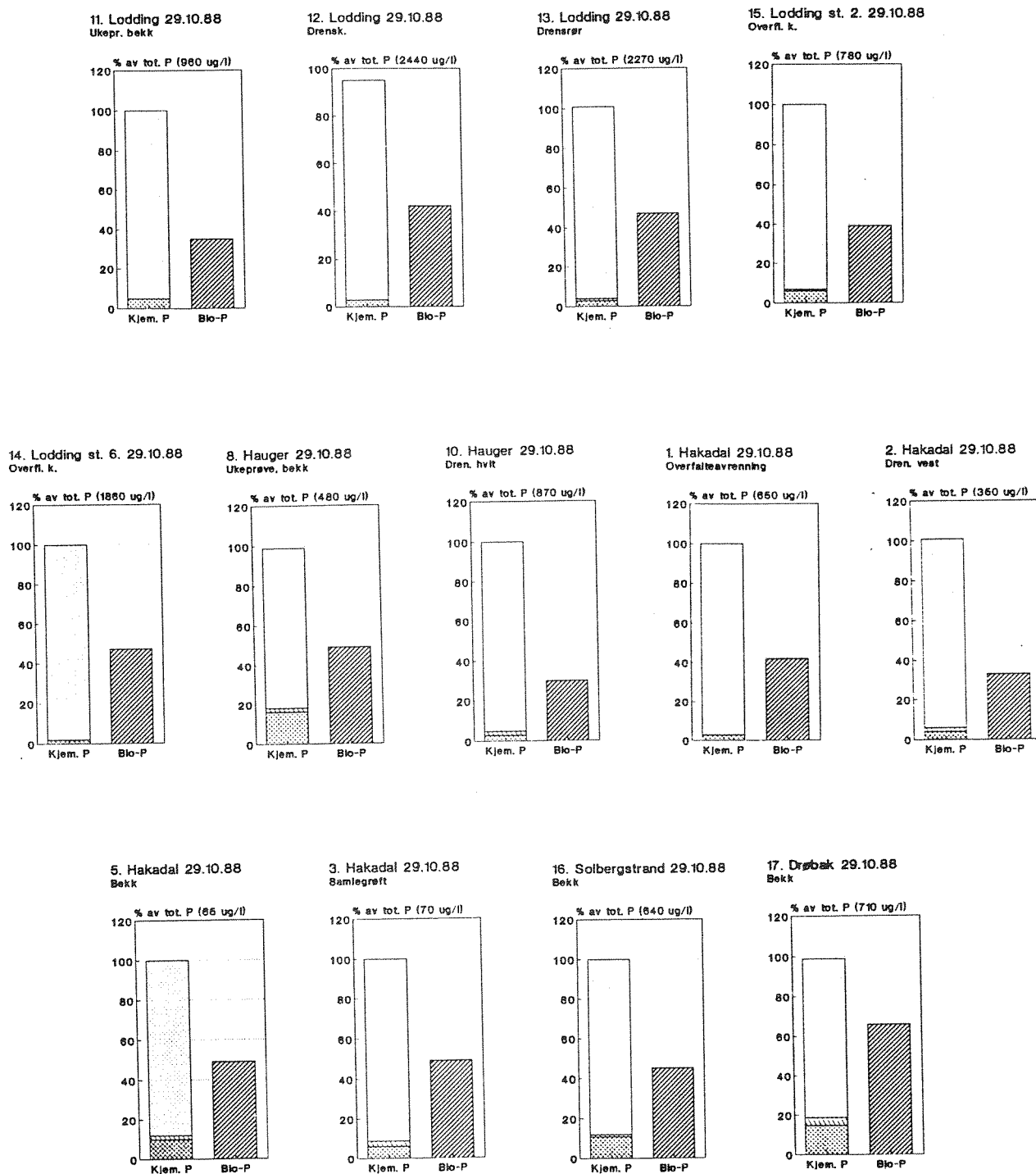


Fig. 9. Fosforkonsentrasjoner og algetilgjengelighet i avrenning fra korndyrkingsarealer under høstflom.

nettverk av smårør. Konsentrasjonen i denne var etter flommen (29/10) 70 µgP/l. Tilgjengelighetene var imidlertid ikke så vesensforskjellige fra Haugerfeltet, hhv. 50%(bekk), 33%(dren), 24%(overflateavrenning) og 49%(samledren). Det er betydelig større tilgjengelighet i grøftevannet enn i overflateavrenningen.

Det ble også tatt prøver fra et par jordbruksbekker i søndre Akershus under flommen 29/10-87, her kalt Drøbak og Solbergstrand. Konsentrasjonen av total fosfor var her hhv 710 og 640 µgP/l. Av dette var hhv 66% og 45% tilgjengelig for algevekst.

4.2.4 Midlere tilgjengelighet av fosforet fra korndyrkingsarealer

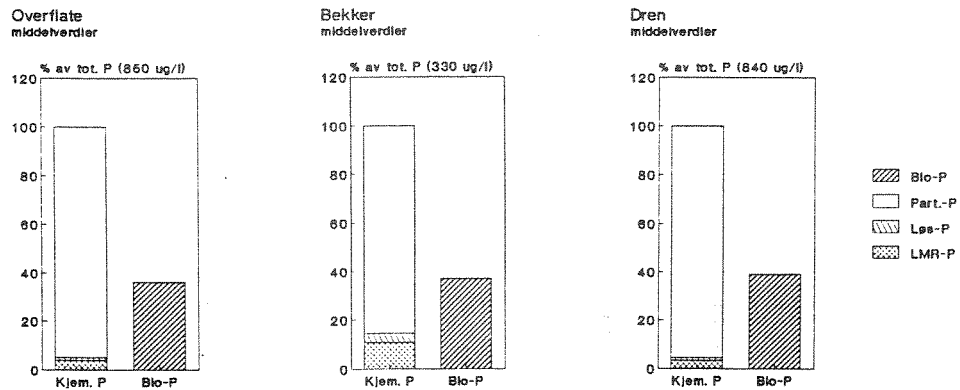


Fig. 10. Midlere fosforkonsentrasjon og algetilgjengelighet i avrenningsvann fra korndyrkingsarealer.

Middelverdier av samtlige prøver fra korndyrkingsarealer på Romerike, Hakadal, Drøbak og Billingstad, fordelt på overflateavrenning, bekkvann og drensvann, er fremstilt i fig. 10. I sammenstillingen er prøver hvor Bio-P ikke kunne bestemmes p.g.a. giftvirkning utelatt. Drensvannet hadde den høyeste middelkonsentrasjonen av totalfosfor,

841 $\mu\text{gP/l}$. 91% av dette var partikulært fosfor. Ca 34% av totalfosforet var algetilgjengelig, dvs. alt det løste samt ca 25% av det partikulære fosforet. Bekkevannet hadde de laveste fosforkonsentrasjonene 334 $\mu\text{gP/l}$, men den høyeste tilgjengelighet, ca 37%. Tot P konsentrasjonen i overflateavrenningen var i middel 852 $\mu\text{gP/l}$, med en tilgjengelighet på ca 36%.

4.3 Avrenning fra høstspredd naturgjødning, eksempel fra Jæren.

Det skjer et betydelig tap (60-90%) i gjødseleffekt ved høstspredning av naturgjødning sammenliknet med spredning i forbindelse med vekstsesongens start. Tapet skyldes dels utvasking i forbindelse med høstflom og snøsmelting og dels binding i jorda (Tveitnes 1985). For å få begrep om avrenningen fra høstspredd naturgjødning, ble det tatt noen prøver fra GEFO's forsøksfelter på Jæren i forbindelse med utkjøring av blautgjødning senhøstes 1987.

Det er mye som tyder på at næringssaltene holdes dårlig tilbake i den vannmettede morenejorda, se tabell 3. Særlig stor forskjell i fosforkonsentrasjon er det mellom drensør fra gjødslet jorde og ugjødslet jorde.

Tabell 3. Prøver fra Jæren i forbindelse med høstspredning av naturgjødning.

Lokalitet	Tot P	Løst P	Løst reakt.P
	$\mu\text{gP/l}$		
1) Timebekken i flom ukeprøve 10-17/11-87.....	230	64	53
2) Timebekken etter flommen.....	270	59	49
3) Herikstadbekken 26/11(nyspredd møkk på jordene).....	1170	170	120
4) Drensgrøft på jorde med nyspredd møkk 26/11-87.....	2300	730	590
5) Drensgrøft på nabojordet 26/11-87, ikke spredd møkk.....	32	25	21
6) Overflateavrenning 15/11-87 på jorde gjødslet med naturgjødning den 2/11-87.....	2350	2100	1600

Resultatene fra tilgjengelighetsanalysene er gitt i fig. 11. Det oppstod en del gift- og veksthemmende effekter i prøvene som er vanskelig å forklare. I overflateavrenningen var fosforet >100% tilgjengelig for algevekst. Vannet i Timebekken var også meget letttilgjengelig, ca 84%. I Herikstadbekken og i en av drensprøvene var det derimot bare ca. 20% tilgjengelighet. I en annen drensprøve ble det

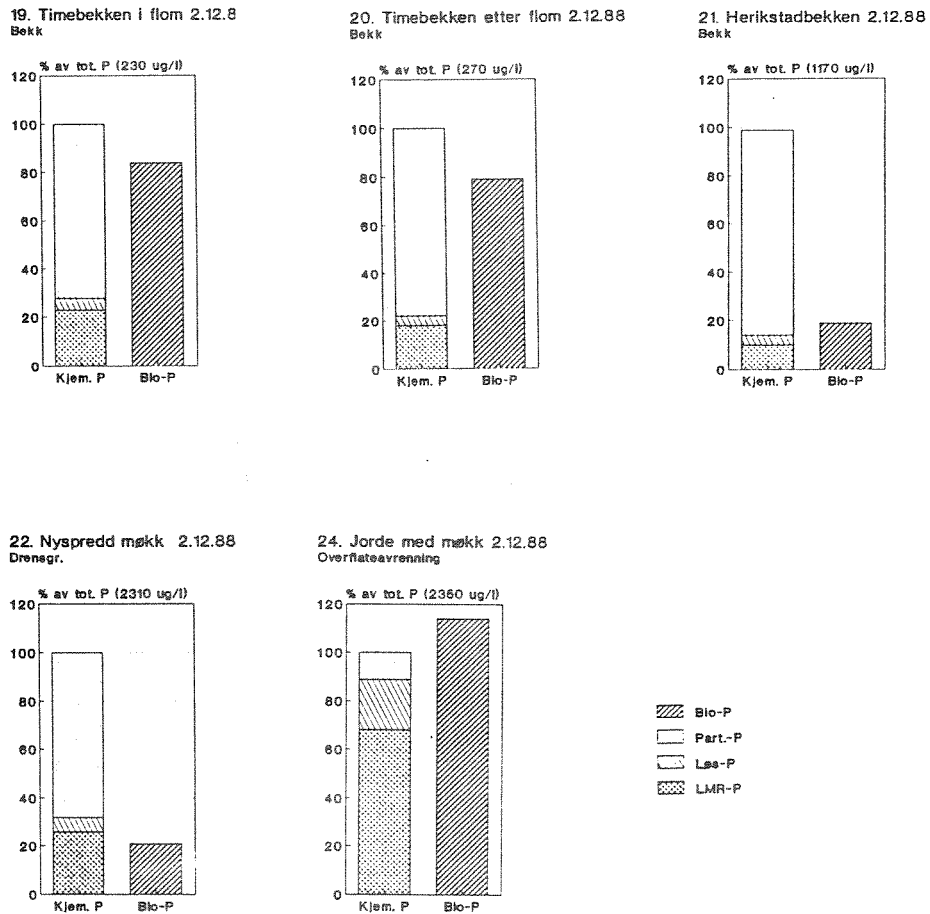


Fig. 11. Algetilgjengelighet av avrenningsfosfor fra høstgjødslede jorder på Jæren.

påvist veksthemming.

Resultatene tyder generelt på at fosforavrenningen fra høstgjødslede jorder er stor og at fosforet herfra er lett tilgjengelig (gjennomsnitt 63%).

4.4 Naturlig erosjonsmateriale

Som kjent er det isbreenes skuring og senere avsetninger som har gitt opphav til jorda som vi i dag dyrker. For å få et innblikk i alge-tilgjengeligheten av dette naturlige erosjonsmaterialet før det ble gjødslet, har vi tatt prøver av breutløp fra Hardangerjøkulen ved Finse. De to utløpene var fra bretungene Blåisen og Midtdalsbreen. På den sistnevnte eroderes næringsrike fylittbergarter, mens Blåisen skurer mer på næringsfattige gneiss og granitter, noe fylitt er det imidlertid der også.

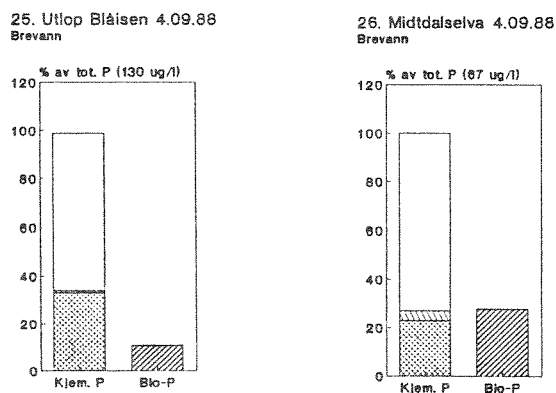


Fig. 12. Konsentrasjoner og biotilgjengelighet av fosfor i erosjonsmaterialet fra 2 bretunger på Hardangerjøkulen.

Av resultatene som er gitt i fig. 12, fremgår det at det var relativt høye fosforkonsentrasjoner i breutløpene, men at dette var lite tilgjengelig. Utløpet fra Blåisen var bare 11% tilgjengelig, mens algene greide å utnytte ca 28% av fosforet fra Midtdalselva, en forskjell som må ses i lys av bergartenes næringsrikdom, se over.

4.5 Punktkilder

Med tanke på å bedre grunnlaget for prioritering av forurensningsbegrensende tiltak, har vi for sammenlikningens skyld også kjørt biotester på en rekke klassiske punktkilder. Disse er:

- Urenset kloakk
- Kjemisk rensset kloakk
- Sandfilterrenset kloakk
- Tøyvaskemidler
- Silolekkasjer
- Gjødselkjellerlekkasjer

Resultatene er fremstilt i fig. 13. Med hensyn til konsentrasjoner stiller prøvene fra silolekkasje- og gjødselkjellerlekkasje i en klasse for seg med hhv 606000 og 67000 $\mu\text{gP/l}$. Tilgjengelighetene er også høye, hhv. 59% og 79%.

Når det gjelder urensset kloakk, har vi testet innløpsvannet på 2 renseanlegg, Bekkelaget i Oslo og Volla på Hadeland. Fosforet i råkloakken på Volla var ca 80% tilgjengelig for alger, mens på Bekkelaget fikk vi ikke mer enn vel 29% tilgjengelighet. Hva denne forskjellen består i er noe uklart. Det bør imidlertid nevnes at vi har testet kloakkvannet på Bekkelaget RA tidligere i andre sammenhenger, og det har da gitt betydelig større tilgjengeligheter. I forbindelse med forsøkene i innsjøinnhegninger (se avsnitt ...), ble en ny prøve av urensset kloakkvann testet for biotilgjengelighet. I denne var bio-P 71% av tot. P.

I den rensede kloakken fra begge kjemiske renseanleggene fant vi klare gifteffekter og resultatene gir ikke grunnlag for beregning av tilgjengelighet. Hva gifteffektene skyldes er uklart, men det kan nevnes at (Engblom og Lingdell 1983) fant gifteffekter på biologien nedenfor utløpet av kjemiske renseanlegg med Al-felling og dels med jernfelling i svenske vassdrag. Bekkelaget har jernfelling og Volla har Al-felling. Det er imidlertid trolig at fosforet i avløpet fra kjemiske renseanlegg som fungerer bra, er sterkt bundet til "fnokker" og relativt lite tilgjengelig. Vurdert også ut fra tidligere testresultater vil et konservativt estimat ligge på ca 20% tilgjengelighet. En nylig svensk undersøkelse (Persson 1989) har funnet at partikulært fosfor fra kjemiske renseanlegg er nær 100% tilgjengelig. Avløpet fra ulike typer renseanlegg burde vært underlagt flere tester, også økotoksikologisk.

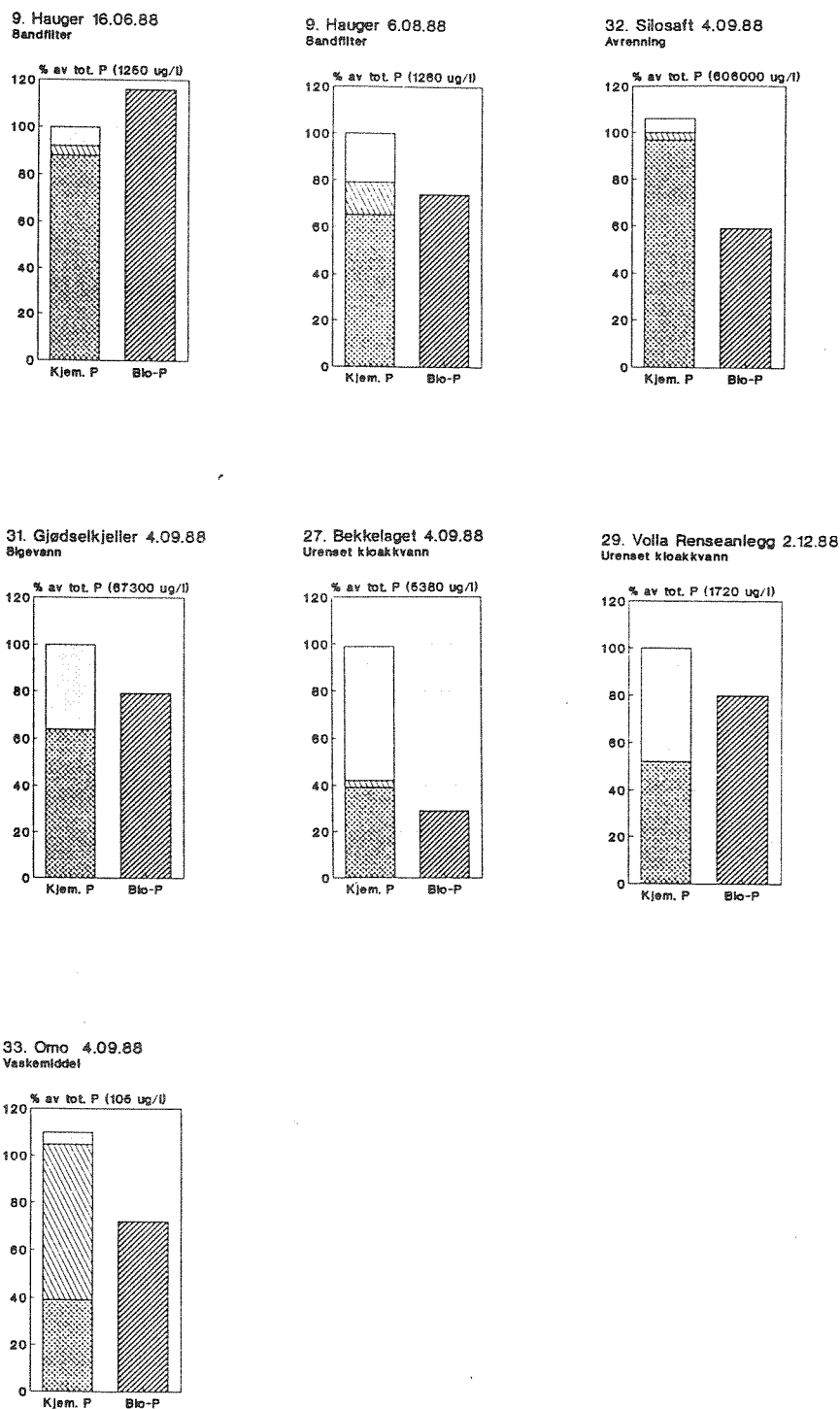


Fig. 13. Konsentrasjoner og algetilgjengelighet av fosfor i en del klassiske punktforurensningskilder.

Fosforavløpet fra sandfilterrenseanlegget som inngikk i undersøkelsen, var svært letttilgjengelig for algevekst, fra 74–116%. Her ble det ikke registrert noen gifteffekter. Tilgjengelighet over 100% kan forklares

ved feil i analyse av tot.-P eller ved beregning av Bio-P. En annen årsak kan imidlertid være at utbytteskoeffisienten for P i prøver med et høyt innhold av organisk stoff kan være høyere enn i rent uorganisk vekstmedium.

Når det gjaldt vaskemidler har vi bare testet et merke, nemlig OMO. Fosforet i dette var 72% tilgjengelig.

5 KORRELASJON MELLOM KJEMISKE P-FRAKSJONER OG TILGJENGELIG P

Resultater av regresjonsanalyser av de ulike P-fraksjonene er vist i tabell 4. Øverst er analysene for hele datamaterialet untatt prøvene fra gjødselkjeller og silolekkasje vist. Disse prøvene er utelatt fordi de p.g.a. de høye verdiene vil få en uforholdmessig stor innflytelse på analysen. Nederst i tabellen er data for korndyrkingsarealer vist separat. Grafiske fremstillinger av de ulike relasjonene er vist i figurene 14-19.

Tabell 4. Regresjonsanalyse av data for biologisk tilgjengelig P og ulike kjemiske P-fraksjoner. Y=BIO-P, X=uberoende variable (kjemiske P-fraksjoner), A=helningsvinkel, SF=standardfeil, B=helningsvinkel, MFKS= middelfeil, kvadratsum.

	A	SF	B	SF	Kvadratsum	F-kvote	MFKS	r
<u>Alle prøver</u>								
Tot.P	49.9	78.7	0.418	0.058	7.19×10^6	51	140×10^3	0.076
Løs-P	184.9	54.1	0.906	0.092	8.96×10^6	97	93×10^3	0.850
LMR-P	193.0	56.3	1.02	0.110	8.64×10^6	85	101×10^3	0.835
<u>Korndyrkingsareal</u>								
Tot.P	-29.9	20.2	0.433	0.022	2.19×10^6	395	5.5×10^3	0.970
Løs-P	16.6	87.7	5.12	1.56	0.70×10^6	10.8	65×10^3	0.549
LMR-P	17.9	77.6	6.24	1.63	0.86×10^6	14.6	59×10^3	0.608

¹Prøvene av sig fra gjødselkjeller og silolekkasje er ikke tatt med.

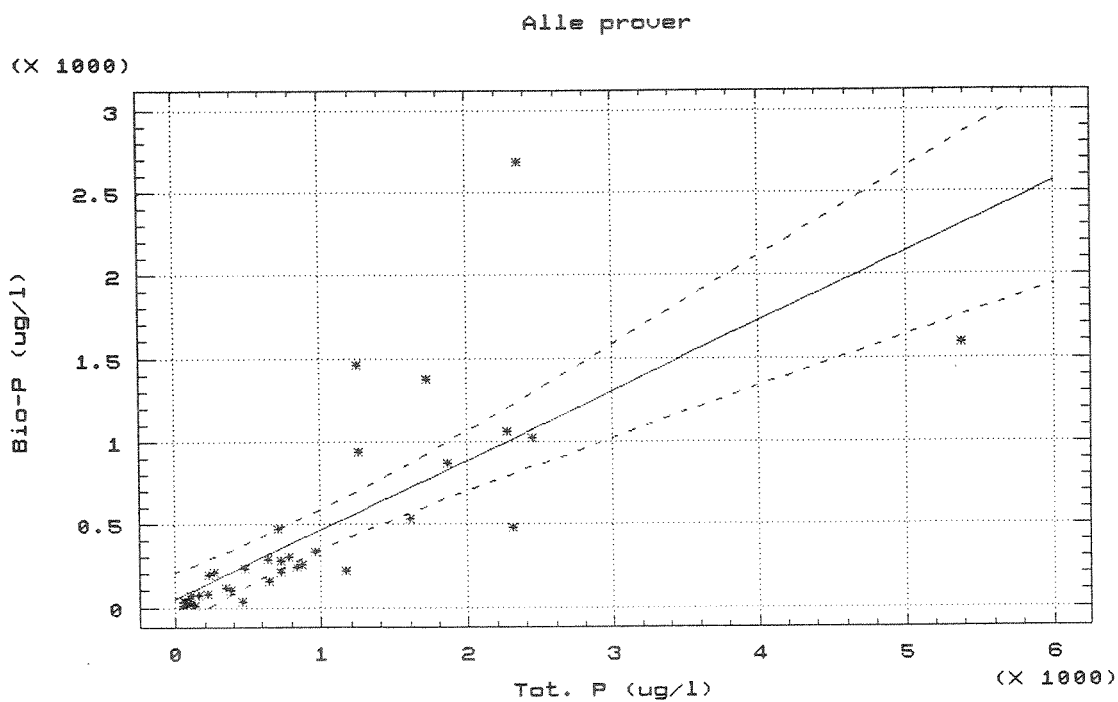


Fig. 14. Bio-P som funksjon av Tot. P for alle prøver unntatt gjødselkjeller og siloavrenning.

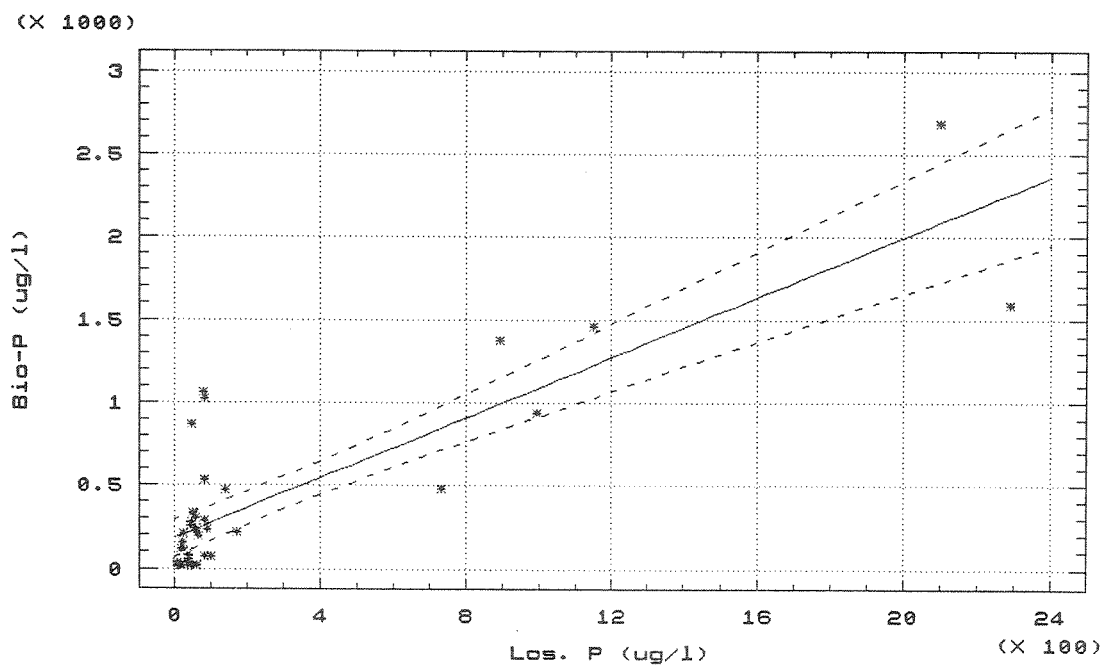


Fig. 15. Bio-P som funksjon av Løst P i alle prøver unntatt gjødselkjeller og siloavrenning.

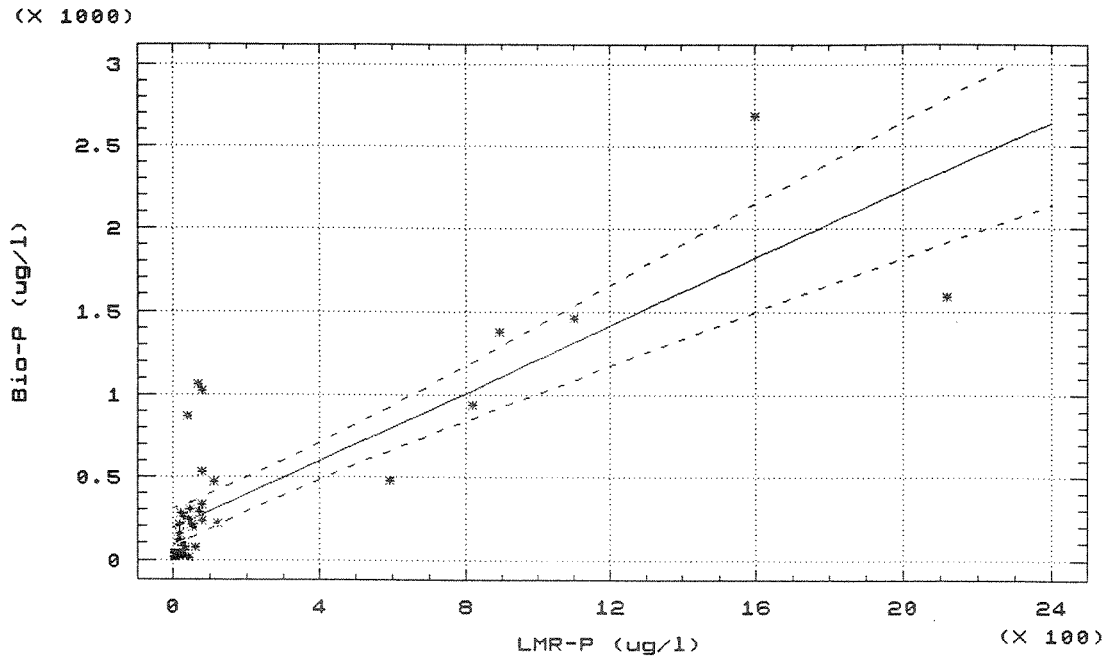


Fig. 16. Bio-P som funksjon av LMR-P i alle prøver unntatt gjødselkjeller og siloavrenning.

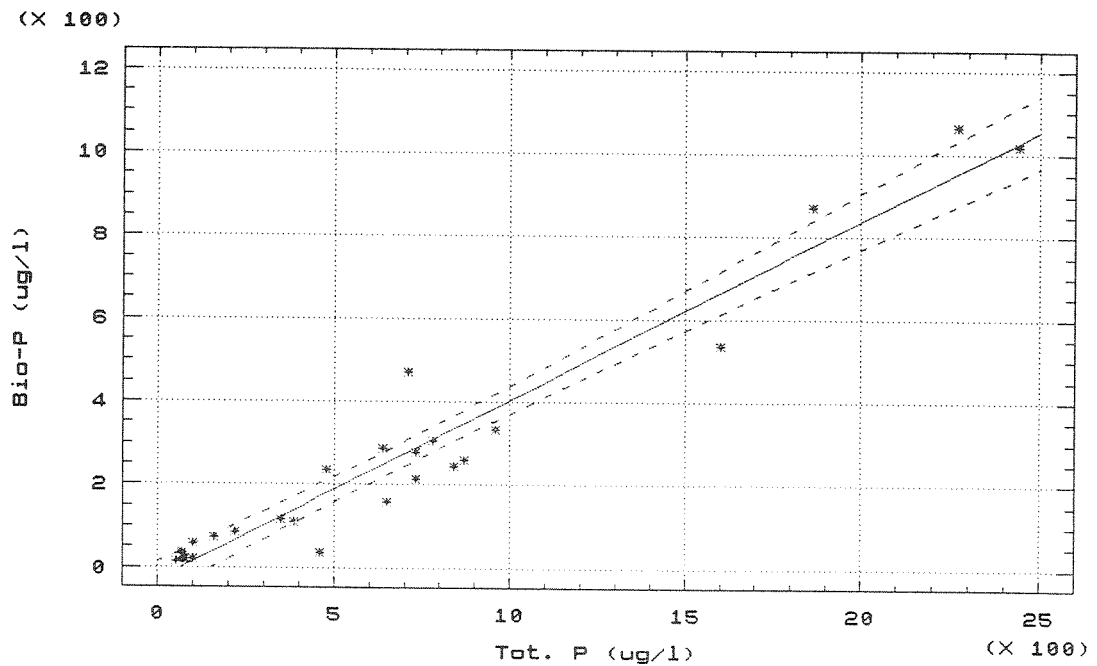


Fig. 17. Bio-P som funksjon av Tot. P i prøver fra korndyrkingsarealer.

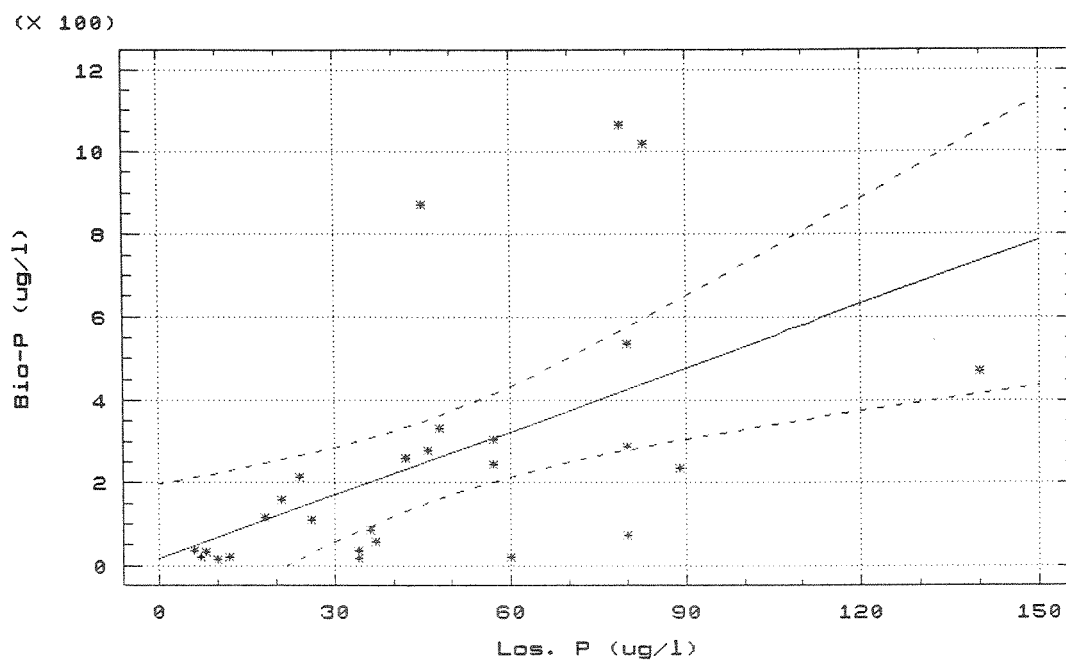


Fig. 18. Bio-P som funksjon av Løst P i prøver fra korndyrkingsarealer.

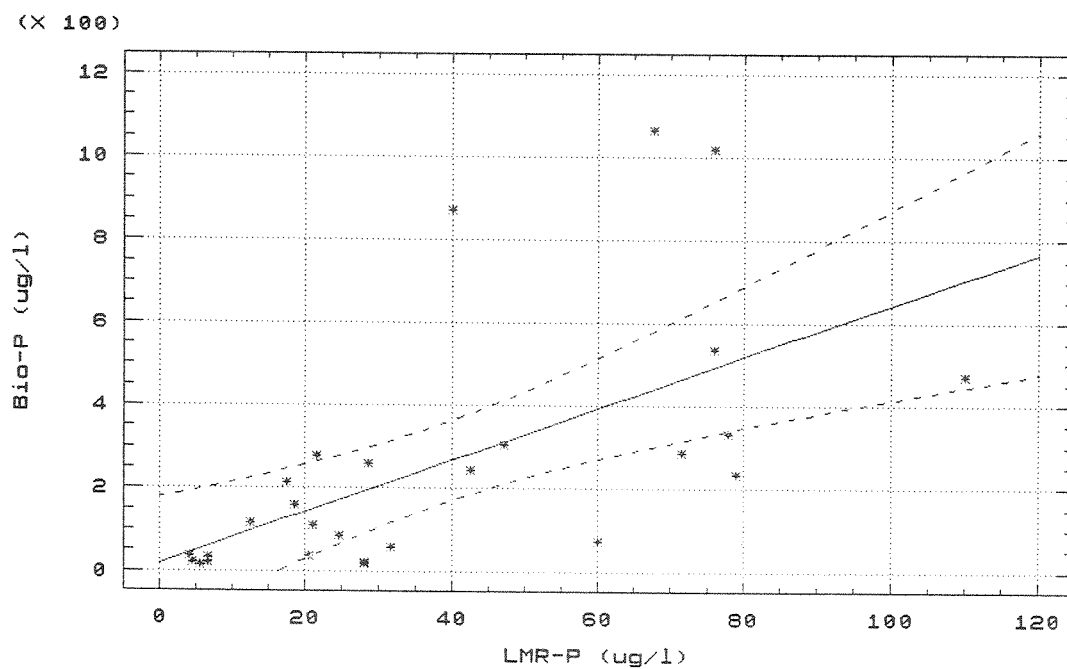


Fig. 19. Bio-P som funksjon av LMR-P i prøver fra korndyrkingsarealer.

Hvis noen av de kjemiske P-fraksjonene representerer biologisk tilgjengelig fosfor ville regresjonsanalysen vist skjæringspunkt=0, helningsvinkel=1 og $r=1$. Hvis bio-P er proporsjonalt med en kjemisk P-fraksjon ville regresjonsanalysen vise skjæringspunkt=0 og $r=1$, og helningsvinkelen angi hvor stor andel av den kjemiske fraksjonen som er tilgjengelig (f. eks. betyr helningsvinkel 0.5 at 50% er tilgjengelig). Hvis skjæringspunktet er signifikant forskjellig fra 0 indikerer det at en konstant del av P-fraksjonen ikke er tilgjengelig eller at en konstant mengde Bio-P ikke inngår i den aktuelle kjemiske P-fraksjonen. Øvrige parametre i tabellen gir statistisk informasjon om hvor godt data er i samsvar med den lineære modellen. Her skal bare nevnes at perfekt tilpassing gir $r=1.0$ og at lavere r -verdier angir svakere korrelasjon.

I analysen av alle prøvene (unntatt 2) er korrelasjonen forholdsvis svak mellom alle de tre kjemiske fraksjonene og bio-P. Bio-P forklares best av løs-P ($r=0.850$) og noe dårligere av LMR-P ($r=0.835$). For begge disse fraksjonene er helningsvinkelen nær 1 (0.9 for løs-P og 1.0 for tilgjengelig P), hvilket betyr at disse parametrene generelt gir et bra mål for tilgjengelig P, men avvikene er store for enkeltprøver (Se fig. 15 og 16). Skjæringspunktene er også signifikant høyere enn 0, hvilket indikerer at en andel av P som ikke er inkludert i fraksjonene (vesentlig partikulært P) har vært biologisk tilgjengelig. Mye av årsaken til den svake korrelasjonen og det høye skjæringspunktet ligger i prøvene fra Loddingsfeltet 29.10, særlig prøvene 12, 13 og 14. I disse prøvene var innholdet av partikulært P meget høyt og den løste fraksjonen < 4%.

Tot. P er svakere korrelert med bio-P for hele prøvematerialet ($r=0.762$) og helningsvinkelen er lavere, 0.42, som indikerer ca. 40% tilgjengelighet.

Hvis man ser på prøvene fra korndyrkingsarealer separat, blir resultatene noe annerledes. For disse prøvene viser tot. P den beste korrelasjonen med bio-P. ($r=0.970$). Helningsvinkelen er 0.43, d.v.s. 43% av tot.P er biologisk tilgjengelig. For de andre fosforfraksjonene er korrelasjonen med bio-P svak. Helningsvinklene er høye (>1), hvilket tyder på at bio-P er betydelig høyere enn de to løste P-fraksjonene. I prøvene fra korndyrkingsarealer er altså en relativt stor andel av det partikulære fosforet tilgjengelig for alger.

6 SAMMENLIGNING AV ULIKE FOSFORKILDERS TILGJENGELIGHET

På grunn av stor variasjon i den biologiske tilgjengeligheten av fosfor i ulike prøver av samme kategori, er det ikke mulig å fastslå noen eksakte tilgjengelighetskoeffisienter for de ulike fosforkildene som er undersøkt. Beregning av middelverdier viser allikevel en klar tendens. I tabell 5 er middelverdier og variasjonsbredde for de ulike kategoriene av prøver sammenstilt.

Tabell 5. Midlere algetilgjengelighet av total fosforinnholdet i ulike typer forurensningskilder.

Forurensningskilde	Fosforets algetilgjengelighet i %		
	Middel	Maks	Min
Arealavrenning fra korndyrkingsarealer (erosjonsavrenning)	37	66	giftig
Høstflomavrenning fra jorder med høstspredd naturgjødning	63	114	19
Naturlig erosjonsfosfor (isbre)	20	28	11
Sig fra gjødselkjeller	79	-	-
Silolekkasje	59	-	-
Urenset kloakk	60	80	29
Sandfilterrenset kloakk	95	116	74
Kjemisk renset kloakk	gifteffekter		
Tøyvaskemidler	76	-	-

Sammenstillingen viser at bio-P i avrenning fra korndyrkingsarealer i gjennomsnitt var 37% av tot.P. Dette er omtrent det dobbelte av verdien for naturlig erosjonsmateriale, men betydelig lavere enn punktkildene som var 60-95% tilgjengelige. Den høyeste tilgjengeligheten (95%) ble, ikke uventet, funnet i sandfilterrenset kloakkvann. Ved nedbrytningen av organisk materiale i kloakkvannet, samt frafiltrering av partikulært P, blir det meste av fosforet gjort tilgjengelig for algevekst og tilgjengeligheten øker fra 60 til 95%.

Det må presiseres at de beregnede gjennomsnittlige tilgjengelighetsverdiene som er presentert ovenfor ikke uten videre bør brukes som koeffisienter for biologisk tilgjengelighet ved belastningsberegninger. Dette fordi variasjonen i data er stor og antallet prøver av flere kategorier er lavt. I tillegg vil flere faktorer i den enkelte resipient innvirke på tilgjengeligheten av tilført fosfor. Allikevel

demonstrerer resultatene av denne undersøkelsen at det er viktig å ta hensyn til den biologiske tilgjengeligheten ved vurdering av ulike forurensningskilders betydning. Dette bør også få konsekvenser ved prioritering av tiltak mot eutrofiering.

DEL 2**Biotilgjengelighet av total fosfor****i****Kloakkvann – Gjødselkjellerlekkasjer og erosjonsavrenning****fra korndyrkingsarealer****målt med****naturlige planteplanktonsamfunn i innhegninger**

7 BAKGRUNN FOR TESTER MED NATURLIGE ALGESAMFUNN

I DEL 1 studerte vi totalfosforets biotilgjengelighet målt med testalgen Selenastrum capricornutum i kolbe bio-assay i laboratoriet. Kolbene var plassert på gyngebord under konstant belysning. Algene hadde direkte kontakt med de testede forurensningene, slik at opptak via aktive overflateenzymer og -kjelatorer var mulig. Partikulært materiale fikk ikke anledning til å synke ut av produksjonssjiktet, slik som det er mulighet for i naturlige systemer. De små testvolumene og den konstante belysningen gjorde at oppgrumsingen fra erosjonsmaterialet ikke fikk indusert noen lysbegrensninger for testalgen. Dette kan meget vel være tilfellet i naturlige innsjøer der det planktonproduserende sjikt kan være opp til 10 m og mer. Biotilgjengelighetene bestemt i laboratoriet må derfor regnes for å være maksimalverdier.

For å se på hvilken relevans de funne biotilgjengeligheter hadde for naturlige algesamfunn i innsjøer og elver, ble en del av de samme typeforurensningene, dvs. kloakkvann, sig fra gjødsekkjellere, og erosjonsavrenning fra korndyrkingsarealer, testet i simulerte innsjøer fylt opp med naturlig algeholdig overflatevann (18 innhegninger à 20000 liter) samt i simulerte elver (5 renner med naturlig begroings-samfunn og vannføring 2 l/sek).

8 MATERIALE OG METODER

8.1 Fremstilling av erosjonsvann

Erosjonsvann fra jordbruksområder er utsatt for en lang rekke selekterende prosesser på sin veg mot resipienten. I store trekk kan man si at grovere materiale holdes tilbake, mens det finpartikulære materialet havner i vassdraget. Denne naturlige filtreringen og sedimenteringen kan kun tilnærmes ved eksperimenter. I nedenstående avsnitt gis en kort beskrivelse på hvordan vi har foretatt denne tilnærmingen.

Jord ble hentet fra gården til Morten Fjellheim ved Ullensaker kirke (Romerike) ca midt i juli, dvs. fra nedbørfeltet til GEFO's tiltaksfelt. De 5 øverste cm av matjordsjiktet i ytterkanten av åkeren ble skavet av med krafse og transportert til NIVA på biltilhenger. Det ble hentet 2 biltilhengere, hver på ca 600 kg. All jorden ble blandet godt og helt over i plastsekker.

Ved tillaging av slurry (jordsuspensjon) ble først jorden knust fri for klumper på en vannfast finérplate, se fig. 20 for flytskjema. Deretter ble en halv bøtte jord og en hel bøtte vann helt opp i en 40 liters melkedunke av aluminium. Jord og vann ble homogenisert ved kraftig omrøring ved hjelp av en elektrisk rører i 2 minutter. Det hele fikk sedimentere i 2 minutter for fjerning av sand og stein, hvoretter supernatanten ble helt over i en annen bøtte gjennom en sil med maskevidde 3x3 mm. Her ble røtter, strå, agner og annen organisk detritus fjernet.

Denne bøtta ble så silt gjennom en sil på 500 μm over i en stor holdingtank på ca 2000 liter. Dette ble gjentatt til denne tanken var ca tre kvart full. Holdingtanken ble så rørt kraftig opp ved hjelp av en elektrisk påhengsmotor og deretter tappet av med hevert og silt gjennom en 250 μm sil over i en ny tank. Denne tanken ble holdt under kraftig turbulens ved hjelp av en neddykket sentrifugalpumpe. Etter at hele holdingtanken var silt over i den nye tanken, ble slurryen tappet på 25 liters kanner, ialt 30 stykker.

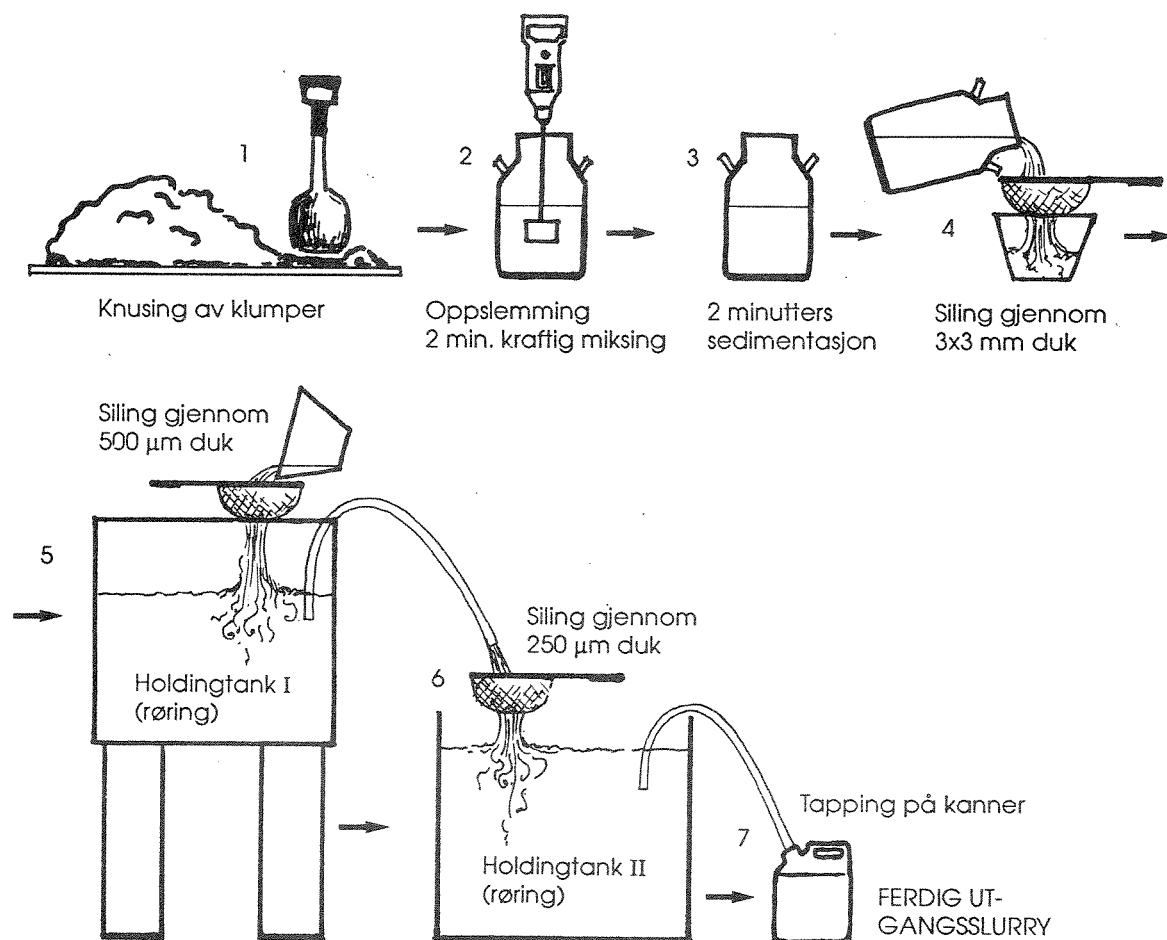


Fig. 20. Flytskjema som viser fremstillingen av utgangsslurrien som ble brukt til å simulere erosjonsavrenning fra korndyrkingsarealer

Utgangsslurrien som ble brukt til innhegningsforsøket på Omdalsvannet ble funnet å inneholde 68.5 mgP/l (middel av 2 prøver fortynnet hhv. 1:10 og 1:20), reanalyse viste omtrent det samme. Utgangsslurrien som ble brukt i renneforsøket var adskillig kraftigere og inneholdt ca 270 mgP/l. Det skulle senere vise seg at det oppstod en feil ved analysen fra slurrien som ble brukt på Omdalsvannet, noe som gjorde at konsentrasjonene i 2 av innhegningene ble gale.

8.2 Gjødselkjellerlekkasjer

Gjødselkjellerlekkasjer ble hentet fra Norges landbrukshøgskole. Da portene her var tette, ble det tatt prøver fra ansamling av flytende gjødsel (land) innenfor portene. "Gjødselkjellerlekkasjen inneholdt 545 mgP/l.

8.3 Kloakkvannløsning

Kloakkvannet som ble brukt ble hentet fra innløpet til Bekkelaget RA i Oslo. Kloakkvannet inneholdt 5.2 mgP/l.

8.4 Ortofosfatløsning

Ortofosfatløsningen ble laget ved å løse opp dikaliumhydrogenfosfat i destillert vann. Ortofosfatløsningen inneholdt 400 mgP/l. Til innhegningsforsøkene ble det tilsatt litt nitrat (NaNO_3) slik at N:P forholdet ble 4.8. Dette fordi det ofte er lite nitrat i innsjøers epilimnion midtsommers, noe det også viste seg å være i Omdalsvannet. Ellers kunne algeutbyttet i innhegningene med ortofosfattilsetninger, som jo de andre P-tilsatsene skulle sammenliknes med, ha blitt nitratbegrenset. I renneforsøkene ble det ikke tilsatt nitrat da nitratkonsentrasjonen i Maridalsvannet (ca 170-200 $\mu\text{gN/l}$) var nok til å unngå nitratbegrensning.

8.5 Konstruksjonsmessig beskrivelse av innhegningene

Det ble laget en flåte på 211 m² (10.5m x 21m) som inneholdt 18 innhegninger. Isopor ble brukt som flyteelementer i flåten. Posene var formsydd i armert PVC av A/S KIBRA på Harestua. De var 4m dype og 2.5m i diameter. De inneholdt således hver ca 20000 liter vann.

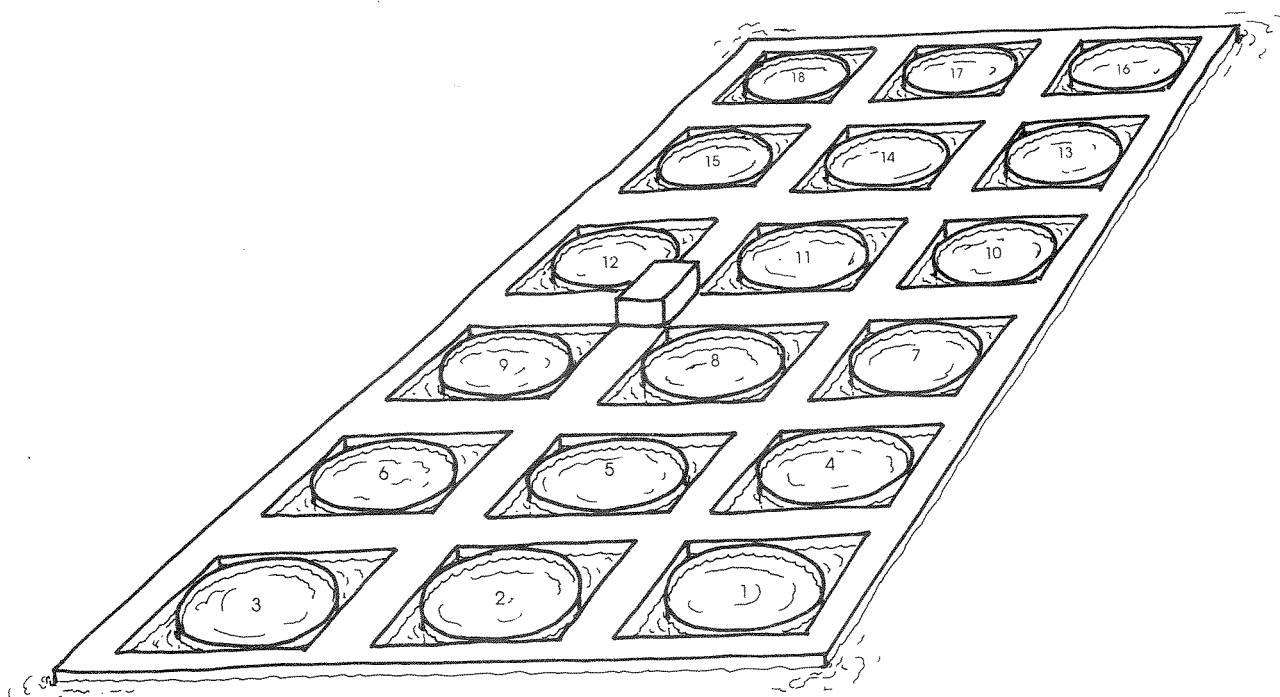


Fig. 21. Prinsippskisse over innhegningene. Flåtens mål er 10.5 m bred og 21 m lang (211 m²), innhegningenes mål er 4 m dype og 2.5 m i diameter (20 000 liter).

Prinsippskisse over innhegningsanlegget er gitt i fig. 21. Duken var av samme type som brukes til drikkevannsbeholdere, dvs. uten innhold av giftige myknere. Duken var hvit og ikke gjennomskinnelig for direkte sollys. Dette fordi vi ellers kunne fått mer lys i innhegningene langs kanten av flåten enn i midten, noe som kunne indusere responsforskjeller som ikke skyldtes næringstilgang.

I halvparten av innhegningene hadde vi svak omrøring 3 timer hver ettermiddag (kl. 14-17) for å simulere solgangsbrissirkulasjon i grunne innsjøer. Sirkulasjonen ble besørget av lensepumper som pumpet varmt overflatevann via en 1" slange ned i bunnen av innhegningene. Konveksjonsstrømmene som ble dannet var nok til å bryte den termiske sjiktningen. Det var faktisk mulig å se at det var strøminger i vannet mens pumpingen pågikk, selv om pumpenes kapasitet ikke var mer enn 80 l pr. min., dvs. at bare ca 3/4 av innhegningenes vannvolum gikk gjennom pumpene hver ettermiddag. Pumpene ble drevet av tre 12V, 115 Ah batterier med kontinuerlig ladning. Laderne ble forsynt med 220 V via bunnkabel fra land. Start og stopp av pumpene ble regulert av et tidsur. Batterier, ladere og styringsenheter var plassert i en kasse midt på flåten.

Innhegningene ble ankret opp 30 m fra land i Omdalsvannet i Lunner kommune på Hadeland, hvor det var ca. 10 m dypt i indre enden og 15 m i ytre enden av anlegget.

Vannstanden i posene ble holdt ca 10 cm lavere enn kanten for å få minimal kantskygge. Vannstanden ble regulert ved heverter som bestod av plastslanger med innvendig diameter på 1 cm. Disse sørget for at det var samme vannstand inne i posene som utenfor. Dette var nødvendig da flåten ellers kunne synke som følge av langvarig regnvær. 100 mm nedbør medfører en ekstra tyngde på flåten på ca 5 tonn, om ikke vannstanden inne i innhegningene reguleres.

8.6 Fylling av innhegningene

Posene ble spikret til flåtebrønner med 16 takplatespiker i maljeforsterkede huller. Posene lå nå i en "tull" som fløt oppå vannet. Ved fylling ble to av spikrene løsnet og den slakke fliken som da oppstod, ble dyttet ned i vannet ved hjelp av en åre. En elektrisk påhengsmotor (Mercury) ble holdt med propellen ca en halv meter ned i vannet slik at det ble dannet en kraftig strøm inn i posen. På denne måten tok det

ca 5 min. å fylle posen på 20 000 l, hvilket vil si at påhengsmotoren pumpet ca 4000 liter i minuttet. Visuelt vurdert ut fra strømsetninger ble fyllingsvannet tatt som blandprøve fra sjiktet 0.5-1m's dyp i innsjøen, med de planktonorganismer som dette vannet måtte inneholde.

8.7 Tilsetning av testløsning til innhegningene

Doseringen av de ulike forurensningene som skulle testes ble gjort etter hvilken konsentrasjon utgangsløsningen hadde, slik at man skulle få 2 innhegninger med 20 µgP/l og 2 med 80 µgP/l fra hver forurensning. Etter tilsetning ble innholdet i hver innhegning grundig blandet ved at man holdt den elektriske påhengsmotoren slik at den dannet en vertikal strøm ned langs den ene siden kanten av posen. Etter ca ett minutt skjedde det en kraftig "upwelling" diametralt i posen. Denne røringsen fikk pågå ca 3 minutter i hver pose før start-prøvene ble tatt.

8.8 Prøvetaking i innhegningene

Det ble tatt prøver fra innhegningene ved forsøkets start, samt to ganger i uken i fem uker. Forsøket startet den 22/7-89 og varte fram til 25/8. Klorofyll var forsøkets driftparameter. Vannprøver og planktonprøver ble konserverte til resultatet av klorofyllanalysene forelå. Vannprøvene ble frosset og planktonprøvene fiksert med Lugols eddiksurre løsning. Klorofyll ble filtrert i felt og frosset umiddelbart for senere å bli fraktet i frosset tilstand til laboratoriet. Målinger av pH, fotosynteseanvendbart lys (PAR), temp og siktedyp ble foretatt i felt.

Lysmålinger ble foretatt med en LI-180B (Lamda Instruments) med 2π Under Water Quantum Sensor. Siktedyp ble målt ved at man senket en hvit skive ned i vannet til den ble borte. I de innhegningene hvor vannet var så klart at man så skiven til bunns, angis siktedypet >4 m. Oksygen og temperatur ble målt med et YSI Oxygen Meter. Blandprøver fra 0-3,5 m (å 20 liter) ble tatt ved å senke en klar slange ned gjennom hele vannsøylen. Deretter heiste man den nedre enden forsiktig opp ved hjelp av en snor samtidig som man passet på at det ikke strømmet noe over den øvre enden av slangen. Etter at begge endene av slangen var oppe, tømte man slangens innhold over i ett 25 liters blandekar hvorfra man tappet av vann til vannkjemi, planteplankton og klorofyll. De resterende 18 liter vann ble silt gjennom 45 µm

planktonduk for bestemmelse av dyreplankton. Klorofyll og kjemiske analyser er foretatt etter Norsk Standard ved NIVA's laboratorium. Algene er sedimentert og deretter talt og artsbetemt i omvendt mikroskop. Volumberegninger er foretatt etter NIVA's dataprogram. Dyreplanktonmaterialet er ennå ikke bearbeidet.

9 RESULTATER FRA INNHEGNINGENE

9.1 Generelt om innhegningsforsøk

Innhegninger er ikke noen fullgod etterlikning av en innsjø. Man får et avkortet økosystem der kontakten med omverdenen i stor grad avstenges. Man har ikke fisk, ikke makrovegetasjon og ikke bunndyr. Både horisontale og vertikale strømmer dempes i stor grad. Forholdene for sedimentasjon øker. Veggene i innhegningen er velegnet substrat for begroingsalger. Ved alle innhegningsforsøk får man etter hvert et avtak i planktonvekst og et skifte til begroingsvekst. Man kan derfor ikke fra et enkelt poseforsøk trekke ut hva som vil skje i en innsjø direkte. Derimot kan forskjellene som måles mellom behandlede og ubehandlede poser gi verdifull informasjon om hva som vil skje i en innsjø. Er man ute etter å måle næringssalters effekt på vekst av planteplankton, må man bruke det tidspunkt der det gir størst økning i forhold til kontrollen som mål på effekten. Lenger ut i forsøket har begroingsalger ofte blitt de som dominerer næringsopptaket. I vårt forsøk skulle biotilgjengeligheten av total fosforet i den aktuelle forurensningen beregnes ut fra den maksimale økningen i algemengde forurensningen greidde å produsere i forhold til kontrollene, og i forhold til den algemengdeøkningen den samme mengde ortofosfat fosfor produserte. Ved forsøket hadde vi 4 parallelle kontroller uten tilsats av forurensninger. Resultatene herfra var helt like, dvs. ingen statistisk forskjell. I det videre henviser vi derfor for enkelthets-skyld til "kontrollen" som i virkeligheten er middelveidien av 4 kontroller.

9.2 Forsøksoppsett

Etter at posene var fylt med vann, og de ulike forurensningene var tilsatt, viste startprøvene at man hadde truffet de teoretisk beregnede konsentrasjoner rimelig bra med unntak av erosjonsposene. Som nevnt i metodekapittelet hadde det oppstått en feil ved analysene av utgangsslurryen. Resultatene fra startprøvene fikk vi først 2 mnd. etter at forsøket hadde startet, slik at vi ikke hadde noen mulighet for å korrigere de to forsøksposene som ble gale. Man fikk altså ikke kjørt forsøk med den laveste dosering av erosjonsfosfor, 20 ugP/l.

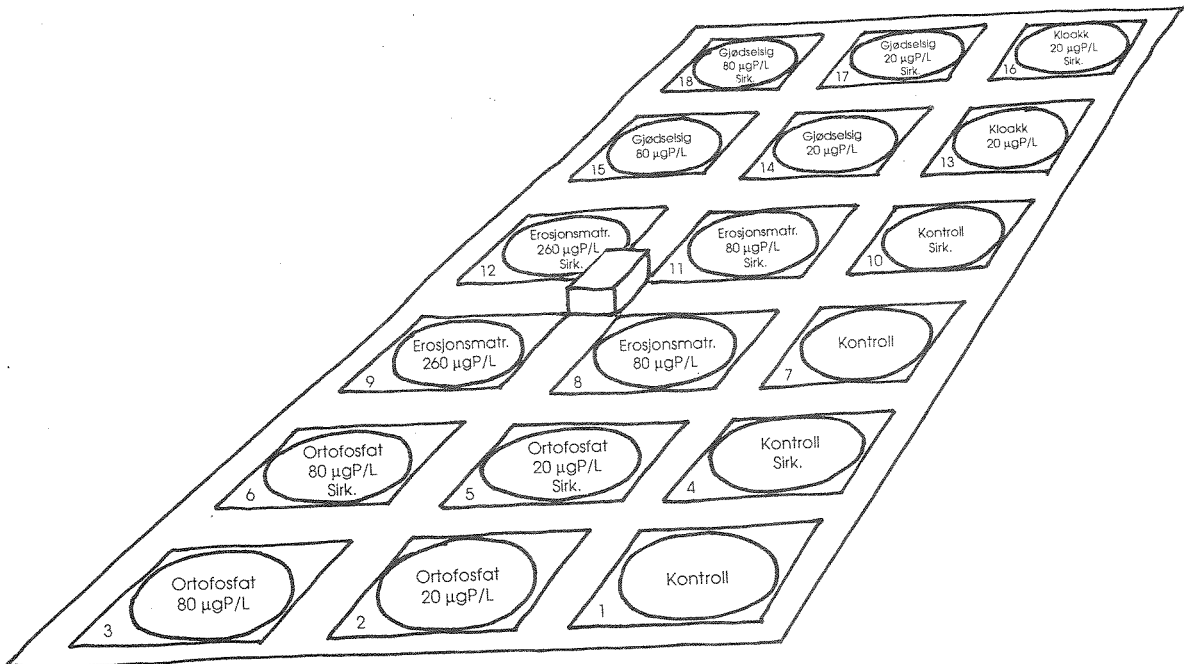


Fig. 22. Forsøksoppsettet ved innhegningsstudiene.

Forsøksoppsettet er vist i fig. 22.

9.3 Temperatur – pH og oksygen

Temperaturen var ca 17 grader ved forsøkets start og sank til ca 15 grader i løpet av forsøket. Ved start var det en termoklin som startet på ca 3,5 m, slik at temperaturen ved posenes bunn var ca 14.5 grader. Pumpene greidde fint å bryte denne temperatursjiktningen i de 9 innhegningene som skulle etterlikne grunne innsjøer med sirkulasjon i solgangsbrisen om ettermiddagen.

pH varierte fra 7.9 til 8.3, og ble altså ikke så høy at pH-betinget fosforfrigiving skulle begynne å skje fra det partikulære materialet i noen av innhegningene.

Oksygen var det rikelig med i alle innhegningene til enhver tid, selv i posene med størst dosering av gjødselsig. Konsentrasjonen avvek ikke vesentlig fra det omgivende innsjøvannet.

9.4 Lys

Algeproduksjon i innsjøer foregår vanligvis ned til temperatur-sprangsjiktet (~ 4-10m's dyp) forutsatt at det er lys nok tilstede. Alt som gjør vannet grumsete reduserer denne lysgjennomgangen betydelig, og vil således kunne dempe algeproduksjonen ved at produksjonssjiktets vertikale utbredelse innsnevres. Erosjonsavrenning fra jordbruksarealer har vært særlig omdiskutert i så måte.

Fotosynteseanvendbart lys (PAR) ble målt ved forsøkets start umiddelbart etter tilsetning og innblanding av de aktuelle forurensninger, samt etter at forsøket var ferdig 5 uker senere. På dette sene tidspunkt hadde det meste av algeveksten som følge av tilsetningene, avtatt igjen.

Lys i vann svekkes etter formelen

$$I_z = I_0 \cdot e^{-\lambda z}$$

Hvor I_0 = det innfallende lys som trenger gjennom overflaten

z = dyp i meter

I = Lys ved dypet z .

λ^z = lyssvekningskoeffisienten for den aktuelle vanntypen (m^{-1})

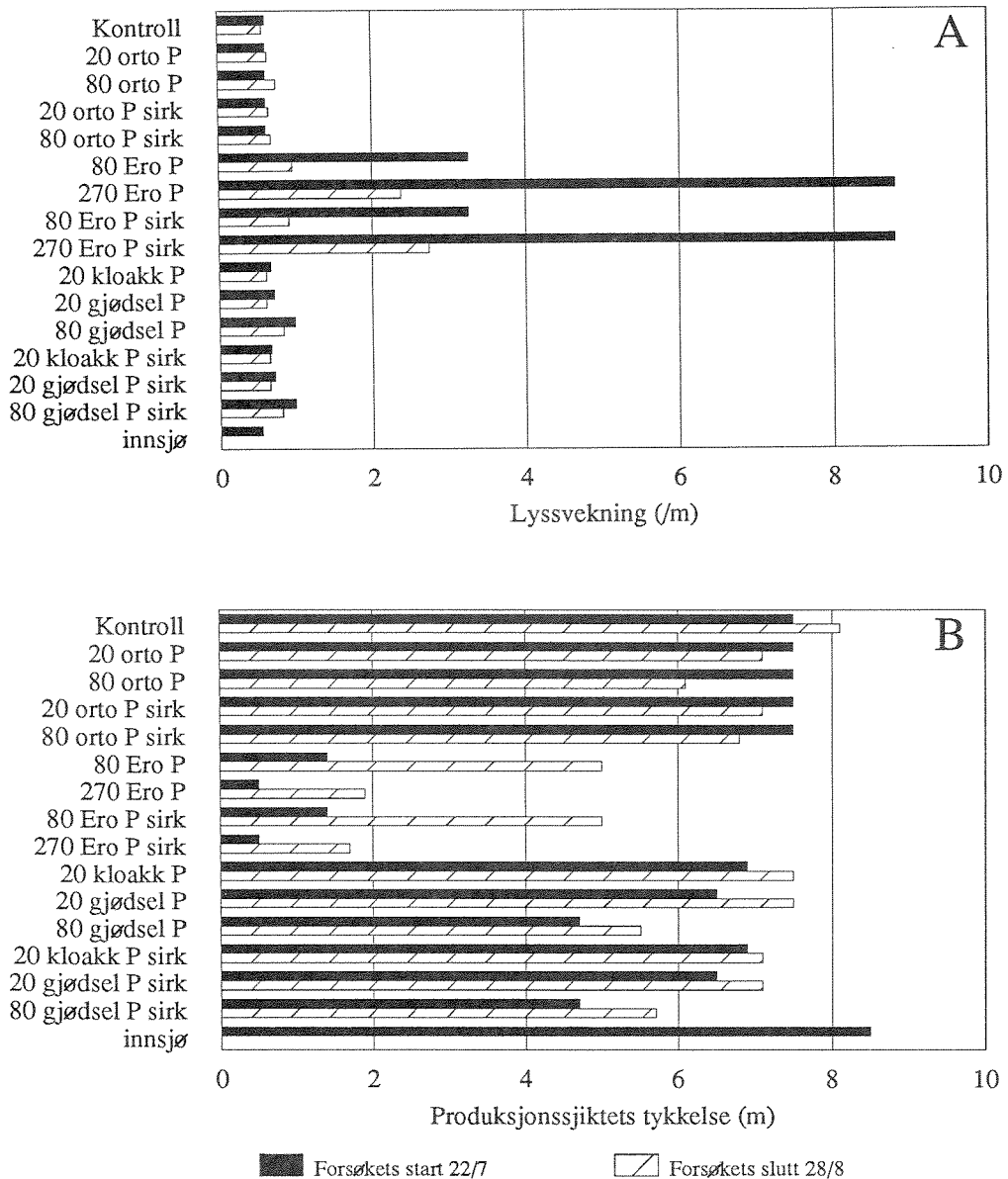


Fig. 23. Tilsetningenes innvirkning på lysforholdene i innhegningene (PAR=fotosynteseanvendbart lys). A: PAR-lysets svekningskoeffisient: B: Grense for 1% lys \approx Potensielt produksjonssjikt.

Fig. 23A viser helt klart at lyssvekningen økte kraftig i innhegningene med tilsetning av erosjonsmateriale. En mindre økning ble også registrert i innhegningene tilsatt gjødselkjellerlekkasjer. En ser videre at lyssvekningen i erosjonsinnhegningene har avtatt betydelig i løpet av de fem ukene som følge av utsedimentering.

Det er vanlig og anta at algeproduksjon grovt sett foregår ned til det nivå hvor 1% av overflatelys er til stede. I fig. 23B har vi regnet ut det potensielle produksjonssjikt i de ulike innhegningene, samt for innsjøen hvor innhegningene var plassert. Med unntak av erosjonsinnhegningene har algeproduksjon kunnet foregå helt til bunns i de 4 m dype innhegningene. I innhegningene tilsatt erosjonsmateriale til en konsentrasjon av 270 $\mu\text{gP/l}$, ble produksjonssjiktet redusert helt ned til ca en halv meter. Selv etter 5 uker var det så mye finpartikulært materiale svevende i vannmassene at produksjonssjiktet fortsatt var tynnere enn 2 m. Selv i innhegningene tilsatt erosjonsmateriale til 80 $\mu\text{gP/l}$, ble produksjonssjiktet kraftig nedsatt (1,4m). Her kunne imidlertid algeproduksjon foregå til bunns ved forsøkets slutt. Både lyssvekning og reduksjon av produksjonssjiktet var større i innhegningene med sirkulasjon enn i de uten. Forskjellene var imidlertid små.

9.5 Siktedyp

Siktedypet i innsjøen varierte omkring 6 m i forsøksperioden, begrenset innenfor en variasjonsbredde på 80 cm. Resultatene er gitt i tabell 6.

Tabell 6. Siktedypsmålinger i innsjøen mens forsøket pågikk.

Dagnummer	0	2	6	10	16	20
Dato	22/7	24/7	28/7	1/8	7/8	11/8
Siktedyp (m)	6.5	6.5	5.8	6.0	6.5	6.0

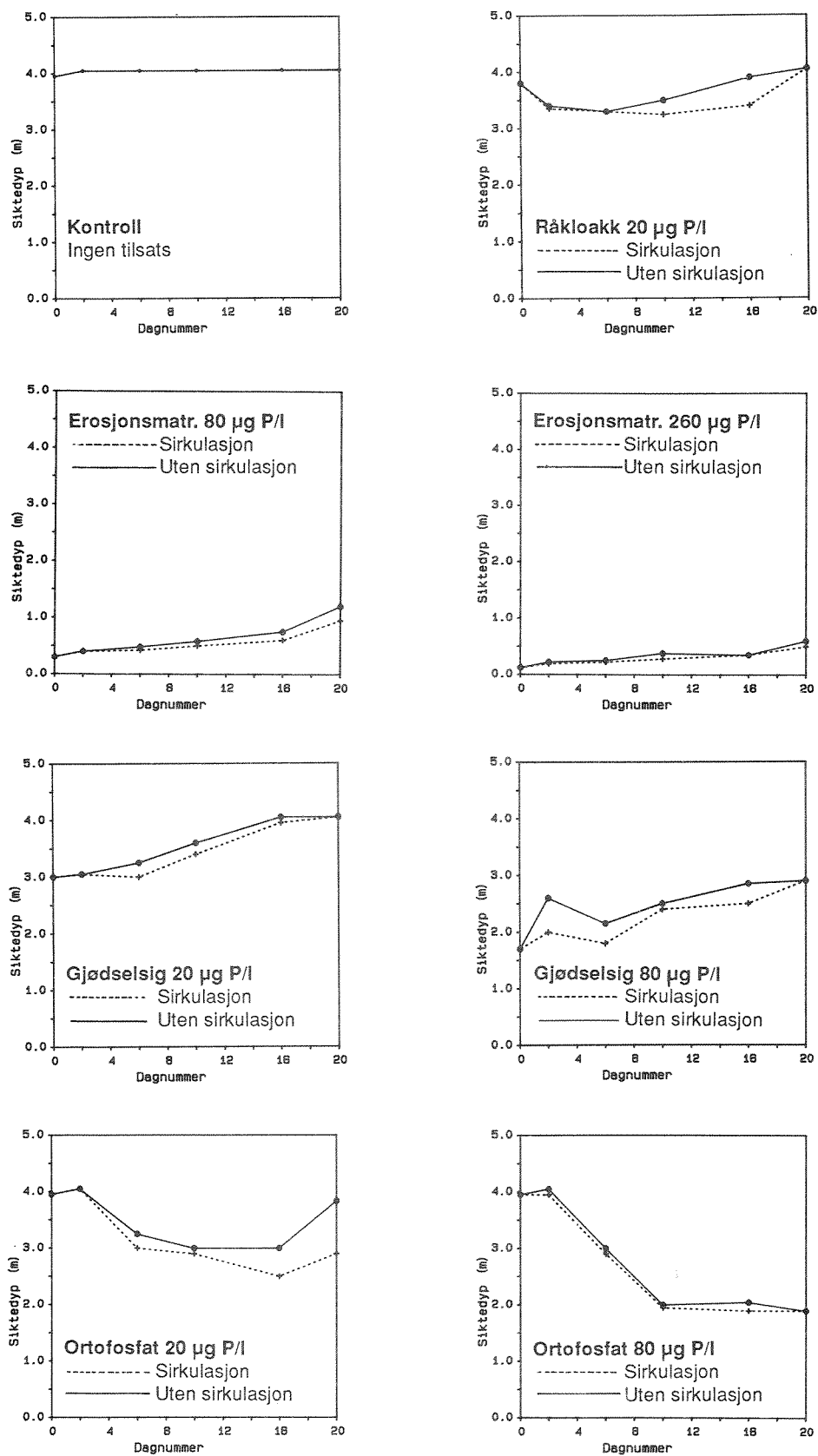


Fig. 24. Siktedypsresultater fra innhegningene

Siktedypsresultatene fra innhegningene er gitt i fig. 24. I kontrollene var det under hele forsøkets gang siktedyp til bunns av posene, dvs. mer enn 4 m.

Alle doseringene med unntak av ortofosfat reduserte i seg selv siktedypet umiddelbart ved tilsetningen, enten som følge av høyt partikkelinnhold, som erosjonsvannet, eller som følge av sterk farge, som f.eks. gjødselsigvannet.

I ortofosfatposene ble det en gradvis reduksjon av siktedypet utover i forsøket som følge av økt algevekst. Denne nedgangen pågikk hele tiden i posen med 80 $\mu\text{gP/l}$, mens det i posene med 20 $\mu\text{gP/l}$ gikk opp igjen de 4 siste dagene som følge av konkurranse fra begroingsalger.

I posene med gjødselsig bedret siktforholdene seg gjennom forsøket til tross for sterk algevekst. Dette har sammenheng med at den sterke fargen som doseringen medførte, etterhvert ble borte. I disse posene utviklet det seg umiddelbart en stor biomasse med dyreplankton, som trolig levde på bakterier i startfasen.

I posene hvor det ble tilsatt erosjonsmateriale ble siktedypet meget sterkt redusert ved doseringen, til ca 40 cm ved 80 $\mu\text{gP/l}$ og ned 20 cm ved en dosering på 260 $\mu\text{gP/l}$. Siktedypet økte her utover i forsøket, men allikevel var vannet her grått i hele forsøksperioden. Det fineste materialet sedimenterte svært sakte.

I posene med kloakkvann ble siktedypet lite påvirket av selve doseringen, mens man fikk et avtak utover mot midten av forsøksperioden som følge av algeutvikling samt en økning mot slutten av perioden som følge av konkurranse fra begroingsalger.

9.6 Turbiditet

Turbiditet er et indirekte mål på vannets innhold av partikler, og resultatene viste stort sett et inverst bilde av hva som ble funnet for siktedypet. Man ser tydelig av fig. 25 at det skjedde en meget kraftig sedimentasjon i posene med erosjonsmateriale utover i forsøket.

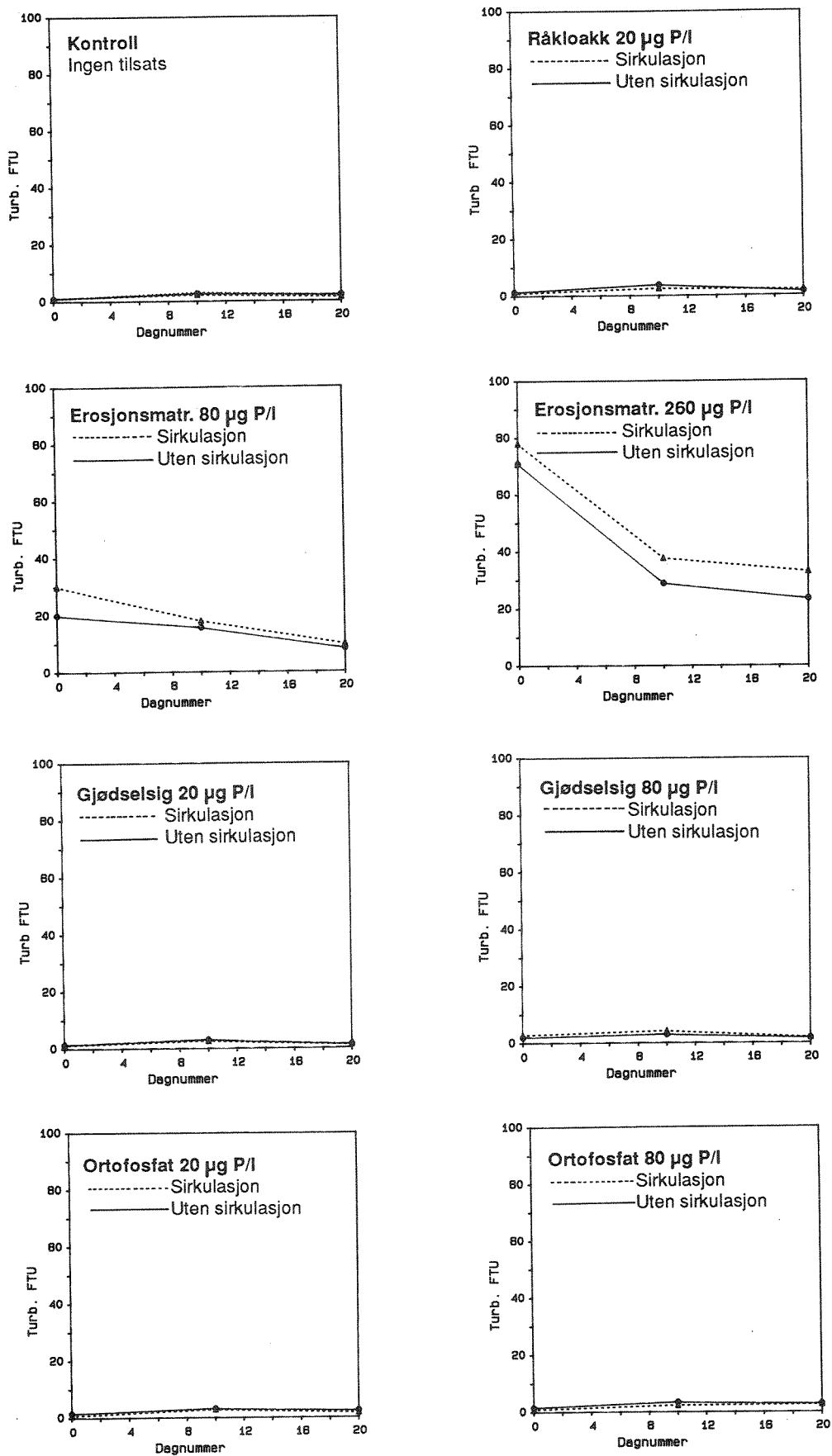


Fig. 25. Turbiditetsresultater fra innhegningene.

9.7 Total fosfor

Resultatene over målinger av total fosfor er gitt i fig. 25. Resultatene fra erosjonsposene viste et kraftig avtak i første av forsøket, hvilket skyldes sedimentasjon. I posene med de høyeste konsentrasjoner av gjødselsig, kloakkvann og ortofosfat fikk man også en svak nedgang i total fosforkonsentrasjon, noe som dels skyldes opptak i plankton som senere dør, og sedimenterer, og dels opptak fra begroingsutvikling langs bassengkantene utover i forsøket. I de andre innhegningene skjedde det kun små endringer i total fosfor konsentrasjonen i løpet av forsøksperioden.

9.8 Løst fosfor

Løst fosfor bestemmes ved totalfosforanalyse etter at vannet er filtrert gjennom et filter med porestørrelse på 0.45 μm . En ser av fig. 26, i motsetning til resultatene fra total fosfor målingene, at det faktisk har vært en økning utover i forsøksperioden av løst fosfor i innhegningene tilsatt erosjonsvann. Dette har sammenheng med desorbisjon av fosfor fra overflaten til jordpartiklene.

Det har skjedd et betydelig avtak i innhold av løst fosfor i innhegningene som inneholdt 80 $\mu\text{gP/l}$ ortofosfat. Dette store avtaket kan ikke forklares ut fra sedimentasjon, kfr. tot P kurvene i forrige figur, men må skyldes overgang til algebundet fosfor.

En liknende, om betydelig svakere nedgang ble også funnet i innhegningene råkloakk og i de med de høyeste konsentrasjoner av gjødselsig.

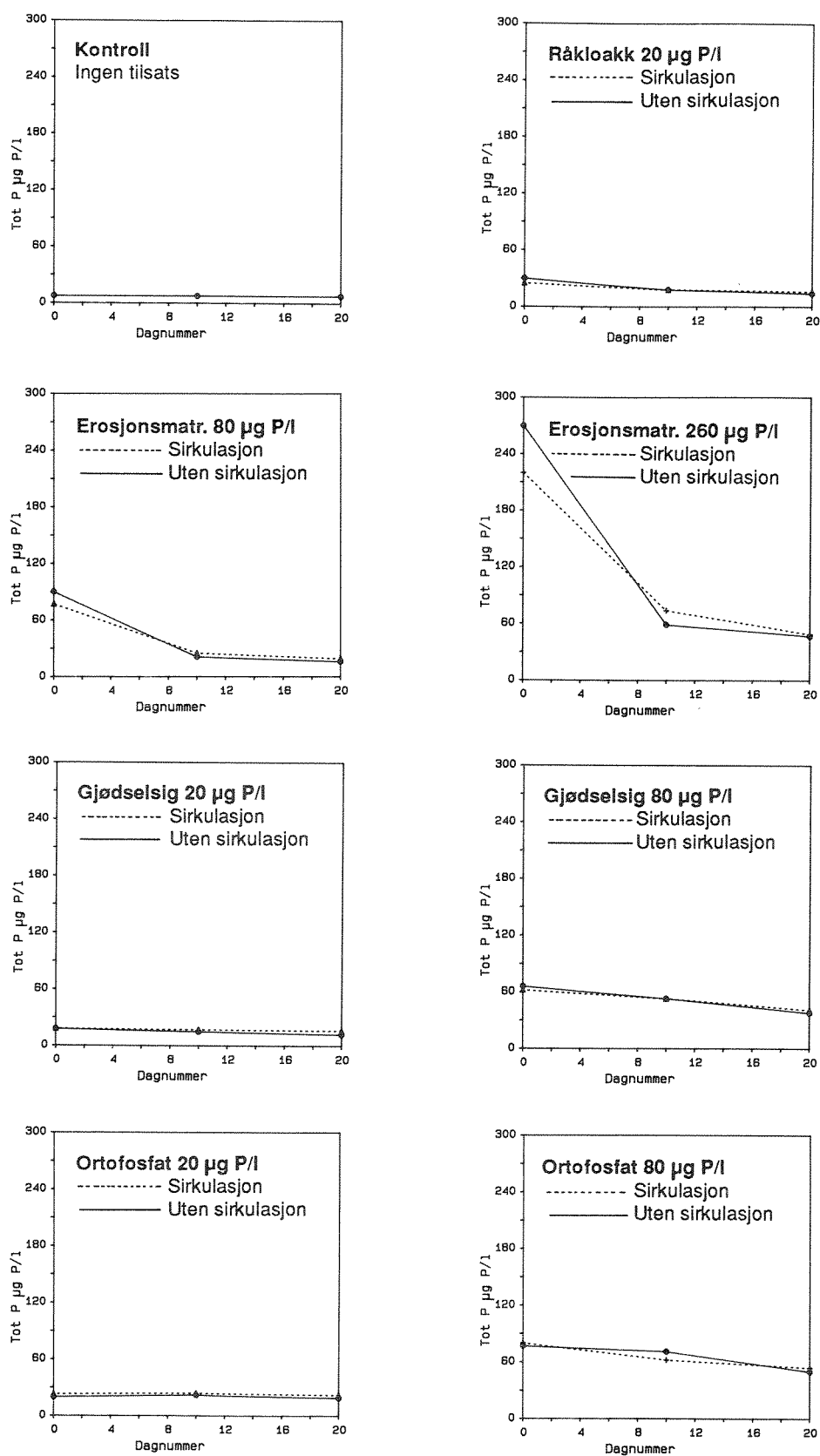


Fig. 26. Resultater av total fosfor målinger i innhegningene

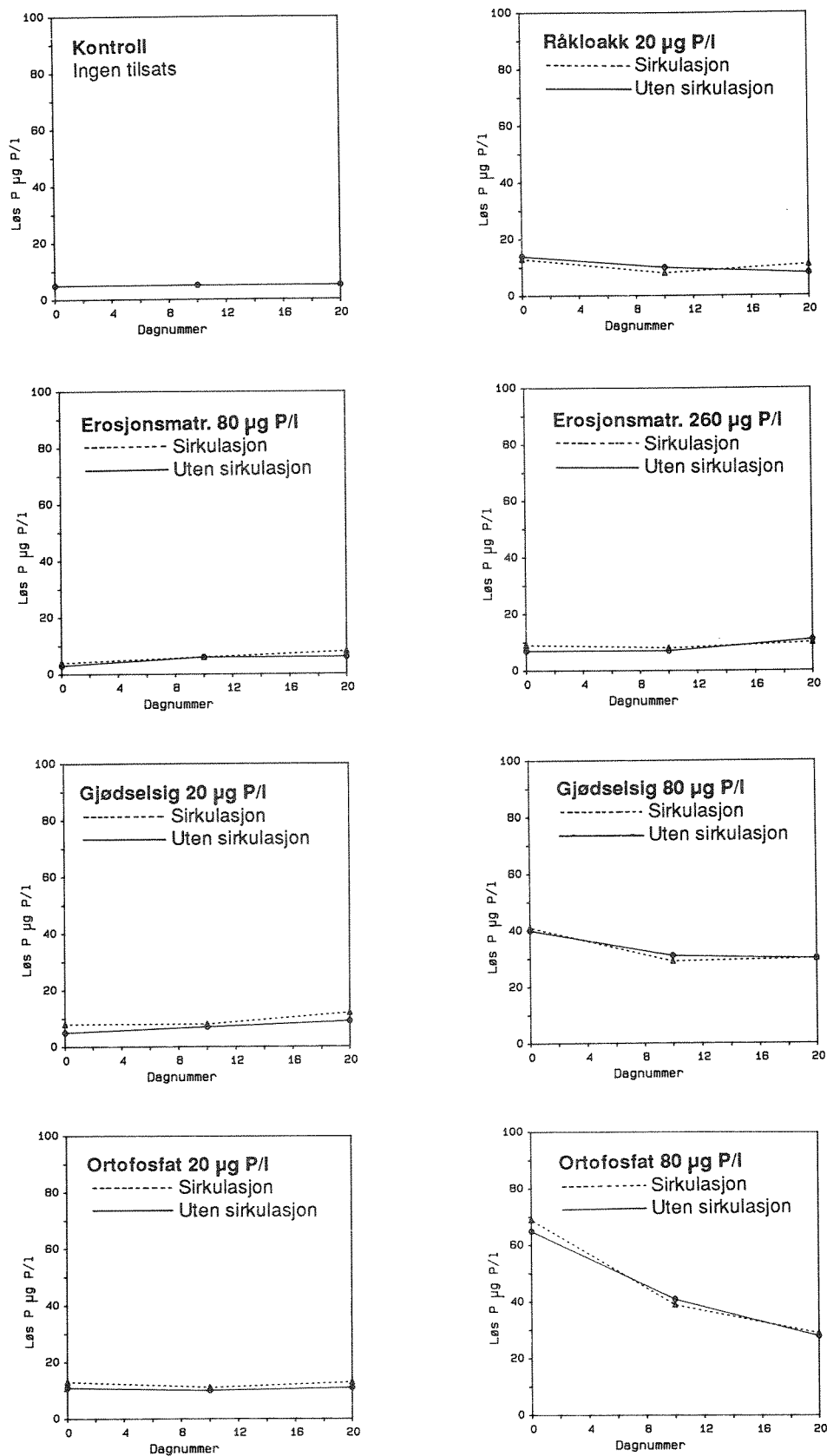


Fig. 27. Resultater av løst fosfor i innhegningene

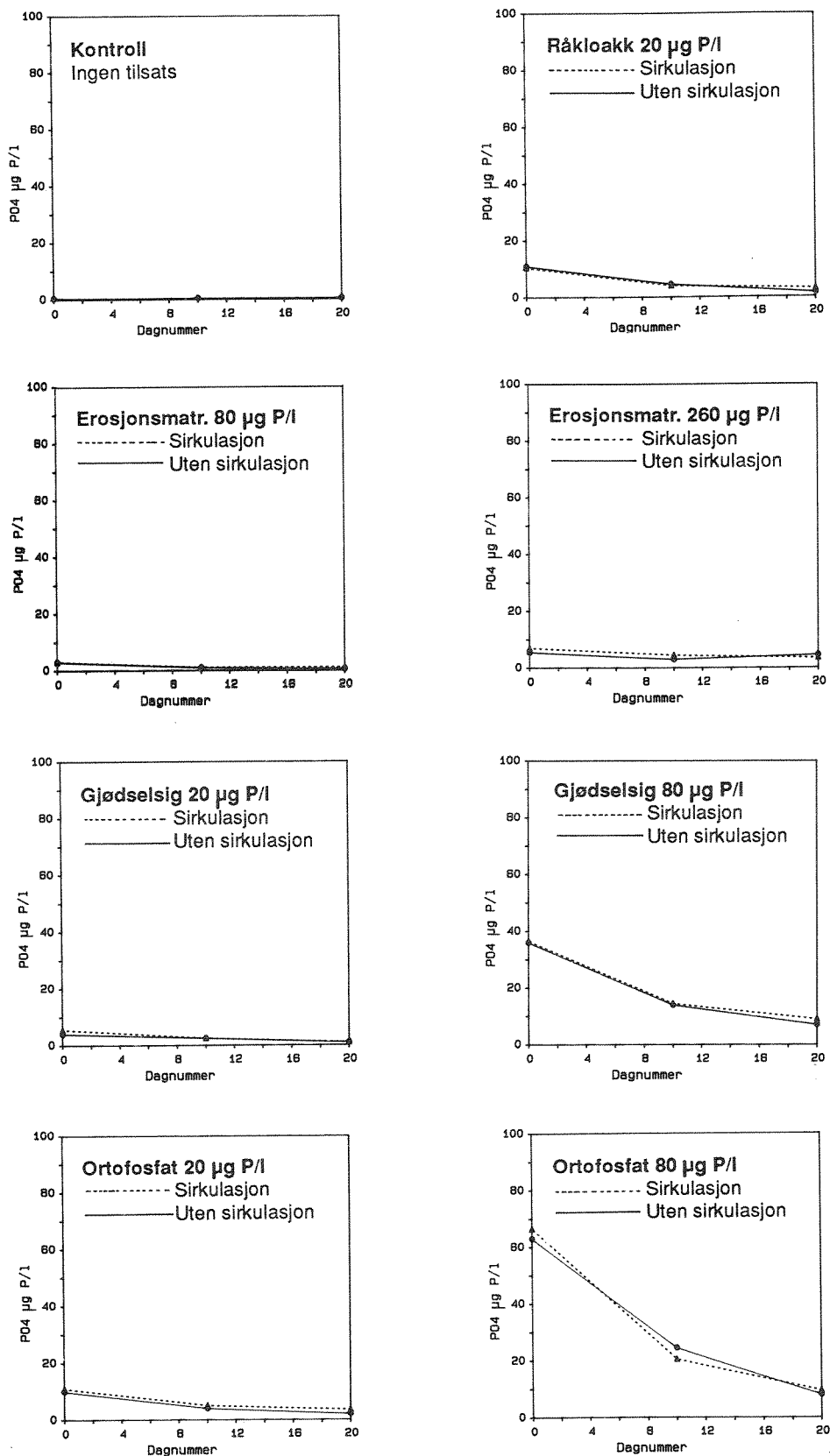


Fig. 28. Løst reaktivt fosfor (LRP) i innhegningene

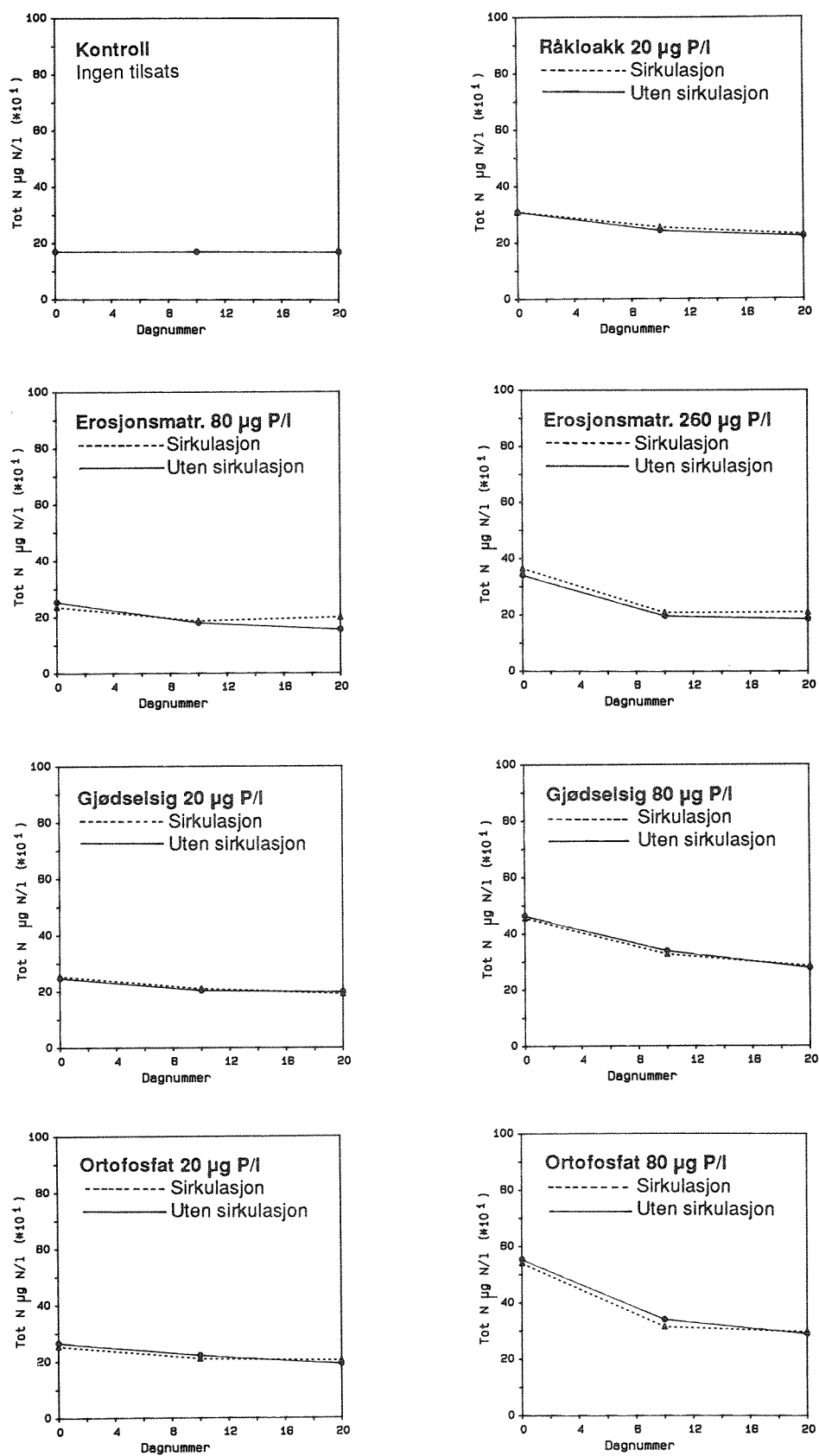


Fig. 29. Total nitrogenkonsentrasjoner i innhegningene

9.9 Løst reaktivt fosfor (LRP)

Dette er den kjemiske analyser som ligger nærmest opptil rent ortofosfat, og regnes som direkte tilgjengelig for algevekst. Det vil si at det er denne fosforforbindelsen som skulle berøves først ut av vannmassene ved forsøket. I tråd med dette ser vi av fig. 27 at det har skjedd et dramatisk avtak i LRP konsentrasjonen i nær sagt alle innhegningene. Særlig dramatisk har nedgangen vært i posene med ortofosfat og gjødselsig. Kun i posen med den høyeste konsentrasjonen av erosjonsvann har det vært en annen utvikling. Her har algeutviklingen vært så hemmet av lyssvekking at den ikke har greidd å ta unna fra desorpsjon av fosfor fra jordpartiklene.

I kontrollene var det upåviselige mengde av ortofosfat gjennom hele forsøket.

9.10 Total nitrogen

I alle innhegningene (se fig. 28) med unntak av kontrollene ble det registrert et avtak i konsentrasjonen av total nitrogen, noe som skyldes biologisk opptak i en planktonbiomasse som etterhvert sedimenterer, samt opptak i begroingsalger på veggene. Størst nedgang i nitrogenkonsentrasjonen fikk man i de innhegningene hvor det var størst algeproduksjon.

9.11 Algeutbytte - Biotilgjengelighet

Fig. 30 viser den prosentvise økningen av algemengden i innhegningene som følge av tilsetninger av de ulike forurensningene. Alle forurensningene har stimulert algeveksten, men forskjellene er meget store. For eksempel ser vi at 80 $\mu\text{gP/l}$ erosjonsfosfor har gitt svært liten økning av algemengden sammenliknet med de andre. Ortofosfat har klart gitt den største økningen.

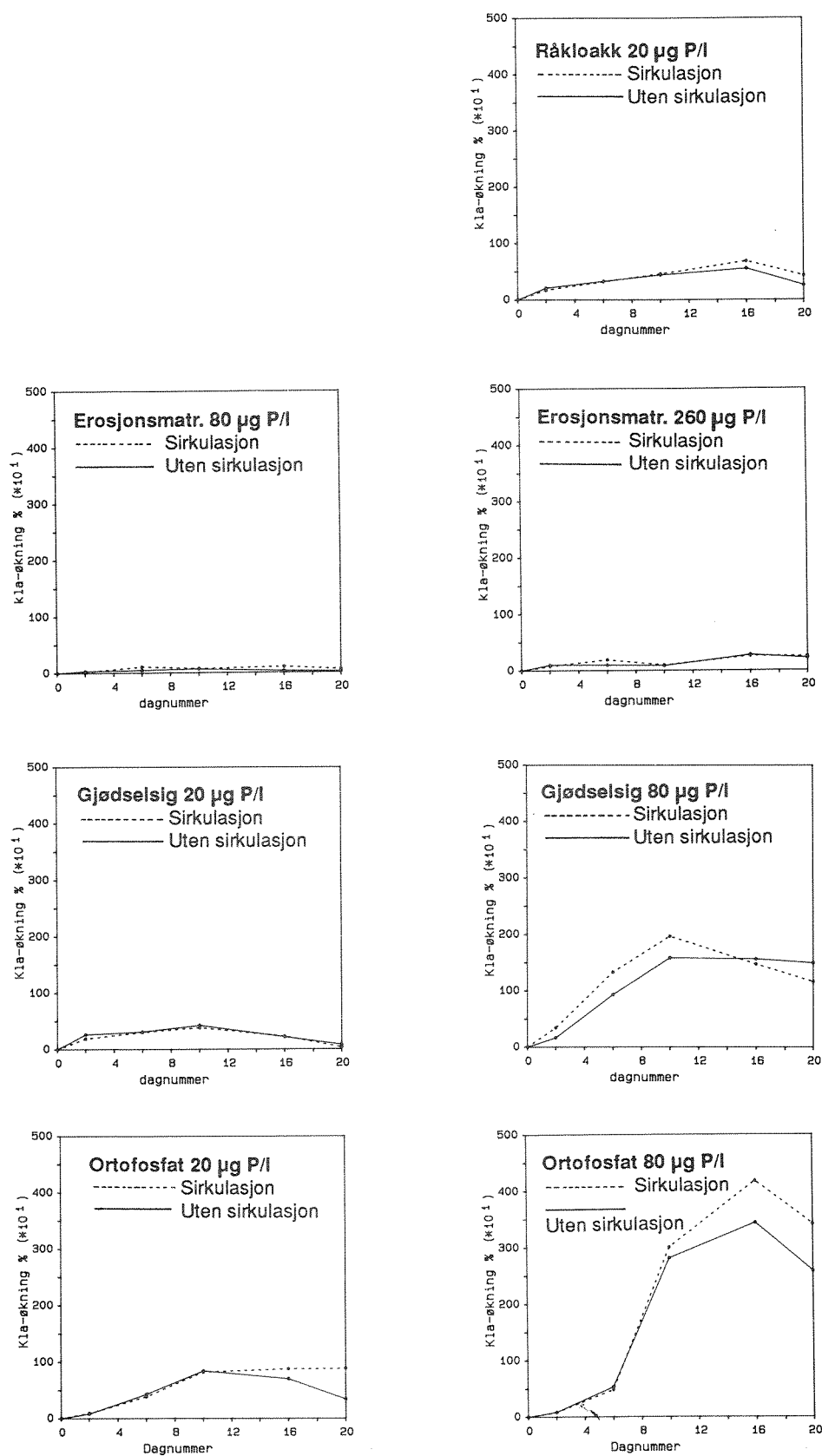


Fig. 30. Prosentvis økning av algeomengden i innhegningene som følge av tilsetninger av ulike forurensninger, målt i forhold til kontrollene.

En ser også at det gjennomgående har blitt noe mer alger i innhegningene som har hatt sirkulasjonsperioder om ettermiddeagen. Forskjellene er imidlertid ikke store.

Når man skal regne de ulike fosforkildenes reelle tilgjengelighet som inkluderer alle vanskeligheter algene har med å nyttegjøre seg fosforet, så som adsorpsjonskrefter, sedimentasjonstap og lyssvekning, mm., må man regne via relativt algeutbytte. Det vil si man må regne algeutbytte ikke etter den fosformengde som til enhver tid er tilstede i vannfasen, men i forhold til fosforkonsentrasjonen som ble tilsatt. Dette er gjort i tabell 7.

Biotilgjengeligheten i de her anvendte utgangsløsninger bestemt ved algetester i laboratoriet, dvs. som i fase 1, var ca 75% for gjødselsig, 71% for kloakkvann og 18% for erosjonsvann.

Vi ser da at det bare er erosjonsmaterialet som adskiller seg vesentlig fra dette resultatet, med langt lavere innvirkning på algeproduksjonen. Hvis man tar utgangspunkt i innhegningen med 80 $\mu\text{gP/l}$ erosjonsfosfor og sirkulasjon om ettermiddagen (etterlikning av grunn innsjø), var den reelle tilgjengeligheten redusert til 1/3 av hva man fant i laboratoriet, mens den var redusert til 1/6 i innhegningen uten sirkulasjon. Det fremgår også at den midlere tilgjengeligheten var lavere i innhegningen med 260 $\mu\text{gP/l}$. Dette er i overensstemmelse med resultatene fra både lysforhold og sedimentasjonsforhold, og skyldes utvilsomt utsedimentering og svekket lys.

Det man også kan trekke ut av dette er at hvis det ikke hadde oppstått den før omtalte analysefeil mht. utgangsslurryen, ville man i innhegningene med 20 $\mu\text{P/l}$ som erosjonsfosfor ganske sikkert ha funnet en noe høyere reell tilgjengelighet enn 6% i innhegningen med sirkulasjon, men neppe høyere enn 8-9%.

Gjennomsnittlig laboratoriestemt tilgjengelighet av totalfosfor fra erosjonsavrenning fra jordbruksarealer var 37%. Reduserer vi denne etter hva som ble funnet ved innhegningsforsøkene, kan man anta at midlere, reelle biotilgjengeligheter av erosjonsavrenning fra korndyrkingsarealer vil da være ca 6% mht. oligotrofe sjiktede innsjøer, 13% for usjiktede oligotrofe innsjøer.

Tabell 7. Biotilgjengeligheter bestemt i innhegningene.

	Maks. K1a mer enn kontroll	Relativt algeutbytte	Utbytte i for- hold til orto- fosfat =tilgjengelig- het.
	$\mu\text{g K1a/l}$	$\mu\text{g K1a/mgP}$	% <u>middel</u>
20 $\mu\text{gP/l}$ orto P	3.44	172	100
20 $\mu\text{gP/l}$ orto P + sirk.	3.36	168	100 <u>100</u>
80 $\mu\text{gP/l}$ orto P	11.5	143	100
80 $\mu\text{gP/l}$ orto P + sirk.	12.3	153	100 <u>100</u>
80 $\mu\text{gP/l}$ ero P	0.35	4.3	3
80 $\mu\text{gP/l}$ ero P + sirk	0.69	8.6	6 <u>4.5</u>
260 $\mu\text{gP/l}$ ero P	1.14	4.4	3
260 $\mu\text{gP/l}$ ero P + sirk	1.20	4.6	3 <u>3.0</u>
20 $\mu\text{gP/l}$ kloakk	2.40	120	70
20 $\mu\text{gP/l}$ kloakk + sirk.	2.04	102	61 <u>66</u>
20 $\mu\text{gP/l}$ gjødse1	3.02	151	88
20 $\mu\text{gP/l}$ gjødse1 + sirk.	2.15	107	64 <u>76</u>
80 $\mu\text{gP/l}$ gjødse1	5.95	74	52
80 $\mu\text{gP/l}$ gjødse1 + sirk.	8.51	106	69 <u>61</u>

I grunne, eutrofe innsjøer med høy pH (over pH=9) vil en større del av det partikulære fosforet bli gjort tilgjengelig, pga. svekkede bindingskrefter mellom fosfationer og de uorganiske partiklene. Hvor mye tilgjengeligheten øker, er imidlertid vanskelig å anslå. Prosesser som lyssvekning og utsedimentering vil fortsatt gjøre seg gjeldende, og man må regne med at den reelle biotilgjengeligheten også her vil være redusert i forhold til laboratoriebestemmelsen. Da vi fra oppdragsgiver er bedt om skjønnsmessig å antyde et tall også for denne type innsjøer, tror vi at man er i riktig størrelsesorden ved å anslå at erosjonsfosfor fra korndyrkingsarealer er ca 20% tilgjengelig i grunne eutrofe innsjøer. Tilsvarende reduksjoner må man forvente også for naturlig erosjonsmateriale (breslam).

9.12 Doseringenes innvirkning på algesammensetningen

Det er foretatt kvantitative planteplanktonanalyser ved forsøkets start, med maks. algebiomasse, samt ved forsøkets slutt. Hensikten med dette var først og fremst å se hvilke av de testede forurensningene som frembrakte mest blågrønnalger. Nå ble det aldri mye blågrønnalger i noen av innhegningene, og konsentrasjonene er lave sammenliknet med hva som er vanlig å finne i forurensede lokaliteter. Det som var mest påfallende var at algesammensetningen i posene med erosjonsvann ble mer artsfattig. Dette er i tråd med observasjoner i brepåvirkede innsjøer, og er trolig en effekt av lyssvekking (kfr. Brettum 1989). I erosjonsposene forsvant blågrønnalgene fullstendig.

I tabell 8 har vi satt opp den maksimale mengden blågrønnalger som oppstod i posene med de ulike forurensningsdoseringene. Blågrønnalgene bestod stort sett bare av 2 arter, nemlig Anabaena flos-aquae og Gomphosphaeria lacustris. Dette er arter man finner over alt, selv i ikke forurensede innsjøer. Anabaena pleier imidlertid å øke med økende næringstilgang. Størst forekomst av blågrønnalger hadde vi i posene med ortofosfat- og gjødselsdosering, og mest der hvor det var sirkulasjon. Dette siste er litt rart, da Anabaena flos-aquae ikke liker turbulens når den dyrkes i laboratoriet. Imidlertid er våre observasjoner i tråd med den tendens vi syner å se resipientene, nemlig at det er særlig i områder med stort husdyrhold og/eller kloakkutslipp at de største blågrønnalgeproblemer oppstår.

Ellers er det lite å si om doseringenes innvirkning på algesammensetningen. Detaljerte artslister er gitt bak i primærdata, Tabell P13-29.

Tabell 8. Maksimalmengden av blågrønnalger i innhegninger med ulik dosering av forurensninger.

Innhegninger med dosering	Maks. volum av blågrønnalger mm ³ /m ³
20 µgP/l orto P	4.2
20 µgP/l orto P + sirkulasjon	9.8
80 µgP/l orto P	2.3
80 µgP/l orto P + sirkulasjon	22.3
80 µgP/l ero P	0
80 µgP/l ero P + sirkulasjon	0
260 µgP/l ero P	0
260 µgP/l ero P + sirkulasjon	0
20 µgP/l kloakk	0
20 µgP/l kloakk + sirkulasjon	3.5
20 µgP/l gjødse1	1.3
20 µgP/l gjødse1 + sirkulasjon	3.9
80 µgP/l gjødse1	7.0
80 µgP/l gjødse1 + sirkulasjon	11.6

DEL 3**Biotilgjengeligheten av total fosfor****i****erosjonsavrenning fra korndyrkingsarealer****målt ved****begroingsutvikling (påvekstalger) i renner**

10 MATERIALE OG METODER VED RENNEFORSØKENE

10.1 Fremstilling av utgangsløsninger

Se metodekapitlet under innhegningsforsøket (DEL 2).

10.2 Beskrivelse av renneanlegget

10.2.1 konstruksjonsmessig beskrivelse

Skisse over renneanlegget er gitt i fig. 31. Vann ble pumpet opp fra Maridalsvannet til to overløpskar. Vannføringen ut fra disse, dvs. vannføringen i hver renne, ble regulert til 2 l/s ved hjelp av V-overløp. Fallvinkelen på rennene ble justert slik at vannhastigheten ble ca 20 cm/s, rennene stod da tilnærmet horisontalt. Det ble satt på en utløpsterskel i hver renne slik at vanddybden ble ca 5 cm, noe som også ville tjene som sikring mot uttørring hvis pumpene skulle stoppe en periode, f.eks. som følge av strømbrudd. Avløpet gikk til overvannskum. Rennenes dimensjon er 15 m lange, 20 cm brede og 15 cm dype.

Som substrat for begroing ble det i hver renne satt ut 44 hvite, ru, kjeramikkfliser på 10x10 cm med 15 cm mellomrom. Flisene ble fordelt langs rennens nederste tredjedel og nummerert fra 1 til 44. Vanddybden over flisene var ca 4 cm.

10.2.2 Dosering av forurensninger til rennene

Numreringen av rennene fremgår av fig. 31. R1 var ikke i drift. I R2 og R3 ble det dosert ortofosfat i mengder på hhv. 5 og 15 $\mu\text{gP/l}$. Gjennomsnittskonsentrasjonen av total fosfor i Maridalsvannet på denne tiden var 5 $\mu\text{gP/l}$, hvilket vil si at den samlede tot P konsentrasjonen i rennene var hhv. 10 og 20 $\mu\text{gP/l}$. Doseringen av ortofosfat ble foretatt ved hjelp av peristaltiske pumper.

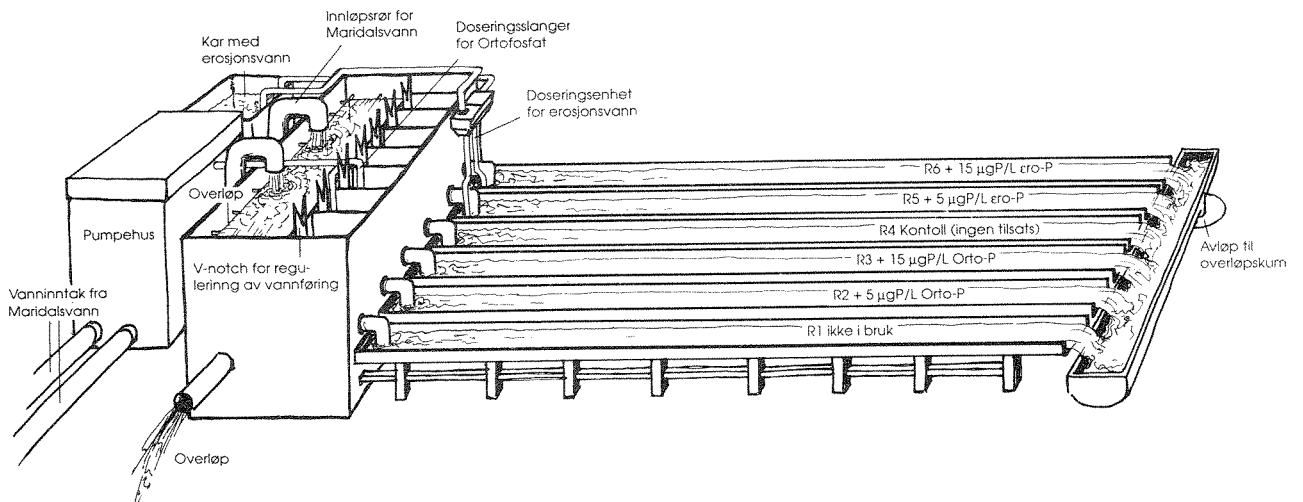


Fig. 31. Skisse over renneanlegget som ble brukt til å studere erosjonsmaterialets stimulering av begroingsalger i rennende vann, se tekst for forklaring.

R4 ble brukt som kontroll, dvs. her foregikk det ingen dosering.

I R5 og R6 ble det dosert erosjonsvann i mengder på hhv. 5 og 15 $\mu\text{gP/l}$, slik at tot P konsentrasjonen i disse rennene var 10 og 20 $\mu\text{gP/l}$ når man legger til de 5 $\mu\text{gP/l}$ som var i Maridalsvannet. Doseringen av erosjonsvann ble foretatt via et gjennomstrømningssystem hvor det var plassert inn to kalibrerte dyser (uttrekte glassrør). En kraftig pumpe sørget for turbulens i utgangstanken med erosjonsvann. Denne tanken måtte etterfylles en gang pr. døgn.

Dosering foregikk de fire første dager i hver uke, de tre neste randt det utelukkende Maridalsvann i rennende. Denne oppstykkingen ble gjort fordi vassdragene belastes ofte bare periodevis med erosjonsvann, regnvørsperioder, etc. Dosering med ortofosfat foregikk i de samme intervallene.

10.2.3 Prøvetaking i rennene

Temperaturen ble målt ved hjelp av et termometer med datalogger som ble lagt i det ene overløpskaret. Stikkmålinger ble også tatt ved utløpet av rennene under forsøkets gang.

Kjemiprøver fra rennene ble tatt alle dager hvor det foregikk dosering. Ved slutten av hver doseringsperiode ble disse prøvene slått sammen til en blandprøve som skulle være representativ for midlere næringssaltkonsentrasjon i de respektive doseringsperioder. Prøvene ble analysert for tot P, løst reaktivt fosfor, løst fosfor, tot N, NO_3 , og turbiditet. I tillegg ble det tatt prøver fra slurry-karet ved hver dosering som ble analysert for tot P, turb, samt tørrstoff og gløderest.

Prøver av begroing for klorofyll og TOC-bestemmelse ble tatt etter hver uke forsøket pågikk. Prøvene ble tatt ved at den enkelte flis ble løftet forsiktig opp av vannet og over i et lite porslensbeger. Alt materiale på stenen ble omhyggelig skrapet av med en slikkepott. Materialet ble helt over på 100 ml plastflasker og frosset inntil analyse. Området med fliser ble delt inn i 4 regioner á 9 fliser, mellom flis nr. 5 og nr. 40. Ved hver prøvetaking ble det tatt 4 prøver, en fra hver region. Hvilken flis som ble høstet innen hver region var tilfeldig valgt (såkalt "stratified random sampling").

Prøvene ble frysetørret, veiet og analysert for klorofyll a innhold og total organisk karbon.

Ved slutten av eksperimentet, dvs. etter 4 uker ble det tatt prøver av begroingssamfunnet i alle rennene, for kvalitativ bedømmelse.

11 RESULTATER FRA RENNEFORSØKENE

11.1 Vannføring og temperatur

Oppsettet for renneforsøkene er gitt i fig. 31. Renneforsøkene ble startet den 29/8-1988 med utlegging av filser og påsetting av vann. Rennene fikk stå med gjennomstrømming av rent vann fram til den 12/9 for at flisene skulle bli podet med et naturlig algesamfunn som kom med kim fra Maridalsvannet og dets tilløpselver. Vannføringen i rennene ble på forhånd justert til 1,86 l/s hvilket skulle gi en vannhastighet på 20 cm/sek. Resultatet av kontrollmålinger den 8/9 er gitt i tabell 9.

Tabell 9. Kontrollmålinger av vannhastigheten over flisene den 8/9-89., ved en vannføring på 1.86 l/s.

Rennenummer	R2	R3	R4	R5	R6
Midlere vannhastighet over flisene cm/s	19.6	19.3	19.6	20.5	19.9
Standard avvik	0.7	0.8	0.9	1.1	0.8
Antall målinger	36	36	36	36	36

Målingen av vannhastighet ble foretatt over hver flis (36 stk) i den regionen hvor høsting skulle foregå. Ut fra tabellen går det frem at variasjonen i vannhastig var minimal.

11.2 Kjemiske observasjoner i slurryen

Utgangsslurryen som ble lagret på 25 liters kanner inneholdt ca 270-290 mgP/l. Denne ble fortynnet i et stort kar hvorfra doseringen til rennene foregikk. Til tross for kontinuerlig omrøring i dette karet var det ikke mulig å unngå et visst sedimenteringstap. Fikk man f.eks. en sirkulær virveldannelse i karet, ble sedimentasjonen større enn om man ikke hadde omrøring i det hele tatt. Minst sedimentering fikk vi ved å sette en kraftig neddykket pumpe ned på bunnen midt i karet og som pumpet rett inn mot ett hjørne. Det skjedde også en sedimentering i dysekaret, se fig.31. Kalibreringen ble foretatt etter ett sett med kortvarige prøvedoseringer i uke 36, og finjustert etter hvilke resultat konsentrasjoner av tot P vi observerte i rennene. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av slurryen som ble tilsatt rennene i doseringsperiodene er gitt i tabell 10.

Tabell 10 Gjennomsnittlig konsentrasjoner i slurryen som ble tilsatt rennene (prøveuttak hver dag) i doseringsperiodene.

	Tot P	Tot N	Turbiditet	Tørrstoff	Gløderest	
	mgP/l	mgN/l	FTU	mg/l	mg/l	%
Uke 37	12.0	10.2	8090	4253	3694	87
Uke 38	12.0	11.4	7856	10700	10200	95
Uke 39	9.7	10.5	3780	5600	5200	93
Midde1	11.2	10.7	6575	6851	6364	92

Når dysene var innstilt på hhv. 1.12 og 3.35 ml/min, gav dette en resultat konsentrasjon av tot P (inkl. Maridalvannets konsentrasjon) på hhv. 10 og 20 µgP/l i R5 og R6 som planlagt. Man kan legge merke til at materialet som ble tilsatt stort sett var av uorganisk karakter.

11.3 Kjemiske observasjoner i rennene

I uke 36 ble det foretatt noen prøvedoseringer med kontrollanalyser for å stille inn dyser og doseringspumper, samt fortynning av utgangsslurry.

Den 12/9 startet den regulære doseringen som angitt i metodekapitlet, se fig. 31.

Maridalsvannet hadde en midlere konsentrasjon av total fosfor på ca. 5 $\mu\text{gP/l}$ i det angjeldende tidsrom. I renne 2 (R2) skulle det doseres en ortofosfatmengde på 5 $\mu\text{gP/l}$ slik at den totale konsentrasjon i denne renna ble 10 $\mu\text{gP/l}$, i R3 skulle det doseres en ortofosfatmengde på 15 $\mu\text{gP/l}$ slik at den totale fosforkonsentrasjon i denne renna skulle bli 20 $\mu\text{gP/l}$. I R4 ble det ikke foretatt noen dosering, dvs. denne renna skulle tjene som kontroll og skulle simulere "begroingsutviklingen i et upåvirket vassdrag". I R5 og R6 skulle fosforkonsentrasjonen på samme måte oppkonsentreres ved hjelp av erosjonsmateriale fra jordbruksarealer til en total fosforkonsentrasjon på hhv. 10 og 20 $\mu\text{gP/l}$, dvs. at også her ble det dosert en på forhånd beregnet fosformengde på hhv. 5 og 15 $\mu\text{gP/l}$. I tabell 11 er midlere observert konsentrasjon av fosfor sammenliknet med forventet fosforkonsentrasjon.

Tabell 11 Observert midlere fosforkonsentrasjon sammenliknet med forventet fosforkonsentrasjon i periodene hvor dosering pågikk.

Rennenr. og dosering	Forventet fosforkonsentrasjon $\mu\text{gP/l}$	Observert fosforkonsentrasjon $\mu\text{g/l} \pm \text{sdv.}$
R2 + 5 $\mu\text{gP/l}$ (orto-P)	10	10.3 \pm 4.0
R3 +15 $\mu\text{gP/l}$ (orto-P)	20	20.0 \pm 3.5
R4 ingen dosering	5	5.7 \pm 2.5
R5 + 5 $\mu\text{gP/l}$ (ero-P)	10	13.3 \pm 4.4
R6 +15 $\mu\text{gP/l}$ (ero-P)	20	22.3 \pm 9.2

Resultatene i høyre kolonne representerer middelkonsentrasjonen i rennene i de 4-dagers doseringsperiodene i de tre ukene doseringen pågikk. Det er tatt ut prøver hver dag. Til tross for en viss spredning når det gjelder doseringen av erosjonsmateriale, må man kunne si at middelveidene lå nokså nær opp til de planlagte konsentrasjonsnivåer.

Resultatene fra de andre målte kjemiparametrene i rennene er gitt i tabell 12, samt i primærtabeller bak i vedlegget.

Tabell 12 Kjemiobservasjoner i rennene i doseringsperioden.
Middelverdier.

Rennenr.	Tot. P µgP/l	LMRP µg/l	LØS P µgP/l	Tot. N µgN/l	NO ₃ µgN/l	Turb. FTU
R2	10.3	0.83	2.0	400	127	0.86
R3	20.0	8.0	9.0	400	124	1.19
R4	5.7	<0.5	1.0	400	127	0.75
R5	13.3	<0.5	1.3	400	128	4.4
R6	22.3	<0.5	1.7	400	128	13.5

Av disse konsentrasjonene er det særlig interessant å merke seg at ortofosfaten i renna med lavest dosering (R2) på det nærmeste er oppbrukt bare etter ca 5 m transportstrekning i renna, eller tilsvarende 25 sekunder. Et tilsvarende opptak har også skjedd i renna hvor det er tilsatt 15 µgP/l som ortofosfat (R3), hvor det ble observert bare 8 µgP/l som LMRP. Doseringene av erosjonsmateriale skulle også gi en økning av tot N i R5 og R6 på hhv 3 og 12 µgN/l, men den minimale økningen kunne ikke registreres med standard analysemetodikk. Turbiditeten økte imidlertid parallelt med fosforøkningen.

11.4 Algeutvikling i rennene – Biotilgjengelighet

11.4.1 Klorofyll og TOC

Resultatene av algeetableringen på de utlagte fliser er gitt i fig. 32.

Sammenliknet med renna som ikke mottok tilsetning av forurensning, skjedde det en meget betydelig begroing både i rennene med ortofosfat og i rennene med erosjonsfosfor. Ved forsøkets slutt var det 7 ganger så mye alger i rennene med erosjonsfosfor enn det som utviklet seg i renna som bare førte Maridalsvann, og således skulle simulere forholdene i et upåvirket vassdrag. I rennene med ortofosfat var det 10 ganger så mye alger.

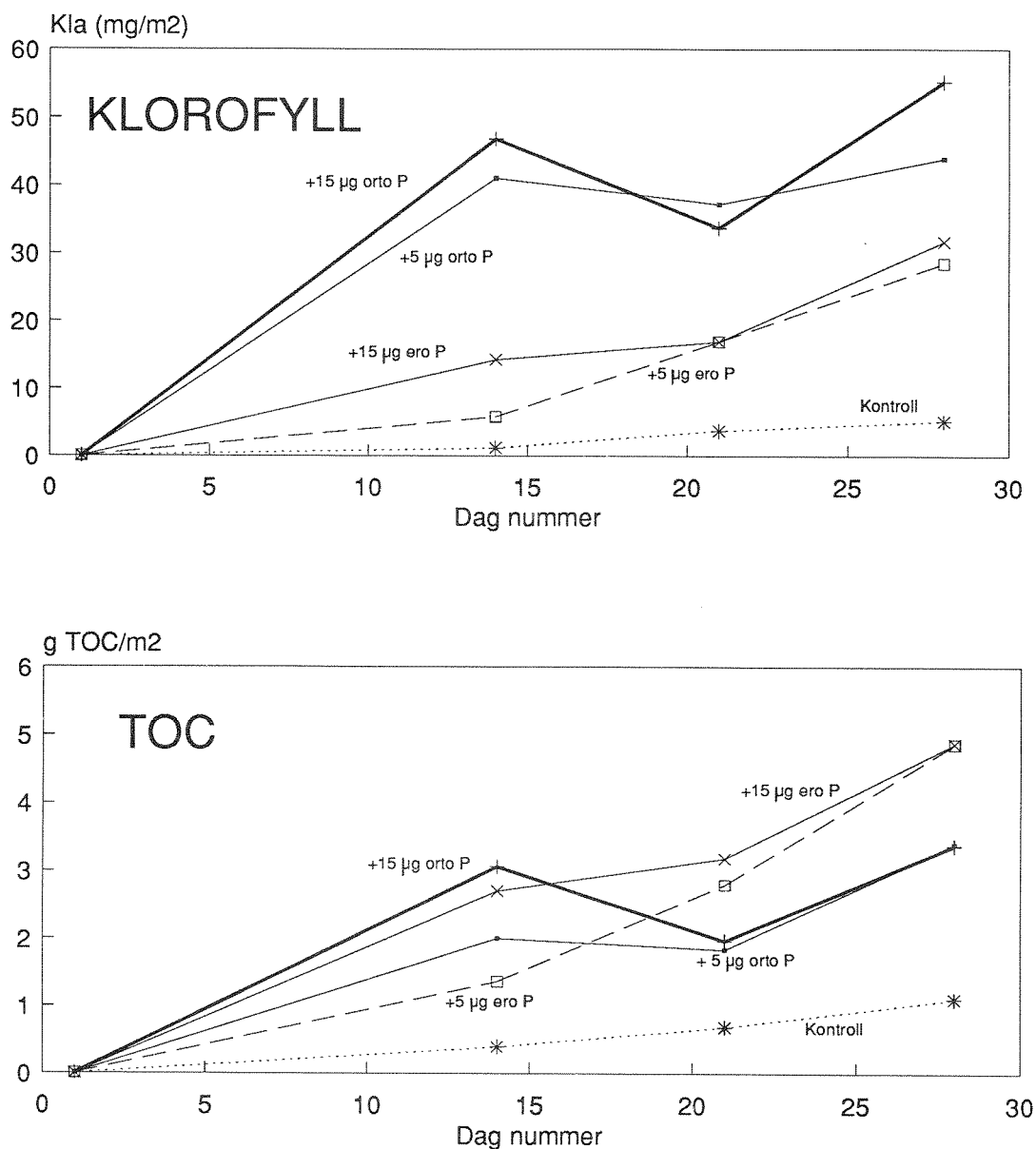


Fig. 32. Algeutvikling i rennene uttrykt som klorofyll i øvre panel og total organisk karbon i nedre panel. Hvert punkt er middel av 4 fliser.

Allerede etter en uke hadde algemengden i rennene som mottok ortofosfat øket kraftig og flisene hadde fått et kraftig grønt belegg. Også i renna med den største erosjonsvannsdoseringen var det mulig å visuelt se en økning. Etter ca 2 uker ble algemengden i ortofosfatrennene så sterk at materialet begynte å løsne, slik at algemengden her gikk ned frem mot 2. prøvetaking. Deretter økte algemengen igjen

opp til samme nivå som ved første prøvetaking. Det var liten forskjell mellom de to ortofosfat rennene. Dette indikerer at selv så lav tilsetning av ortofosfat som 5 $\mu\text{gP/l}$ var nærmest nok til å gi optimale vekstforhold (næringssaltmetning).

I rennene med erosjonsvann skjedde det en jevn økning av algebiomassen gjennom hele forsøket. Her ble det ikke registrert nevneverdig løsning av materiale. Ved den gjeldende vannhastighet ser det ut til at flisene kun kan bære en gitt mengde alger før materialet begynner å løsne. Selv om utviklingen av begroing går senere ved tilførsel av erosjonsvann enn ved tilsats av ortofosfat, kan den akkumulerte algemengde således bli like stor. M.a.o. kan sjenerende begroing i naturlige vassdrag i strykpartier etc., meget vel oppstå som følge av erosjonspåvirkning, bare ikke vannet er for dypt og gir lysbegrensning. Det er det sjelden i strykpartier.

Når man skal regne tilgjengelighet av erosjonsfosforet må man bare bruke perioden før løsrivingen av algematerialet startet i ortofosfatrennene, dvs. resultatene fra den første prøvetakingen. Tilgjengeligheten beregnes etter hvor mye alger erosjonsfosforet gir i forhold til 100% tilgjengelig ortofosfat. Hvis vi regner R5 mot R2 (dvs. rennene med tilsats av 5 $\mu\text{gP/l}$), blir tilgjengeligheten av erosjonsfosforet 11,6%. Hvis vi regner R6 mot R3 (rennene med tilsats av 15 $\mu\text{gP/l}$), blir tilgjengeligheten 28,6%. Tar man middelverdien av algeutbyttet i erosjonsrennene og sammenlikner dette med det midlere algeutbyttet i ortofosfatrennene, får man en tilgjengelighet av erosjonsfosfor på 20,6%.

Da det i første periode ikke var nevneverdig forskjell i veksthastigheten i rennene som fikk 5 og 15 $\mu\text{gP/l}$ som ortofosfat, ligger metningskonsentrasjonen for denne P-fraksjonen trolig like over 5 $\mu\text{gP/l}$, anslagsvis på ca. 7-8 $\mu\text{gP/l}$. Det vil si at samme hvor mye man øker ortofosfatdoseringen utover 7-8 $\mu\text{g P/l}$, får man ikke noe mer alger. Det vil derfor være riktig å bruke rennene der algeveksten er begrenset ut fra tilgangen på ortofosfat som referanse, nemlig 5 $\mu\text{P/l}$ (R5), og sammenlikne begroingsutviklingen her med begroingen i rennen med 5 $\mu\text{gP/l}$ (R2) som erosjonsfosfor. Dette gir en algetilgjengelighet på ca 12%.

Fosforet i det anvendte erosjonsmaterialet ble i laboratorietest med Selenastrum capricornutum funnet å være 18% tilgjengelig, noe som er 50% høyere enn tilgjengeligheten bestemt i renner. Midlere laboratoriebestemte tilgjengelighet av erosjonsfosfor i totalmaterialet i fase 1 var 37%. Herav følger:

=====
 For begroing i rennende vann vil da midlere biotil-
 gjengelighet av totalfosfor i erosjonsavrenning fra
 korndyrkingsarealer på Østlandet være ca 24%.
 =====

Resultatene for TOC er gitt i nedre panel i fig.32. Mønsteret er noe av det samme som for klorofyll a, imidlertid stiger TOC høyere i erosjonsrennene enn i ortofosfatrennene. Dette har sammenheng med sedimentasjon av kalkholdig uorganisk materiale. Da det doserte erosjonsmaterialet inneholdt bare 8 % organisk materiale, er det lite trolig at sedimentering av dette alene kan ha bidratt til den observerte økning av TOC.

En observasjon som det ikke gis rom for å diskutere i detalj her, og som må ses i lys av den raske forsvinningen av ortofosfat nevnt i kapittel 11.3, er at det så ut til å være signifikant mindre alger i utløpsenden av rennene enn i innløpsenden. Ved hver prøvetaking tok vi nemlig en prøve fra hver av de fire regionene i rennene og som vi beregnet middelet av. Selv om vannet bare har passert en rennestrekning på 15 m kan det altså se ut som om "bekkens" selvrensning har vært så stor at det kan spores i den biologiske respons. Dette bør gi perspektiver for videre studier av selvrensningsevne i naturlige vassdrag.

11.4.2 Begroingssamfunnets sammensetning i de ulike renner

Artssammensetning

Begroingssamfunnets artssammensetning i de ulike renner er gitt i tabell 13.

I alle rennene var begroingen dominert av kiselalgen Tabellaria flocculosa. Gruppen grønnalger var representert ved flest arter. De tråformede grønnalger som ble observert er alle tidligere funnet i Skjærsgjøelva (Lindstrøm 1983), som er hovedtilløpselva til Maridalsvannet. I rennene med erosjonsfosfor ble det dannet et sediment på bunnen. Blågrønnalgen Pseudoanabaena sp. ble bare observert på sedimentet, antagelig på grunn av poding fra jord. Artene Hormidium rivulare og Chrysoxys maior ble bare observert i kontrollrennen, men fantes også i få eksemplarer i rennen dosert med 5 µg/l ortofosfat. Teilingia granulata ble ikke observert i rennene med erosjonsfosfor,

og det er trolig at dette skyldes nedslamming.

Tabell 13 Begroingsamfunnets artssammensetning i de ulike renner.

xxx = Tallrik forekomst

xx = Vanlig forekomst

x = Forekommer, men i få eksemplarer

Rennenr.	R2	R3	R4	R5	R6
Dosering	5 µg orto-P	15 µg orto-P	Kontroll	5 µg ero-P	15 µg ero-P
<u>Blågrønnalger</u>					
Oscillatoria sp. 8µm		x			xx
Pseudoanabaens sp. 3µm				xxx	xxx
<u>Grønnalger</u>					
Bulbochaete sp.	x		xx		
Cosmarium sp.	x		x		
Euastrum sp.			x		
Hormidium rivulare			xx		
Mougeotia sp. 13-15 µm	xx	xx	xxx	xx	xx
Mougeotia sp. 6-9 µm	xx	xxx	xxx	xxx	xx
Oedogonium sp. 6-9 µm	x		xx	x	x
Oedogonium sp. 14-17 µm	x	x	xx		
Scenedesmus sp.				x	x
Staurastrum sp.		x		x	x
Teilingia granulata	xx	x	x		
Zygnema sp.	xxx	xx	x	xxx	xx
<u>Gullalger</u>					
Chrysoxys maior			xx		
<u>Kiselalger</u>					
Achnanthes minutissima				xx	xx
Tabellaria flocculosa	xxx	xxx	xxx	xxx	xxx
Ubestemt kiselalger	xx	xx	xx	xx	xx

Similaritetsindeks

Ulik grad av forurensningspåvirkning endrer vekstbetingelsene for de ulike artene av begroingsalger. I tillegg til at man får forskjellige mengde alger i de ulike rennene, vil man også få ulik artssammensetning. For å få et uttrykk for forskjellen i artssammensetningen mellom rennene, ble det beregnet similaritetsindeks. Den tar bare hensyn til om en art er funnet eller ikke, og tar ikke hensyn til de mengdemessige forhold mellom artene. Similaritetsindeksen SI er gitt ved:

$$SI = \frac{2c}{A + B}$$

Hvor: c = antall arter felles for de 2 renner

A = antall arter i renne I

B = antall arter i renne II

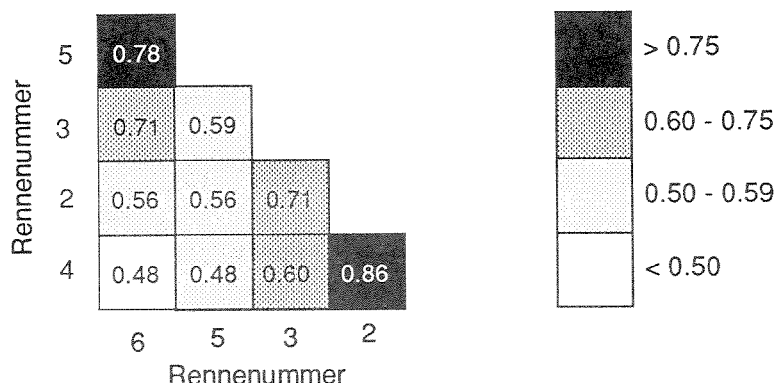


Fig. 33. Sørensens similaritetsindeks (SI) beregnet for de ulike renner. Liten indeksverdi indikerer stor forskjell i artssammensetning, mens stor verdi indikerer liten forskjell.

Størst likhet i artsinnhold var det mellom renne 4 (kontroll) og renne 2 (5 µg orto-P) med similaritetsindeks SI=0.86, se fig 33. Derneft var det stor likhet mellom renne 5 og 6 med SI=0.78, som begge hadde et noe sedimentpreget begroings-samfunn. Størst forskjell i artsinnhold var det mellom kontrollen og rennene med erosjonsfosfor. Særlig påfallende var fremveksten av blågrønnalgene *Oscillatoria sp.* og *Pseudoanabaena sp.* Overtrekk av disse er svært vanlig å finne i slamførende jordbruksvassdrag. Hvorvidt kimene til disse finnes i Maridalsvannet, eller om de har fulgt med det tilsatte erosjonsmaterialet er uklart. Resultatene tyder på at sedimentbelastningen hadde større effekt på artssammensetningen enn P-belastningen.

11.5 Slamavsetning i rennene

Det var helt tydelig avsetning av slam i rennene med erosjonsvann. Dette klistret seg til algebiomassen, men ikke i slike mengder at veksten ble merkbart hemmet. Vi har ikke noe direkte mål på størrelsen

av denne sedimenteringen.

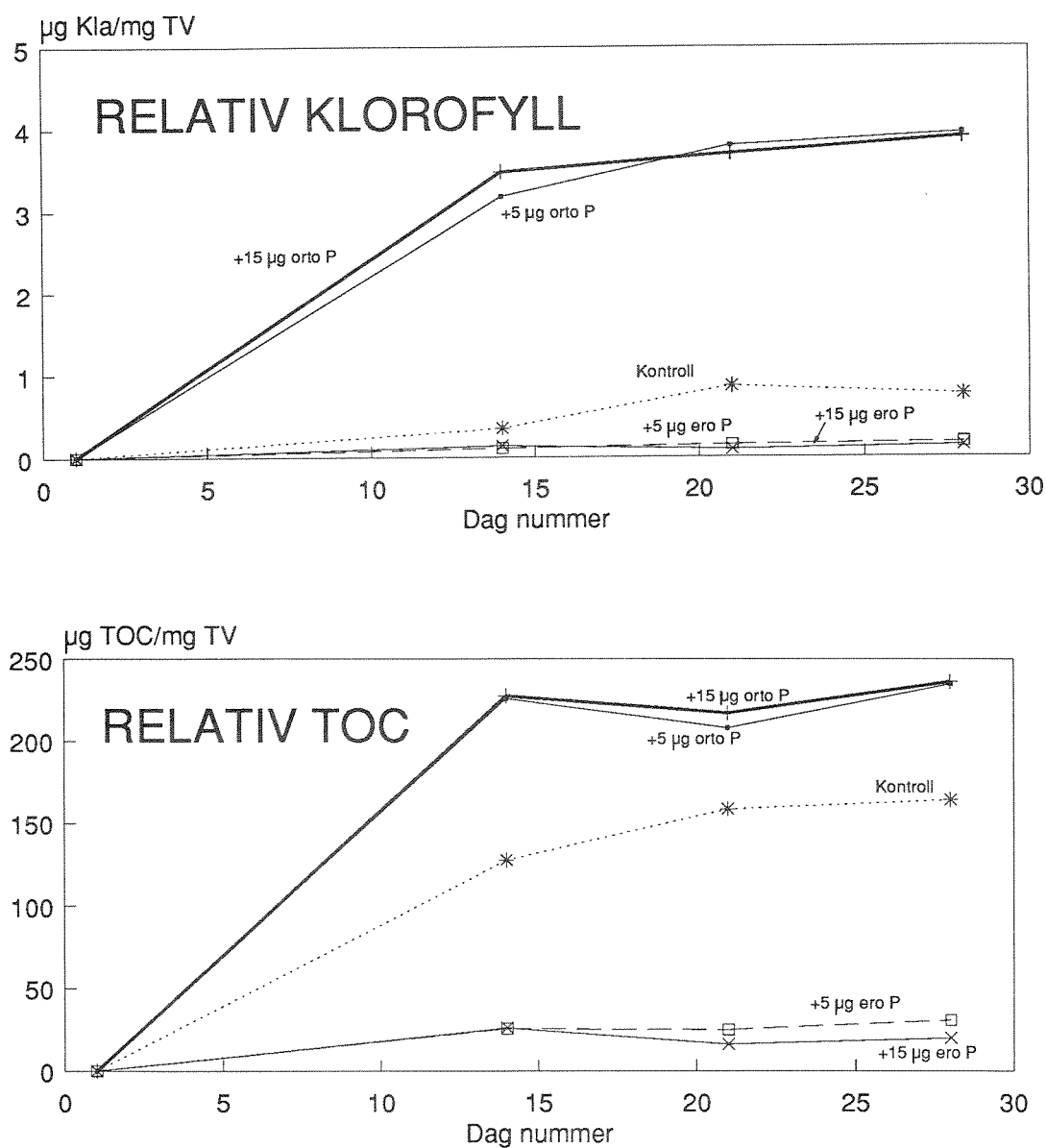


Fig. 34. Forholdet mellom biotisk og abiotisk materiale på steinene i de ulike renner antydnet ved relativ mengde klorofyll og TOC i forhold til totalvekt.

I fig. 34 har vi relativ klorofyll og relativ TOC i de ulike rennene. Disse kurvene sier noe om hvor stor andel av det materiale som finnes på flisene etter hvert under forsøkets gang, er biologisk. Kurvene sier altså ingen ting om mengder av materiale. Vi ser med en gang at i rennene med ortofosfatdosering, samt i kontrollen (rent Maridalsvann) utgjorde algemateriale (organisk) en helt dominerende andel av det totale materialet, mens i rennene med erosjonsdosering var dette forholdet langt lavere. Dette viser at det har vært en sedimentasjon i rennene som er betydelig sammenliknet med algeetableringen. Sammenliknet med den totale sedimenttransport i rennene er imidlertid sedimentasjonen forsvinnende liten.

12 LITTERATUR

- Blakar, I. og Ø. Løvstad 1989: Determination of available phosphorus for phytoplankton populations in lakes and rivers of South-Eastern Norway. *Hydrobiologia*, in press.
- Boström B., G. Persson and B. Broberg 1988: Bioavailability of different phosphorus forms in freshwater systems. *Hydrobiologia* 170, side 133-155.
- Bradford, M.E. and R.H. Peters 1987: The relationship between chemically analyzed phosphorus fractions and bioavailable phosphorus. *Limnol. Oceanogr.*, 32 (5), side 1124-1137.
- Brettum, P. 1989: Planktonalger som indikator på vannkvalitet. Under trykking. NIVA/SFT-rapport.
- Broberg O. and G. Persson, G. 1988: Particulate and dissolved phosphorus forms in freshwater: composition and analysis. *Hydrobiologia* 170, side 61-90.
- Claesson, A. 1980: Variation in cell composition and utilization of N and P for growth of *Selenastrum capricornutum*. *Physiol. Plant.* 48, side 59-64.
- DePinto, J.,V., T.C. Young and S.C. Martin 1981: Algal-available phosphorus in suspended sediments from lower Great Lakes tributaries. *J. Great Lakes Res.* 7, side 311-325.
- Engblom, E., og P.E. Lingdell 1985: Hur påverkar reningsverk med olika fellingskemikalier bottenfaunaen? Rapport fra Statens Naturvårdsverk, SNV pm 1978: 74 sider.
- Gerhold, R.M. 1976: Algal nutritional bioassays of Lake Wylie, North Carolina. I Middelbrooks E.J., D.H. Falkenberg og T.E. Maloney (red.): *Biostimulation and Nutrient Assessment*. Ann Arbor Science, Michigan, side 175-218.
- Gerhold, R.M. and R.G. Otto 1976: Algal bioassays to evaluate a

- proposed cooling lake. J. Water Pollut. Control Fed. 48, side 2351-2366.
- Grobbelaar, J.U. 1983: Availability to algae of N and P adsorbed on suspended solids in turbid waters of the Amazon River. Arch. Hydrobiol., 96 (3) side 302-316.
- Hegeman, D.A., A.H. Johnson and J.D. Keenan 1983: Determination of algal-available phosphorus on soil and sediment: A review and analysis: J. Environ. Qual. 12 (1), side 12-16.
- Kotai, J. T. Krogh og O.M. Skulberg 1978: The fertility of some Norwegian inland waters assayed by algal cultures. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 21, side 413-436.
- Källqvist, T. 1984: Biotester. I Vennerød, K.: Vassdragsundersøkelser, en metodebok i limnologi. Norsk Limnologforening. Universitetsforlaget, Oslo. side 252-267.
- Krogstad, T., Ø. Løvstad og B. Rognerud, 1988: Fosfor i jord og vann. En orientering om fosforet og virkninger i elver og sjøer. Handlingsplanen mot landbruksforurensninger, GEFO rapport, 38 sider.
- Krogstad, T. og Ø. Løvstad 1989: Erosion, phosphorus and phytoplankton response in rivers of South-Eastern Norway., Hydrobiologia 183, side 33-41.
- Løvstad, Ø. og T. Wold 1984: Determination of external concentration of available phosphorus for phytoplankton populations. Verh. Internat. Ver. Limnol. 22., side: 205-210.
- Miller, W.E., J.C. Greene and T. Shiroyama 1978: The *Selenastrum capricornutum* Printz algal assay bottle test: Experimental design, application and data interpretation protocol. U.S. EPA, Corvallis, Oregon.
- Persson, G. 1989: Utilization of phosphorus in suspended particulate matter as tested by algal bioassays, Verh. Internat. Verein. Limnol. (Munich 1989), in press.

- Toerien , D.F., C. Huang, J. Radminsky, E. Pearson og J. Scherfig
1971: Provisional algal assay procedure. Univ. Calif. Berkley.
Sanit. Eng. Res. Lab.- Rep. 71-6.
- Tveitnes, S. 1985: Virkning og bruk av husdyrgjødsel, gjødsel,
jordforbetningsmiddel og avfall med forurensningsrisiko.
Rapport serie B 5/85, Inst. jordfag, NLH: 38 sider.
- Williams, J.D.H., H. Shear and R.L. Thomas, 1980: Availability to
Scenedesmus quadricauda of different forms of phosphorus in
sedimentary materials from the Great Lakes. *Limnol. Oceanogr.*,
25 (1), side 1-11.
- Young, T.C., J. V. DePinto , S.C. Martin og J.S. Bonner 1985. Algal-
available particulate phosphorus in the Great Lakes basin. *J.*
Great Lakes Res. 11 (4), side 434-446.
- Åstebøl, S.O., F. Rosland, B. Malme og D. Berge 1987: VANNBRUKSPLAN
FOR EIKERENVASSDRAGET Delutredning om vannkvalitet, foru-
rensningstilførsler, samt tiltak for å sikre Eikeren som
framtidig drikkevannskilde. Samarbeidsrapport GEFO/NIVA, 68
sider.

13 **PRIMERDATA**

Tabell Pl. Kjemiske og biologiske analyseresultater fra samtlige prøver. Algetilgjengeligg fosfor er gitt i kolonnene lengst til høyre. * = utelatt pga. gifteeffekt.

PROVE	Nr.	TYPE	DATE	pH	Kond.	Turb.	TOC	STS	SGR	Tot.P	Løs.P	LMR-P	Tot.N	NO3	NH4	AGP	AGP+	Bio-P	Bio-p	
					mS/m	J.T.U.	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	10 ⁶ /l	10 ⁶ /l	µg/l	%	
Hakadal	1	Overfl.	28.04	-	-	9600	7.93	770	742	730	46	21.5	3000	2100	105	154	396	278	38	
Hakadal	2	Dren.vest	28.04	-	-	420	6.65	41.2	38.2	220	36	24.5	5000	4050	-	94	454	84	38	
Hakadal	3	Samlegroft	28.04	-	-	38	4.05	39.7	37	52	10	5.5	1500	970	-	86	365	15	29	
Hakadal	5	Bekk	28.04	-	-	35	3.98	58.2	54.4	75	7	4.5	1700	1080	-	46	365	20	26	
Hakadal	6	Overfl.	28.04	-	-	4100	13.7	648	598	840	57	42.5	3500	1850	-	57	392	245	29	
Hakadal	7	Overfl.	28.04	-	-	3200	17.6	503	459	730	24	17.5	3900	2200	-	38	368	213	29	
Billingstad	18	Overfl.	28.04	-	-	28	5.91	26.5	21.3	98	37	31.5	4600	3700	-	212	543	56	57	
Hakadal	3	Samlegroft	16.06	6.67	15.15	6.6	3.4	-	-	31	8	5.5	8300	7250	0	0	0	*	*	
Hakadal	5	Bekk	16.06	6.93	15.81	6.7	2.82	-	-	23	6	4	8900	7850	25	3.3	2.4	*	*	
Hakadal	2	Dren. vest	16.06	6.65	66.5	8.8	5.37	-	-	38	20	11.5	43000	53000	40	0.5	0	*	*	
Hakadal	4	Dren. øst	16.06	6.41	33.2	4.3	3.18	-	-	89	38	37	25000	24500	375	3.4	2.3	*	*	
Hauger	8	Ukepr.	16.06	7.25	70.4	27	9.38	-	-	78	60	28	28000	28000	420	83	316	20	25	
Hauger	10	Dren. hvit	16.06	6.9	51.9	1	1.63	-	-	10	10	7.5	24400	23500	10	0	0	*	*	
Hauger	9	Sandfiltr.	16.06	7.01	45	12	7.91	-	-	1250	1150	1100	13300	5300	6590	574	855	1456	116	
Lodding	11	Ukepr.	16.06	7.42	34.9	39	8.3	-	-	100	12	6.5	15200	13100	60	15	322	21	21	
Lodding	12	Drensk.	16.06	6.65	58.7	290	10.9	-	-	460	34	20.5	44000	44000	700	0	283	34	7	
Lodding	13	Drensrør	16.06	7.06	105.7	5.6	2.24	-	-	33	23	20	25800	24500	10	0	0	*	*	
Lodding st.6	14	Overflate	16.06	7.75	39	230	11.3	-	-	385	26	21	8100	6200	185	57	379	108	28	
Lodding st.2	15	Overflate	16.06	7.76	20	180	27.1	-	-	1600	27	80	76	8000	4400	275	72	424	533	33
Hakadal	3	Samlegr.	6.08	7.29	15.1	15	3.34	-	-	29	10	4	2900	2050	250	0	23	*	*	
Hakadal	5	Bekk	6.08	7.58	13.3	6.2	10.7	-	-	23	13	9	2500	1950	25	0.2	14.5	*	*	
Hauger	8	Ukeprøve	6.08	7.94	46	11	10.7	-	-	68	34	28	1300	525	105	126	297	19	27	
Hauger	9	Sandfiltr.	6.08	7.21	26.5	56	8.58	-	-	1260	990	815	10500	4100	4750	318	637	935	74	
Lodding	11	Ukeprøve	6.08	7.37	89.2	9.4	15.9	-	-	160	80	60	4000	1960	1600	175	456	73	45	
Lodding	12	Drensk.	6.08	6.88	40.4	22	12.4	-	-	54	32	15.5	2900	455	70	0	0	*	*	
Lodding st.6	14	Overflate	6.08	7.22	23.5	33	10.4	-	-	77	12	4	1700	49	105	108	154	*	*	
Mokkadyng	31	Stige vann	4.09	7.48	2320	570	-	-	-	67300	43000	46300	16400	0	15300	358	645	53354	79	
Silosaft	27	Urenset	4.09	4.1	1752	190	-	-	-	606000	627000	590600	8800	2820	626	214	571	357856	59	
Bekkelaget	32	Urenset	4.09	6.5	0.27	20	-	-	-	5380	2290	2120	47200	35	30800	90	363	1586	29	
Bekkelaget	28	Renset	4.09	6.82	0.26	12	-	-	-	105	100	30.5	300	1	27800	3.6	136	*	*	
ØMØ	33	Vaskemiddel	4.09	6.03	0.25	0.2	-	-	-	130	45	43.5	300	11	0	288	641	76	72	
Utløp Blåisen	25	Brevann	4.09	7.03	2.89	120	-	-	-	18	18	15.5	300	127	0	5.6	250	14	11	
Midtdal selva	26	Brevann	4.09	6.75	3.48	22	-	-	-	67	18	15.5	300	127	0	38	360	19	28	
Hakadal	1	Overflate	29.10	7.92	20.3	1000	13.9	846.67	800	650	21	18.5	1500	490	20	20	344	159	24	
Hakadal	3	Samlegr.	29.10	6.84	8.73	50	4.26	38	35.25	70	6	4	1400	810	40	159	518	35	49	
Hakadal	5	Bekk	29.10	7.11	9.3	47	4.17	35.5	33.25	65	8	6.5	1700	1100	70	115	564	32	49	
Hakadal	2	Dren. vest	29.10	7.03	19	460	16.1	293	277	350	18	12.5	1400	640	10	51	444	116	33	
Hauger	8	Ukeprøve	29.10	7.19	50.4	290	15.3	247	234	480	89	79	6300	5400	110	147	523	234	49	
Hauger	10	Dren. hvit	29.10	6.3	24.4	1820	26.8	1136	1136	870	42	28.5	7900	6450	25	46	411	260	30	
Lodding	11	Ukeprøve	29.10	7.14	24.6	740	24.5	760	712	960	48	78	4800	1045	1800	75	435	332	35	
Lodding	12	Drensk.	29.10	6.43	18.4	9200	56.7	6808	6464	2440	83	76	4000	635	150	86	505	1019	42	
Lodding	13	Drensrør	29.10	6.78	28.4	6800	49.1	5056	4788	2270	79	67.5	7200	3150	40	134	514	1063	47	
Lodding st.6	14	Overfl.k.	29.10	7.36	30.4	5200	37.4	4560	4328	1860	45	40	3300	600	35	112	536	872	47	
Lodding st.2	15	Overfl.k.	29.10	7.09	16.9	680	18.6	578	542	780	57	47	3900	1900	80	146	413	304	39	
Solbergstrand	16	Bekk	29.10	7.48	17.9	220	20.3	342	306	640	80	71.5	4000	2100	45	123	500	286	45	
Drøbak	17	Bekk	29.10	7.17	18.9	320	19	224	200	710	140	110	5200	3950	45	255	609	470	66	
Timebekken i flom	19	Bekk	2.12	7.03	25.1	6.8	12.2	18	10	230	64	53.5	6900	5200	0	379	688	194	84	
T.-bekk etter flom	20	Bekk	2.12	6.86	27.2	9.7	12.4	23.3	14	270	59	49	8000	5850	170	360	653	214	79	
Herikstadbekken	21	Bekk	2.12	7.26	63.6	36	80.2	73	10	1170	170	120	31300	12	18400	87	244	218	19	
Nyspredd møkk	22	Drensgroft	2.12	7.28	89.6	0.47	5.33	127	15	2310	730	590	55700	15	35400	29	286	478	21	
Jorde uten møkk	23	Drensgroft	2.12	7.24	30.9	72	204	127	0.33	32	25	21	9600	7800	0	0	0	*	*	
Jorde med møkk	24	Overflate	2.12	7.02	13.16	32	17.6	58	36	2350	2100	1600	5100	64	2260	560	845	2695	114	
Volla RA	30	Renset	2.12	6.83	43.3	6.6	4.25	9.6	4.4	139	5	0.5	6900	1145	4370	12	10	*	*	
Volla RA	29	Urenset	2.12	7.66	40.9	31	19.2	84.5	36	1720	890	890	16500	2850	5400	292	729	1617	80	

Tabell P 2. Lysmålinger i innhegningene ved forsøkets start ($\mu\text{E}/\text{m}^2\text{s}^{-1}$). 22/7-88 kl. 2000, mørkt varierende skydekke, spredt regn.

Dyp	Innhegning nr:						
	10	11	12	16	17	18	Innsjø
0.1 m	39	31	34	53	50	55	35
0.5 m	30	5.0	1	40	37	30	26
1.0 m	21	1.65	-	28	25	17	20
1.5 m		-					
2.0 m	9			13	10	5.4	7.1
3.0 m	5.1			6.3	4.9	2	4.5
4.0 m	3.5			3.9	3.2	1.2	3.1
5.0 m							
$\lambda \text{ m}^{-1}$	0.61	3.25	8.8	0.67	0.71	0.98	0.54
$I_0 \mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-1}$							
$z(1\% \text{ lys m})$	7.5	1.4	0.5	6.9	6.5	4.7	8.5

Tabell P3 . Lysmålinger i innhegningene ved forsøkets slutt
($\mu\text{E}/\text{m}^2\text{s}^{-1}$) 28/8-88 kl. 1700, overskyet opphold.

	Innhegning nr.														
	1	2	3	5	6	8	9	11	12	13	14	15	16	17	18
0.1 m	91	84	76	75	70	63	56	52	46	54	54	52	51	51	46
0.5 m	80	70	60	62	59	49	20	45	18	45	45	40	42	42	38
1.0 m	60	50	41	44	42	30	7	30	5	32	34	27	31	31	23
1.5 m	40	33	25	30	25	20	2	17	1	20	20	18	21	20	15
2.0 m	30	23	15	21	19	14	1	10	0.1	14	16	11	13	14	9
3.0 m	16	13	7	11	9	5	-	5	-	7	8	5	7	7	5
4.0 m	10	7	4	6	5	1.5	-	1.5	-	5	5	2	4	4	2
5.0 m															
$\lambda \text{ m}^{-1}$	0.57	0.64	0.75	0.65	0.68	0.96	2.38	0.91	2.74	0.61	0.61	0.83	0.65	0.65	0.8
$I_0 \mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-1}$	106	96	87	86	83	79	66	71	71	61	61	61	58	58	57
$z(1\% \text{ lys m})$	8.1	7.1	6.1	7.1	6.8	5.0	1.9	5.0	1.7	7.5	7.5	5.5	7.1	7.1	5.7

Tabell P4. Observasjoner over klorofyll a i innhegningene.
Omdalsvatn 1988. $\mu\text{g Kl}a/l$.

Dagnummer	0	2	6	10	16	20
Dato	22/7	24/7	28/7	1/8	7/8	11/8
Innhegning nr og dosering						
1 Kontroll (ingen doser.)	1.60	1.07	0.56	0.35	0.20	0.24
2 20 $\mu\text{gP/l}$ orto P	1.60	2.10	3.38	3.85	2.01	1.06
3 80 $\mu\text{gP/l}$ orto P	1.60	2.10	4.03	11.9	8.81	6.47
4 Kontroll (ingen doser.)	1.60	1.19	0.65	0.49	0.24	0.21
5 20 $\mu\text{gP/l}$ orto P + sirk.	1.60	2.18	3.10	3.77	2.45	2.37
6 80 $\mu\text{gP/l}$ orto P + sirk.	1.60	2.07	3.71	12.70	10.70	8.44
7 Kontroll (ingen doser.)	1.60	1.18	0.67	0.42	0.28	0.24
8 80 $\mu\text{gP/l}$ ero P	1.60	1.50	0.95	0.69	0.33	0.28
9 270 $\mu\text{gP/l}$ ero P	1.60	2.29	1.24	0.76	0.93	0.76
10 Kontroll (ingen doser.)	1.59	1.15	0.67	0.39	0.26	0.25
11 80 $\mu\text{gP/l}$ ero P + sirk.	1.60	1.34	1.33	0.70	0.51	0.38
12 270 $\mu\text{gP/l}$ ero P + sirk.	1.60	2.05	1.84	0.79	0.89	0.83
13 20 $\mu\text{gP/l}$ kloakk P	1.60	3.35	2.74	2.22	1.63	0.86
14 20 $\mu\text{gP/l}$ gjødsel P	1.60	4.17	2.63	2.15	0.79	0.43
15 80 $\mu\text{gP/l}$ gjødsel P	1.60	3.06	6.59	6.91	4.16	3.83
16 20 $\mu\text{gP/l}$ kloakk P + sirk.	1.60	3.11	2.68	2.59	1.96	1.27
17 20 $\mu\text{gP/l}$ gjødsel P + sirk.	1.60	3.30	2.57	1.98	0.82	0.32
18 80 $\mu\text{gP/l}$ gjødsel P + sirk.	1.60	5.09	9.15	8.49	3.93	3.03

Tabell P5. Omdalsvatn 1988. Klorofyll a. Nettoutbytte mer enn kontrollene($\mu\text{g/l}$).

Dagnummer	0	2	6	10	16	20
Dato	22/7	24/7	28/7	1/8	7/8	11/8
Innhegning nr og dosering						
1 Kontroll (ingen doser.)						
2 20 $\mu\text{gP/l}$ orto P	0	0.95	2.74	3.44	1.76	0.82
3 80 $\mu\text{gP/l}$ orto P	0	0.95	3.39	11.50	8.60	6.20
4 Kontroll (ingen doser.)						
5 20 $\mu\text{gP/l}$ orto P + sirk.	0	1.03	2.46	3.36	2.20	2.13
6 80 $\mu\text{gP/l}$ orto P + sirk.	0	0.92	3.07	12.3	10.45	8.20
7 Kontroll (ingen doser.)						
8 80 $\mu\text{gP/l}$ ero P	0	0.35	0.31	0.28	0.08	0.04
9 270 $\mu\text{gP/l}$ ero P	0	1.14	0.60	0.35	0.68	0.52
10 Kontroll (ingen doser.)						
11 80 $\mu\text{gP/l}$ ero P + sirk.	0	0.19	0.69	0.29	0.26	0.14
12 270 $\mu\text{gP/l}$ ero P + sirk.	0	0.90	1.20	0.38	0.64	0.59
13 20 $\mu\text{gP/l}$ kloakk P	0	2.40	2.10	1.81	1.38	0.62
14 20 $\mu\text{gP/l}$ gjødse1 P	0	3.02	1.99	1.74	0.54	0.19
15 80 $\mu\text{gP/l}$ gjødse1 P	0	1.91	5.95	6.5	3.91	3.59
16 20 $\mu\text{gP/l}$ kloakk P + sirk.	0	1.96	2.04	1.88	1.71	1.03
17 20 $\mu\text{gP/l}$ gjødse1 P + sirk.	0	2.15	1.93	1.57	0.57	0.08
18 80 $\mu\text{gP/l}$ gjødse1 P + sirk.	0	3.94	8.51	8.08	3.68	2.79

Tabell P6. Omdalsvatn 1988. Klorofyll a. Prosentvis økning i forhold til kontrollene. (%).

Dagnummer	0	2	6	10	16	20
Dato	22/7	24/7	28/7	1/8	7/8	11/8
Innhegning nr og dosering						
1 Kontroll (ingen doser.)						
2 20 µgP/l orto P	0	83	428	839	704	342
3 80 µgP/l orto P	0	83	530	2805	3440	2583
4 Kontroll (ingen doser.)						
5 20 µgP/l orto P + sirk.	0	90	384	820	880	887
6 80 µgP/l orto P + sirk.	0	80	480	3000	4180	3417
7 Kontroll (ingen doser.)						
8 80 µgP/l ero P	0	30	48	68	32	17
9 270 µgP/l ero P	0	99	94	85	272	217
10 Kontroll (ingen doser.)						
11 80 µgP/l ero P + sirk.	0	17	108	71	104	58
12 270 µgP/l ero P + sirk.	0	78	188	93	256	246
13 20 µgP/l kloakk P	0	209	328	441	552	258
14 20 µgP/l gjødse1 P	0	263	311	424	216	79
15 80 µgP/l gjødse1 P	0	166	930	1585	1564	1496
16 20 µgP/l kloakk P + sirk.	0	170	319	458	684	429
17 20 µgP/l gjødse1 P + sirk.	0	187	302	383	228	33
18 80 µgP/l gjødse1 P + sirk.	0	343	1370	1970	1472	1163

Tabell P7. Omdalsvatn 1988. Siktedyp (m). Siktedyp til bunns = 4.05 m.

Dagnummer	0	2	6	10	16	20
Dato	22/7	24/7	28/7	1/8	7/8	11/8
Innhegning nr og dosering						
1 Kontroll (ingen doser.)	3.95	4.05	4.05	4.05	4.05	4.05
2 20 µgP/l orto P	3.95	4.05	3.25	3.00	3.00	3.83
3 80 µgP/l orto P	3.95	4.05	3.00	2.00	2.05	1.90
4 Kontroll (ingen doser.)	3.95	4.05	4.05	4.05	4.05	4.05
5 20 µgP/l orto P + sirk.	3.95	4.05	3.00	2.90	2.50	2.90
6 80 µgP/l orto P + sirk.	3.95	3.95	2.90	1.95	1.90	1.90
7 Kontroll (ingen doser.)	3.95	4.05	4.05	4.05	4.05	4.05
8 80 µgP/l ero P	0.30	0.40	0.48	0.58	0.75	1.20
9 270 µgP/l ero P	0.12	0.22	0.25	0.38	0.35	0.60
10 Kontroll (ingen doser.)	3.95	4.05	4.05	4.05	4.05	4.05
11 80 µgP/l ero P + sirk.	0.30	0.40	0.42	0.50	0.60	0.95
12 270 µgP/l ero P + sirk.	0.12	0.19	0.22	0.28	0.35	0.50
13 20 µgP/l kloakk P	3.80	3.40	3.30	3.50	3.90	4.05
14 20 µgP/l gjødse1 P	3.0	3.05	3.25	3.60	4.05	4.05
15 80 µgP/l gjødse1 P	1.70	2.60	2.15	2.50	2.85	2.95
16 20 µgP/l kloakk P + sirk.	3.80	3.35	3.30	3.25	3.40	4.05
17 20 µgP/l gjødse1 P + sirk.	3.00	3.05	3.30	3.40	3.95	4.05
18 80 µgP/l gjødse1 P + sirk.	1.70	2.0	1.80	2.40	2.50	2.90

Tabell P8. Omdalsvatn 1988. Observasjoner over total fosfor i innhegningene. $\mu\text{gP/l}$.

Dagnummer	0	2	6	10	16	20
Dato	22/7	24/7	28/7	1/8	7/8	11/8
Innhegning nr og dosering						
1 Kontroll (ingen doser.)	7.5			7.0		7.0
2 20 $\mu\text{gP/l}$ orto P	20.0			22		19
3 80 $\mu\text{gP/l}$ orto P	77			71		50
4 Kontroll (ingen doser.)	7			8		8
5 20 $\mu\text{gP/l}$ orto P + sirk.	23			24		22
6 80 $\mu\text{gP/l}$ orto P + sirk.	80			62		54
7 Kontroll (ingen doser.)	7.5			8		7
8 80 $\mu\text{gP/l}$ ero P	88			21		16
9 270 $\mu\text{gP/l}$ ero P	270			59		47
10 Kontroll (ingen doser.)	8			8		13
11 80 $\mu\text{gP/l}$ ero P + sirk.	77			25		19
12 270 $\mu\text{gP/l}$ ero P + sirk.	220			74		49
13 20 $\mu\text{gP/l}$ kloakk P	30			18		14
14 20 $\mu\text{gP/l}$ gjødse1 P	18			15		12
15 80 $\mu\text{gP/l}$ gjødse1 P	66			53		38
16 20 $\mu\text{gP/l}$ kloakk P + sirk.	25			18		16
17 20 $\mu\text{gP/l}$ gjødse1 P + sirk.	18			17		16
18 80 $\mu\text{gP/l}$ gjødse1 P + sirk.	62			53		41

Tabell P9. Omdalsvatn 1989. Observasjoner over løst fosfor.

Dagnummer	0	2	6	10	16	20
Dato	22/7	24/7	28/7	1/8	7/8	11/8
Innhegning nr og dosering						
1 Kontroll (ingen doser.)	-			5		4
2 20 µgP/l orto P	11			10		11
3 80 µgP/l orto P	65			41		28
4 Kontroll (ingen doser.)	2			4		4
5 20 µgP/l orto P + sirk.	13			11		13
6 80 µgP/l orto P + sirk.	69			39		29
7 Kontroll (ingen doser.)	-			4		4
8 80 µgP/l ero P	3			6		6
9 270 µgP/l ero P	7			7		11
10 Kontroll (ingen doser.)	3			5		4
11 80 µgP/l ero P + sirk.	4			6		8
12 270 µgP/l ero P + sirk.	9			8		10
13 20 µgP/l kloakk P	14			10		8
14 20 µgP/l gjødse1 P	5			7		9
15 80 µgP/l gjødse1 P	40			31		30
16 20 µgP/l kloakk P + sirk.	13			8		11
17 20 µgP/l gjødse1 P + sirk.	8			8		12
18 80 µgP/l gjødse1 P + sirk.	41			29		30

Tabell P10. Omdalsvatn 1988. Ortofosfat i innhegningene. ($\mu\text{g P/l}$).

Dagnummer	0	2	6	10	16	20
Dato	22/7	24/7	28/7	1/8	7/8	11/8
Innhegning nr og dosering						
1 Kontroll (ingen doser.)	0.5			0.5		0.5
2 20 $\mu\text{gP/l}$ orto P	10			4		2
3 80 $\mu\text{gP/l}$ orto P	63			24.5		8
4 Kontroll (ingen doser.)	2			0.5		0.5
5 20 $\mu\text{gP/l}$ orto P + sirk.	11			5		3.5
6 80 $\mu\text{gP/l}$ orto P + sirk.	66.5			20.5		9.5
7 Kontroll (ingen doser.)	1			0.5		0.5
8 80 $\mu\text{gP/l}$ ero P	3			1.0		0.5
9 270 $\mu\text{gP/l}$ ero P	5.5			3.5		4.5
10 Kontroll (ingen doser.)	1.0			0.5		1.0
11 80 $\mu\text{gP/l}$ ero P + sirk.	3.0			1.0		1.0
12 270 $\mu\text{gP/l}$ ero P + sirk.	7.0			4.5		3.5
13 20 $\mu\text{gP/l}$ kloakk P	11.0			4.5		1.5
14 20 $\mu\text{gP/l}$ gjødse1 P	4.0			2.5		1.0
15 80 $\mu\text{gP/l}$ gjødse1 P	36.0			14.0		7.0
16 20 $\mu\text{gP/l}$ kloakk P + sirk.	10.5			4.0		3.0
17 20 $\mu\text{gP/l}$ gjødse1 P + sirk.	5.5			2.5		1.0
18 80 $\mu\text{gP/l}$ gjødse1 P + sirk.	36.5			14.5		9.0

Tabell P11. Omdalsvatn 1988. Total nitrogen i innhegningene ($\mu\text{gN/l}$).

Dagnummer	0	2	6	10	16	20
Dato	22/7	24/7	28/7	1/8	7/8	11/8
Innhegning nr og dosering						
1 Kontroll (ingen doser.)	-			161		174
2 20 $\mu\text{gP/l}$ orto P	266			222		192
3 80 $\mu\text{gP/l}$ orto P	554			341		291
4 Kontroll (ingen doser.)	174			174		180
5 20 $\mu\text{gP/l}$ orto P + sirk.	254			210		204
6 80 $\mu\text{gP/l}$ orto P + sirk.	540			315		297
7 Kontroll (ingen doser.)	-			167		174
8 80 $\mu\text{gP/l}$ ero P	254			180		155
9 270 $\mu\text{gP/l}$ ero P	341			198		186
10 Kontroll (ingen doser.)	180			174		174
11 80 $\mu\text{gP/l}$ ero P + sirk.	236			186		198
12 270 $\mu\text{gP/l}$ ero P + sirk.	365			210		210
13 20 $\mu\text{gP/l}$ kloakk P	309			242		222
14 20 $\mu\text{gP/l}$ gjødse1 P	248			204		198
15 80 $\mu\text{gP/l}$ gjødse1 P	464			339		278
16 20 $\mu\text{gP/l}$ kloakk P + sirk.	309			254		228
17 20 $\mu\text{gP/l}$ gjødse1 P + sirk.	254			210		192
18 80 $\mu\text{gP/l}$ gjødse1 P + sirk.	456			327		284

Tabell P12. Omdalsvatn 1988. Turbiditet i innhegningene. FTU

Dagnummer	0	2	6	10	16	20
Dato	22/7	24/7	28/7	1/8	7/8	11/8
Innhegning nr og dosering						
1 Kontroll (ingen doser.)	1.0			2.66		2.11
2 20 µgP/l orto P	1.47			3.18		2.34
3 80 µgP/l orto P	1.53			3.39		2.77
4 Kontroll (ingen doser.)	1.13			2.20		1.28
5 20 µgP/l orto P + sirk.	0.67			2.83		1.61
6 80 µgP/l orto P + sirk.	0.84			2.26		2.55
7 Kontroll (ingen doser.)	1.1			2.59		1.92
8 80 µgP/l ero P	20.0			15.57		8.08
9 270 µgP/l ero P	71.0			28.9		23.3
10 Kontroll (ingen doser.)	0.99			2.94		1.54
11 80 µgP/l ero P + sirk.	30.0			17.87		9.63
12 270 µgP/l ero P + sirk.	78.0			37.7		32.8
13 20 µgP/l kloakk P	1.29			3.72		1.36
14 20 µgP/l gjødse1 P	1.37			3.01		1.18
15 80 µgP/l gjødse1 P	1.98			2.93		1.72
16 20 µgP/l kloakk P + sirk.	0.86			2.46		1.94
17 20 µgP/l gjødse1 P + sirk.	1.22			2.55		1.09
18 80 µgP/l gjødse1 P + sirk.	2.74			4.12		1.86

Tabell P 13. Kvantitative planteplanktonprøver fra innhegning nr. 2,
 mm³/m³.

GRUPPER/ARTER	Dato=>	880801	880811

Cyanophyceae (Blågrønnalger)			
Anabaena flos-aquae		4.2	-
Sum		4.2	-
Chlorophyceae (Grønnalger)			
Cosmarium depressum (v.planctonicum)		.6	-
Cosmarium sp. (l=8,b=8)		11.2	-
Crucigenia tetrapedia		9.3	27.1
Monoraphidium dybowskii		24.3	5.6
Oocystis submarina v.variabilis		-	.9
Pediastrum tetras		10.3	3.1
Quadrigula korschikovii		.8	-
Scenedesmus denticulatus v.linearis		3.1	2.3
Sphaerocystis Schroeteri		.7	-
Tetraedron minimum v.scrobiculatum		160.4	211.3
Sum		220.6	250.4
Chrysophyceae (Gullalger)			
Bitrichia chodatii		2.5	-
Craspedomonader		.4	.9
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		2.7	4.5
Phaeaster aphanaster		1.2	-
Små chrysomonader (<7)		17.8	6.5
Store chrysomonader (>7)		20.2	10.1
Sum		44.9	22.1
Bacillariophyceae (Kiselalger)			
Cyclotella closterata		17.2	.4
Cyclotella coata		157.9	48.6
Cyclotella coata v.oligactis		824.2	84.1
Synedra acus v.radians		186.8	178.1
Synedra sp. (l=70-100)		40.5	78.5
Sum		1226.6	389.7
Cryptophyceae			
Katablepharis ovalis		6.7	3.4
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)		16.8	1.7
Sum		23.5	5.0
Dinophyceae (Fureflagellater)			
Ceratium hirundinella		20.0	-
Peridinium inconspicuum		-	.3
Sum		20.0	.3
My-alger			
Sum		20.6	13.3

Total		1560.3	680.8
=====			

Tabell P 14. Kvantitative planteplanktonprøver fra innhegning nr. 3,
mm³/m³.

GRUPPER/ARTER	Dato=>	880801	880811
Cyanophyceae (Blågrønnalger)			
Anabaena flos-aquae		2.3	.8
Sum		2.3	.8
Chlorophyceae (Grønnalger)			
Botryococcus braunii		.6	-
Chlamydomonas sp. (l=8)		3.7	-
Cosmarium depressum (v.planctonicum)		8.6	-
Cosmarium sp. (l=8,b=8)		20.6	1.9
Crucigenia tetrapedia		22.4	352.9
Dictyosphaerium subsolitarium		5.0	2.5
Monoraphidium dybowskii		14.8	2.8
Oocystis submarina v.variabilis		2.1	15.0
Pediastrum tetras		78.5	139.6
Scenedesmus sp.		-	8.4
Tetraedron minimum v.scrobiculatum		357.6	983.4
Tetraedron minimum v.tetralobulatum		-	.7
Sum		513.9	1507.1
Chrysophyceae (Gullalger)			
Craspedomonader		2.2	-
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		2.7	.7
Små chrysomonader (<7)		6.5	6.5
Store chrysomonader (>7)		32.4	8.1
Sum		43.8	15.3
Bacillariophyceae (Kiselalger)			
Cyclotella comta		145.8	24.9
Cyclotella comta v.oligactis		2304.5	44.9
Cyclotella glomerata		19.4	10.5
Cyclotella sp. (l=2-2.5,b=3-4) C.glom.?		411.2	13.0
Synedra acus v.radians		301.5	315.2
Synedra sp. (l=30-40)		17.4	-
Synedra sp. (l=70-100)		62.8	6.1
Synedra ulna		6.0	-
Sum		3268.6	414.6
Cryptophyceae			
Katablepharis ovalis		13.1	-
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)		32.4	17.4
Sum		45.5	17.4
Dinophyceae (Fureflagellater)			
Ceratium hirundinella		10.0	5.0
Sum		10.0	5.0
My-alger			
Sum		-	123.0

Total		3884.1	2083.2
=====			

Tabell P 15. Kvantitative planteplanktonprøver fra innhegning nr. 4,
mm³/m³.

GRUPPER/ARTER	Dato=>	880722

Cyanophyceae (Blågrønnalger)		
Anabaena flos-aquae		.8
Chroococcus minutus		3.7
Sum		4.5
Chlorophyceae (Grønnalger)		
Cosmarium sp.2 (l=10,b=12)		5.6
Monoraphidium dybowskii		9.0
Oocystis parva		.1
Oocystis submarina v.variabilis		1.7
Pediastrum tetras		.1
Quadrigula korschikovii		.1
Scenedesmus quadricauda		.2
Tetraedron minimum v.scrobiculatum		76.4
Sum		93.1
Chrysophyceae (Gullalger)		
Bitrichia chodatii		2.2
Dinobryon divergens (v.schauinslandii ?)		3.3
Dinobryon sociale v.americanum		.4
Løse celler Dinobryon spp.		1.3
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		2.3
Pseudokephyrion entzii		.2
Små chryomonader (<7)		7.7
Store chryomonader (>7)		5.1
Sum		22.4
Bacillariophyceae (Kiselalger)		
Cyclotella comta		13.5
Cyclotella comta v.oligactis		74.7
Cyclotella glomerata		5.1
Synedra sp.1 (l=40-70)		.1
Sum		93.4
Cryptophyceae		
Katablepharis ovalis		2.8
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)		7.2
Sum		10.0
Dinophyceae (Fureflagellater)		
Ceratium hirundinella		60.0
Gymnodinium cf.lacustre		1.1
Ubest.dinoflagellat		.6
Sum		61.7
My-alger		
Sum		8.1

Total		293.3
=====		

Tabell P 16. Kvantitative planteplanktonprøver fra innhegning nr. 5,
 mm³/m³.

GRUPPER/ARTER	Dato=>	880801	880811

Cyanophyceae (Blågrønnalger)			
Anabaena flos-aquae		7.9	-
Chroococcus minutus		1.9	.3
Sum		9.8	.3
Chlorophyceae (Grønnalger)			
Botryococcus braunii		-	1.8
Cosmarium depressum (v.planctonicum)		-	1.1
Cosmarium sp. (l=8,b=8)		8.9	-
Crucigenia tetrapedia		43.0	29.0
Dictyosphaerium subsolitarium		1.5	-
Monoraphidium dybowskii		19.2	4.7
Nephrocytium lunatum		.2	-
Oocystis submarina v.variabilis		1.6	-
Pediastrum boryanum		-	1.2
Quadrigula korschikovii		.7	-
Scenedesmus denticulatus v.linearis		-	2.2
Sphaerocystis schroeteri		.7	-
Tetraedron minimum v.scrobiculatum		281.3	368.8
Sum		356.9	408.7
Chrysophyceae (Gullalger)			
Bitrichia chodatii		3.9	-
Chrysochromulina parva		-	2.7
Chrysococcus cordiformis		1.2	2.7
Craspedomonader		.4	6.7
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		4.9	8.4
Små chrysomonader (<7)		13.4	33.2
Stichogloea doederleinii		1.8	-
Store chrysomonader (>7)		10.1	32.4
Sum		35.7	86.2
Bacillariophyceae (Kiselalger)			
Cyclotella comta		59.8	14.9
Cyclotella comta v.oligactis		563.5	168.2
Cyclotella glomerata		2.0	7.0
Cyclotella sp. (l=2-2.5,b=3-4)		-	1.6
Synedra acus v.angustissima		-	.5
Synedra acus v.radians		154.1	335.7
Synedra sp. (l=70-100)		26.6	178.0
Sum		806.0	705.9
Cryptophyceae			
Cyathomonas truncata		-	.8
Katablepharis ovalis		7.8	4.5
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)		2.8	-
Sum		10.7	5.3
Dinophyceae (Fureflagellater)			
Ceratium hirundinella		5.0	-
Sum		5.0	-
My-alger			
Sum		24.8	18.6

Total		1248.8	1225.0
=====			

Tabell P 17. Kvantitative planteplanktonprøver fra innhegning nr. 6, mm^3/m^3 .

GRUPPER/ARTER	Dato=>	880801	880811

Cyanophyceae (Blågrønnalger)			
Anabaena flos-aquae		22.3	1.0
Sum		22.3	1.0
Chlorophyceae (Grønnalger)			
Ankistrodesmus falcatus		-	.5
Chlamydomonas sp. (l=10)		4.4	-
Cosmarium depressum (v.planctonicum)		5.0	11.6
Cosmarium sp. (l=8,b=8)		22.4	5.6
Cosmarium subcostatum		-	.3
Crucigenia tetrapedia		67.3	557.0
Dictyosphaerium subsolitarium		12.0	-
Monoraphidium dybowskii		8.4	5.3
Oocystis submarina v.variabilis		1.9	4.4
Pediastrum tetras		139.6	200.6
Quadrigula korschikovii		.9	.1
Scenedesmus arcuatus		9.3	-
Scenedesmus denticulatus v.linearis		-	22.4
Scenedesmus ecornis		3.1	-
Scenedesmus spp.		-	2.3
Selenastrum capricornutum (Raph.subc.)		-	4.0
Tetraedron minus v.scrobiculatum		191.9	294.1
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)		24.3	78.5
Sum		490.4	1186.5
Chrysophyceae (Gullalger)			
Bitrichia chodatii		.3	-
Chrysococcus cordiformis		7.5	16.0
Craspedomonader		.7	3.2
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		.7	-
Små chrysoanader (<7)		10.5	.8
Stichogloea doederleinii		4.3	-
Store chrysoanader (>7)		81.0	-
Sum		105.0	20.0
Bacillariophyceae (Kiselalger)			
Cyclotella comta		145.7	5.9
Cyclotella comta v.oligactis		1356.9	6.2
Cyclotella glomerata		28.0	6.4
Cyclotella sp. (l=2-2.5,b=3-4)		127.8	-
Nitzschia gracilis		1.5	3.7
Synedra acus v.radians		194.3	482.1
Synedra sp. (l=30-40)		32.4	-
Synedra sp.1 (l=40-70)		40.6	70.1
Synedra ulna		4.0	-
Tabellaria flocculosa		.5	.6
Sum		1931.7	575.1
Cryptophyceae			
Katablepharis ovalis		5.6	-
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)		2.9	.6
Sum		8.5	.6
Dinophyceae (Fureflagellater)			
Ceratium hirundinella		10.0	-
Peridinium inconspicuum		.6	-
Sum		10.6	-
My-alger			
Sum		9.2	113.4

Total		2577.7	1896.5
=====			

Tabell P 19. Kvantitative planteplanktonprøver fra innhegning nr. 8,
mm³/m³.

GRUPPER/ARTER	Dato=>	880801	880811

Chlorophyceae (Grønnalger)			
Crucigenia tetrapedia		9.3	4.7
Elakatothrix gelatinosa		.3	-
Monoraphidium dybowskii		12.0	14.5
Oocystis submarina v.variabilis		2.1	.9
Tetraedron minimum v.scrobiculatum		105.8	44.2
Sum		129.5	64.3
Chrysophyceae (Gullalger)			
Bitrichia chodatii		-	.4
Chrysococcus cordiformis		1.2	-
Craspedomonader		.6	11.6
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		8.9	3.0
Pseudokephyrion entzii		.3	-
Små chrysoomonader (<7)		18.2	21.1
Store chrysoomonader (>7)		4.0	14.2
Sum		33.2	50.2
Bacillariophyceae (Kiselalger)			
Cyclotella coata		5.0	-
Cyclotella coata v.oligactis		95.3	22.4
Synedra sp.1 (l=40-70)		.2	-
Sum		100.5	22.4
Cryptophyceae			
Katablepharis ovalis		5.0	1.9
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)		1.7	-
Sum		6.7	1.9
Dinophyceae (Fureflagellater)			
Gyrodinium cf.lacustre		.9	-
Peridinium inconspicuum		-	4.4
Sum9	4.4
My-alger			
Sum		27.3	24.7

Total		298.2	167.8
=====			

Tabell P 20. Kvantitative planteplanktonprøver fra innhegning nr. 9,
mm³/m³.

Tabell P⁴⁰ Kvantitative planteplanktonprøver fra: Innhegning 9
Volum mm³/m³

GRUPPER/ARTER	Dato=>	880801	880811

Chlorophyceae (Brønnalger)			
Crucigenia tetrapedia		-	7.5
Monoraphidium dybowskii		1.9	9.2
Oocystis submarina v.variabilis		-	1.9
Paramastix conifera		-	.8
Tetraedron minimum v.scrobiculatum		103.7	50.1
Sum		105.6	69.5
Chrysophyceae (Gullalger)			
Craspedomonader		-	15.7
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		6.4	6.7
Små chrysoomonader (<7)		31.6	21.9
Store chrysoomonader (>7)		16.2	20.2
Sum		54.2	64.5
Bacillariophyceae (Kiselalger)			
Cyclotella comta v.oligactis		89.7	9.3
Sum		89.7	9.3
Cryptophyceae			
Katablepharis ovalis		-	.9
Sum		-	.9
Dinophyceae (Fureflagellater)			
Ceratium hirundinella		5.0	15.0
Sum		5.0	15.0
My-alger			
Sum		-	27.3

Total		254.5	186.5
=====			

Tabell P 21. Kvantitative planteplanktonprøver fra innhegning nr. 10,
mm³/m³.

GRUPPER/ARTER	Dato=>	880722	880801	880811

Cyanophyceae (Blågrønnalger)				
Anabaena flos-aquae		.5	.7	-
Chroococcus minutus		.2	-	-
Sum7	.7	-
Chlorophyceae (Grønnalger)				
Rotyococcus braunii		.6	-	-
Cosmarium depressum (v.planctonicum)		-	.6	.6
Cosmarium subcostatum		.3	-	-
Crucigenia tetrapedia		-	3.9	.6
Monoraphidium dybowski		11.8	10.5	6.3
Oocystis submarina v.variabilis		1.4	3.8	2.6
Quadrigula korschikovii		.1	-	-
Scenedesmus denticulatus v.linearis		-	1.0	.5
Scenedesmus quadricauda		.2	-	-
Sphaerocystis Schroeteri		3.1	-	-
Tetraedron minus v.scrobiculatum		62.1	137.1	88.8
Sum		79.6	156.7	99.3
Chrysophyceae (Gullalger)				
Bitrichia chodatii		1.7	1.2	.6
Craspedomonader		-	1.1	11.7
Dinobryon divergens (v.schauinslandii ?)		1.2	-	-
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		.8	.3	1.6
Phaeaster aphanaster		1.9	1.2	-
Små chrysoomonader (<7)		10.9	1.4	2.8
Stichogloea doederleinii		-	-	1.4
Store chrysoomonader (>7)		14.2	3.0	6.1
Sum		30.7	8.3	24.3
Bacillariophyceae (Kiselalger)				
Cyclotella comta		14.9	9.0	1.9
Cyclotella comta v.oligactis		89.7	89.7	7.0
Cyclotella glomerata		7.8	6.2	2.8
Synedra sp.1 (l=40-70)		.2	.1	.1
Sum		112.7	105.0	11.8
Cryptophyceae				
Katablepharis ovalis		.6	-	.5
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)		7.5	-	-
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?		1.1	-	-
Sum		9.2	-	.5
Dinophyceae (Fureflagellater)				
Ceratium hirundinella		85.0	5.0	-
Sum		85.0	5.0	-
My-alger				
Sum		10.5	6.1	9.2

Total		328.3	281.8	145.1
=====				

Tabell P 22. Kvantitative planteplanktonprøver fra innhegning nr. 11,
mm³/m³.

GRUPPER/ARTER	Dato=>	880801	880811

Cyanophyceae (Blågrønnalger)			
Gomphosphaeria lacustris		.2	-
Sum2	-
Chlorophyceae (Grønnalger)			
Crucigenia tetrapedia		9.3	8.7
Monoraphidium dybowskii		9.5	5.8
Oocystis submarina v.variabilis		-	.6
Scenedesmus denticulatus v.linearis		.5	-
Tetraedron minimum v.scrobiculatum		73.8	74.1
Sum		93.2	89.3
Chrysophyceae (Gullalger)			
Chrysochromulina parva		-	.8
Craspedomonader		-	12.1
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		8.1	1.7
Små chrysoomonader (<7)		14.6	18.6
Store chrysoomonader (>7)		12.1	8.1
Sum		34.8	41.4
Bacillariophyceae (Kiselalger)			
Cyclotella comta		-	.6
Cyclotella comta v.oligactis		58.2	47.6
Synedra sp.1 (l=40-70)		-	.1
Sum		58.2	48.3
Cryptophyceae			
Katablepharis ovalis		7.5	.3
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)		2.5	.3
Sum		10.0	.6
My-alger			
Sum		-	24.7

Total		196.4	204.2
=====			

Tabell P 23. Kvantitative planteplanktonprøver fra innhegning nr. 12,
mm³/m³.

Tabell P 23. Kvantitative planteplanktonprøver fra: Innhegning 12
Volum mm³/m³

GRUPPER/ARTER	Dato=>	880801	880811

Chlorophyceae (Grønnalger)			
<i>Monoraphidium dybowskii</i>		-	2.3
<i>Tetraedron minimum</i> v. <i>scrobiculatum</i>		47.3	27.7
Sum		47.3	30.1
Chrysophyceae (Gullalger)			
<i>Craspedomonader</i>		-	1.4
Små chrysonader (<7)		15.0	25.1
Store chrysonader (>7)		10.1	20.2
Sum		25.1	46.8
Bacillariophyceae (Kiselalger)			
<i>Cyclotella comta</i>		-	4.4
<i>Cyclotella comta</i> v. <i>oligactis</i>		30.8	47.6
Sum		30.8	52.0
Cryptophyceae			
<i>Katablepharis ovalis</i>		1.7	-
Sum		1.7	-
Dinophyceae (Fureflagellater)			
<i>Ceratium hirundinella</i>		20.0	10.0
Sum		20.0	10.0

Total		124.9	138.9
=====			

Tabell P 24. Kvantitative planteplanktonprøver fra innhegning nr. 13,
mm³/m³.

Tabell P.44 Kvantitative planteplanktonprøver fra: Innhegning 13
Volum mm³/m³

GRUPPER/ARTER	Dato=>	880801	880811

Chlorophyceae (Grønnalger)			
Botryococcus braunii		1.2	.6
Cosmarium depressum (v.planctonicum)		.6	-
Crucigenia tetrapedia		10.1	7.5
Gyromitus cordiformis		1.4	-
Monoraphidium dybowskii		1.3	-
Paramastix conifera		-	1.7
Scenedesmus denticulatus v.linearis		6.2	-
Tetraedron minimum v.scrobiculatum		80.2	148.2
Sum		101.0	158.0
Chrysophyceae (Gullalger)			
Craspedomonader		.4	26.3
Epipyxis polymorpha		6.2	-
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		5.0	2.4
Små chrysoomonader (<7)		50.2	23.5
Stichogloea doederleinii		1.1	-
Store chrysoomonader (>7)		40.5	12.1
Sum		103.4	64.3
Bacillariophyceae (Kiselalger)			
Cyclotella comta		2.9	-
Cyclotella comta v.oligactis		142.9	34.4
Cyclotella glomerata		4.5	-
Synedra acus v.radians		11.2	6.0
Synedra sp. (l=70-100)		2.6	-
Tabellaria fenestrata		-	.3
Sum		164.1	40.7
Cryptophyceae			
Katablepharis ovalis		-	2.8
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)		12.5	2.5
Sum		12.5	5.3
Dinophyceae (Fureflagellater)			
Ceratium hirundinella		90.0	20.0
Gymnodinium cf.lacustre		3.3	-
Sum		93.3	20.0
My-alger			
Sum		16.7	9.3

Total		491.0	297.7
=====			

Tabell P 25. Kvantitative planteplanktonprøver fra innhegning nr. 14,
mm³/m³.

Tabell 245
Kvantitative planteplanktonprøver fra: Innhegning 14
Volum mm³/m³

GRUPPER/ARTER	Dato=>	880801	880811
Cyanophyceae (Blågrønnalger)			
Anabaena flos-aquae		1.3	.1
Sum		1.3	.1
Chlorophyceae (Grønnalger)			
Botryococcus braunii		-	.6
Cosmarium depressum (v.planctonicum)		.6	-
Cosmarium sp. (l=8,b=8)		.5	-
Crucigenia tetrapedia		12.1	3.7
Gyrodinium cordiformis		1.2	-
Monoraphidium dybowskii		5.5	2.3
Oocystis submarina v.variabilis		1.5	.7
Tetraedron minimum v.scrobiculatum		119.9	27.0
Ubest.gr.flagellat		9.2	-
Sum		150.5	34.4
Chrysophyceae (Gullalger)			
Bitrichia chodatii		1.4	.3
Chromulina sp.		-	.6
Chrysochromulina parva		5.9	1.8
Craspedomonader		3.2	1.3
Dinobryon crenulatum		1.9	-
Dinobryon divergens (v.schaulerderii)		1.8	-
Dinobryon sociale v.americanum		3.4	-
Epipyxis polymorpha		1.9	-
Løse celler Dinobryon spp.		1.7	-
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		8.9	3.2
Små chrysoomonader (<7)		36.4	9.7
Store chrysoomonader (>7)		34.4	4.0
Sum		100.8	21.0
Bacillariophyceae (Kiselalger)			
Cyclotella coata		.9	-
Cyclotella coata v.oligactis		161.5	25.1
Cyclotella glomerata		4.2	-
Synedra acus v.radians		4.1	.7
Sum		170.6	25.9
Cryptophyceae			
Katablepharis ovalis		.6	1.4
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)		1.9	1.7
Sum		2.4	3.1
Dinophyceae (Fureflagellater)			
Ceratium hirundinella		150.0	85.0
Sum		150.0	85.0
My-alger			
Sum		16.3	7.0
Total		592.0	176.4

Tabell P 26. Kvantitative planteplanktonprøver fra innhegning nr. 15,
mm³/m³.

Tabell 946 Kvantitative planteplanktonprøver fra: Innhegning 15
Volum mm³/m³

GRUPPER/ARTER	Dato=>	880801	880811
Cyanophyceae (Blågrønnalger)			
Anabaena flos-aquae		3.9	2.6
Chroococcus minutus		3.1	-
Sum		7.0	2.6
Chlorophyceae (Grønnalger)			
Botryococcus braunii		.6	-
Cosmarium depressum (v.planctonicum)		.6	1.1
Cosmarium sp. (l=8,b=8)		.9	-
Crucigenia tetrapedia		22.4	89.7
Elakatothrix gelatinosa		.6	-
Monoraphidium dybowskii		29.9	20.1
Oocystis submarina v.variabilis		5.0	-
Scourfieldia cf.cordiformis		-	.1
Sphaerocystis schroeteri		.5	-
Tetraedron minimum v.scrobiculatum		610.0	741.4
Ubest.cocc.gr.alge (Chlorella sp.?)		-	3.5
Sum		670.5	855.8
Chrysophyceae (Gullalger)			
Craspedomonader		2.2	13.1
Dinobryon divergens (v.schauinslandii ?)		.4	-
Epipyxis polymorpha		10.0	4.4
Løse celler Dinobryon spp.		-	1.9
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		9.4	10.8
Små chrysomonader (<7)		33.2	29.2
Stichogloea doederleinii		1.1	-
Store chrysomonader (>7)		121.5	12.1
Sum		177.8	71.4
Bacillariophyceae (Kiselalger)			
Cyclotella comta		122.1	13.1
Cyclotella comta v.oligactis		348.9	149.5
Cyclotella glomerata		2.2	47.1
Cyclotella sp. (l=2-2.5,b=3-4)		-	40.4
Synedra acus v.radians		1.9	5.8
Sum		475.1	255.8
Cryptophyceae			
Cyathomonas truncata		-	3.1
Katablepharis ovalis		18.7	5.6
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)		223.5	22.4
Sum		242.2	31.1
Dinophyceae (Fureflagellater)			
Ceratium hirundinella		215.0	190.0
Sum		215.0	190.0
My-alger			
Sum		14.5	41.5
Total		1802.0	1448.3

Tabell P 27. Kvantitative planteplanktonprøver fra innhegning nr. 16,
mm³/m³.

Tabell 244 Kvantitative planteplanktonprøver fra: Innhegning 16
Volum mm³/m³

GRUPPER/ARTER	Dato=>	880801	880811

Cyanophyceae (Blågrønnalger)			
Anabaena flos-aquae		3.4	-
Chroococcus minutus		.1	-
Sum		3.5	-
Chlorophyceae (Grønnalger)			
Cosmarium depressum (+v.planctonicum)		5.0	.6
Crucigenia tetrapedia		11.2	9.3
Monoraphidium dybowskii		14.0	1.5
Sphaerocystis Schroeteri		.6	-
Tetraedron minimum v.scrobiculatum		175.2	321.0
Sum		205.9	332.4
Chrysophyceae (Gullalger)			
Chrysococcus cordiformis		-	2.2
Craspedomonader		5.7	37.8
Dinobryon divergens (v.schauinslandii)		.2	-
Epipyxis polymorpha		11.2	-
Ochromonas sp. (d=3,5-4)		27.3	2.5
Små chrysomonader (<7)		60.7	22.3
Store chrysomonader (>7)		76.9	30.4
Sum		182.0	95.2
Bacillariophyceae (Kiselalger)			
Cyclotella comta		8.7	5.0
Cyclotella comta v.oligactis		195.9	2.6
Cyclotella glomerata		2.2	4.2
Nitzschia gracilis		-	5.0
Synedra acus v.radians		28.1	37.4
Synedra sp.1 (l=40-70)		-	9.8
Tabellaria fenestrata		-	3.0
Sum		235.0	67.0
Cryptophyceae			
Cyathomonas truncata		.8	.8
Katablepharis ovalis		3.4	6.1
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantical)		15.0	5.6
Sum		19.2	12.5
Dinophyceae (Fureflagellater)			
Ceratium hirundinella		75.0	-
Sum		75.0	-
My-alger			
Sum		10.6	7.2

Total		731.1	514.3
=====			

Tabell P 28. Kvantitative planteplanktonprøver fra innhegning nr. 17,
mm³/m³.

Tabell P48 Kvantitative planteplanktonprøver fra: Innhegning 17
Volum mm³/m³

GRUPPER/ARTER	Dato=>	880801	880811

Cyanophyceae (Blågrønnalger)			
Anabaena flos-aquae		3.9	-
Sum		3.9	-
Chlorophyceae (Grønnalger)			
Botryococcus braunii		-	.6
Cosmarium depressum (v.planctonicum)		.6	2.2
Crucigenia tetrapedia		13.7	.8
Monoraphidium dybowski		9.3	1.2
Oocystis submarina v.variabilis		1.1	-
Sphaerocystis schroeteri		2.3	-
Tetraedron minimum v.scrobiculatum		213.1	102.0
Sum		240.1	106.9
Chrysophyceae (Gullalger)			
Bitrichia chodatii		.3	-
Chrysococcus cordiformis		1.2	-
Craspedomonader		6.5	19.8
Dinobryon divergens (v.schauinslandii ?)		.2	-
Epipyxis polymorpha		.6	-
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		13.3	11.4
Små chrysomonader (<7)		21.1	13.8
Store chrysomonader (>7)		38.5	-
Sum		81.7	45.0
Bacillariophyceae (Kiselalger)			
Cyclotella comta		5.0	3.5
Cyclotella comta v.oligactis		165.7	10.6
Cyclotella glomerata		2.2	3.5
Synedra acus v.radians		2.4	-
Synedra sp.1 (l=40-70)		-	.7
Sum		175.3	18.3
Cryptophyceae			
Katablepharis ovalis		4.7	.9
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplantica)		.8	-
Sum		5.5	.9
Dinophyceae (Fureflagellater)			
Ceratium hirundinella		65.0	-
Gymnodinium cf.lacustre		1.1	-
Peridinium inconspicuum		.6	-
Sum		66.7	-
My-alger			
Sum		10.2	5.1

Total		583.4	176.2
=====			

Tabell P 29. Kvantitative planteplanktonprøver fra innhegning nr. 18,
mm³/m³.

Tabell P 29 Kvantitative planteplanktonprøver fra: Innhegning 18
Volum mm³/m³

GRUPPER/ARTER	Dato=>	880801	880811
Cyanophyceae (Blågrønnalger)			
Anabaena flos-aquae		11.2	7.8
Gomphosphaeria lacustris		.4	.4
Sum		11.6	8.2
Chlorophyceae (Grønnalger)			
Cosmarium depressum (v.planctonicum)		1.7	1.1
Crucigenia tetrapedia		37.7	49.8
Dictyosphaerium subsolitarium		1.0	-
Elakatothrix gelatinosa		.7	-
Monoraphidium dybowskii		7.5	9.5
Docystis submarina v.variabilis		-	.7
Paramastix conifera		1.6	-
Pediastrum tetras		65.4	9.3
Sphaerocystis schroeteri		2.2	-
Tetraedron minimum v.scrobiculatum		260.7	479.6
Sum		378.5	550.1
Chrysophyceae (Gullalger)			
Chrysochromulina parva		4.8	2.0
Craspedomonader		6.0	9.7
Dinobryon divergens (v.schauinslandii?)		1.0	-
Epipyxis polymorpha		7.8	-
Ochromonas sp. (d=3.5-4)		9.8	12.4
Små chrysomonader (<7)		82.6	25.1
Store chrysomonader (>7)		121.5	8.1
Sum		233.4	57.4
Bacillariophyceae (Kiselalger)			
Cyclotella comta		279.1	47.3
Cyclotella comta v.oligactis		970.6	196.2
Cyclotella glomerata		10.0	-
Cyclotella sp. (l=2-2.5,b=3-4)		2.5	-
Synedra acus v.radians		59.8	209.3
Synedra sp.1 (l=40-70)		2.6	5.2
Sum		1324.6	458.1
Cryptophyceae			
Cryptomonas marssonii		13.7	-
Katablepharis ovalis		13.5	19.1
Rhodomonas lacustris (+v.nannoplanctica)		30.1	-
Sum		57.3	19.1
Dinophyceae (Fureflagellater)			
Ceratium hirundinella		125.0	30.0
Gyanodinium cf.lacustre		7.0	-
Peridinium inconspicuum		-	.3
Sum		132.0	30.3
My-alger			
Sum		52.3	10.6
Total		2189.7	1133.7

Tabell P30. Organisk materiale (TOC mg/m²) på flisene ved ulike tidspunkt under forsøket.

Rennenr. og dosering	Dato Dagnr.	12/9 1	19/9 7	26/9 14	3/10 21
R2 + 5 µgP/l (orto-P)		0	2.90	1.83	3.39
R3 +15 µgP/l (orto-P)		0	3.06	1.96	3.37
R4 ingen dosering		0	0.39	0.68	1.10
R5 + 5 µgP/l (ero-P)		0	1,36	2.79	4.86
R6 +15 µgP/l (ero-P)		0	2.70	3.18	4.87

Tabell P31. Klorofyll (mg kl a/m²) på flisene ved ulike tidspunkt under forsøket.

Rennenr. og dosering	Dato Dagnr.	12/9 1	19/9 7	26/9 14	3/10 21
R2 + 5 µgP/l (orto-P)		0	41.0	37.2	43.9
R3 +15 µgP/l (orto-P)		0	46.8	33.7	55.2
R4 ingen dosering		0	1.17	3.37	5.12
R5 + 5 µgP/l (ero-P)		0	5.79	16.9	28.5
R6 +15 µgP/l (ero-P)		0	14.2	16.9	31.7

Tabell P32. Relativ mengde klorofyll i forhold til total mengde materiale på flisene ved ulike tidspunkt under forsøket ($\mu\text{g kla/mg TV}$).

Rennenr. og dosering	Dato Dagnr.	12/9 1	19/9 7	26/9 14	3/10 21
R2 + 5 $\mu\text{gP/l}$ (orto-P)		0	3.18	3.80	3.95
R3 +15 $\mu\text{gP/l}$ (orto-P)		0	3.48	3.70	3.90
R4 ingen dosering		0	0.35	0.86	0.76
R5 + 5 $\mu\text{gP/l}$ (ero-P)		0	0.11	0.15	0.18
R6 +15 $\mu\text{gP/l}$ (ero-P)		0	0.14	0.09	0.14

Tabell P33. Relativ mengde organisk materiale i forhold til total mengde materiale på flisene ved ulike tidspunkt under forsøket ($\mu\text{gTOC/mg TV}$).

Rennenr. og dosering	Dato Dagnr.	12/9 1	19/9 7	26/9 14	3/10 21
R2 + 5 $\mu\text{gP/l}$ (orto-P)		0	225.8	208.0	234.8
R3 +15 $\mu\text{gP/l}$ (orto-P)		0	227.5	217.0	236.3
R4 ingen dosering		0	127.6	158.5	164.3
R5 + 5 $\mu\text{gP/l}$ (ero-P)		0	25.6	24.9	30.7
R6 +15 $\mu\text{gP/l}$ (ero-P)		0	26.0	16.0	19.8

Tabell P34. Akkumulert materiale på de høstede fliser (100 cm²).

Dato : 19/9-88 Dagnr: 7 Rennenr.(flisnr.)	Total vekt mg	Total Klorofyll µg	Total TOC mg	Relativ K1a µg/mgTV	Relativ TOC µg/mgTV
R2 (7)	111	332	24.6	2.99	222
R2 (19)	145	494	33.2	3.41	229
R2 (28)	128	406	28.5	3.17	223
R2 (33)	130	407	29.8	3.13	229
Middelverdi (R2)	128.5	410	29.0	3.18	225.8
Standard avvik	12.0	57	3.1	0.15	3.3

Tabell P35. Akkumulert materiale på de høstede fliser (100 cm²).

Dato : 26/9-88 Dagnr: 14 Rennenr.(flisnr.)	Total vekt mg	Total Klorofyll µg	Total TOC mg	Relativ K1a µg/mgTV	Relativ TOC µg/mgTV
R2 (35)	89.7	361	18.7	4.03	208
R2 (9)	87.7	341	18.6	3.89	212
R2 (16)	87.3	331	18.9	3.79	216
R2 (23)	86.1	303	16.9	3.52	196
Middelverdi (R2)	87.7	372	18.3	3.80	208
Standard avvik	1.3	57	0.8	0.18	7.4

Tabell P36. Akkumulert materiale på de høstede fliser (100 cm²).

Dato : 3/10-88 Dagnr: 21 Rennenr. (flisnr.)		Total vekt mg	Total Klorofyll µg	Total TOC mg	Relativ K1a µg/mgTV	Relativ TOC µg/mgTV
R2	(10)	154	713	37.4	4.63	243
R2	(20)	149	575	35.6	3.86	239
R2	(26)	141	547	32.0	3.88	227
R2	(38)	133	454	30.6	3.41	230
Middelverdi (R2)		144.3	439	33.9	3.95	234.8
Standard avvik		8.0	118	2.7	0.4	6.4

Tabell P37. Akkumulert materiale på de høstede fliser (100 cm²).

Dato : 19/9-88 Dagnr: 7 Rennenr. (flisnr.)		Total vekt mg	Total Klorofyll µg	Total TOC mg	Relativ K1a µg/mgTV	Relativ TOC µg/mgTV
R3	(7)	127	409	27.9	3,22	220
R3	(19)	143	542	34.0	3.79	238
R3	(28)	144	488	33.1	3.39	230
R3	(33)	123	433	27.3	3.52	222
Middelverdi (R3)		134	468	30.6	3.48	227.5
Standard avvik		9.3	51	3.0	0.2	7.1

Tabell P38. Akkumulert materiale på de høstede fliser (100 cm²).

Dato : 26/9-88 Dagnr: 14 Rennenr.(flisnr.)		Total vekt	Total Klorofyll	Total TOC	Relativ K1a	Relativ TOC
		mg	µg	mg	µg/mgTV	µg/mgTV
R3	(9)	94.3	352	20.4	3.73	216
R3	(16)	92.5	433	22.4	4.68	242
R3	(23)	87.7	283	18.6	3.23	212
R3	(35)	84.7	281	16.8	3.32	198
Middelverdi (R3)		89.8	337	19.6	3.70	217
Standard avvik		3.8	62	2.1	0.6	15.9

Tabell P39. Akkumulert materiale på de høstede fliser (100 cm²).

Dato : 3/10-88 Dagnr: 21 Rennenr.(flisnr.)		Total vekt	Total Klorofyll	Total TOC	Relativ K1a	Relativ TOC
		mg	µg	mg	µg/mgTV	µg/mgTV
R3	(11)	158	648	39.5	4.10	250
R3	(21)	136	506	30.6	3.72	225
R3	(26)	136	537	33.3	3.95	245
R3	(38)	140	515	31.5	3.68	225
Middelverdi (R3)		142.5	552	33.7	3.90	236
Standard avvik		9.1	56	3.5	0.17	11.4

Tabell P40. Akkumulert materiale på de høstede fliser (100 cm²).

Dato : 19/9-88 Dagnr: 7 Rennenr.(flisnr.)		Total vekt mg	Total Klorofyll µg	Total TOC mg	Relativ K1a µg/mgTV	Relativ TOC µg/mgTV
R4	(7)	40.6	11.0	3.89	0.27	95.7
R4	(19)	28.5	12.5	3.76	0.44	132
R4	(28)	29.8	13.7	4.08	0.46	137
R4	(33)	25.2	9.8	3.68	0.39	146
Middelverdi (R4)		31.0	11.7	3.90	0.35	127.6
Standard avvik		5.8	1.4		0.07	19.1

Tabell P41. Akkumulert materiale på de høstede fliser (100 cm²).

Dato : 26/9-88 Dagnr: 14 Rennenr.(flisnr.)		Total vekt mg	Total Klorofyll µg	Total TOC mg	Relativ K1a µg/mgTV	Relativ TOC µg/mgTV
R4	(9)	50.2	51.7	8.58	1.03	171
R4	(16)	46.1	43.3	7.56	0.94	164
R4	(23)	38.2	31.3	5.81	0.82	152
R4	(35)	35.6	23.1	5.23	0.65	147
Middelverdi		42.5	37.3	6.80	0.86	158.5
Standard avvik		5.9	10.9	1.30	0.14	9.5

Tabell P42. Akkumulert materiale på de høstede fliser (100 cm²).

Dato : 3/10-88 Dagnr: 21 Rennenr.(flisnr.)		Total vekt mg	Total Klorofyll µg	Total TOC mg	Relativ K1a µg/mgTV	Relativ TOC µg/mgTV
R4	(11)	78.8	75.6	14.2	0.96	180
R4	(21)	55.6	34.4	8.45	0.62	152
R4	(26)	73.3	59.3	12.7	0.81	173
R4	(38)	56.4	35.5	8.57	0.63	152
Middelverdi		66.0	51.2	11.0	0.76	164.3
Standard avvik		0.2	17.2	2.5	0.14	12.5

Tabell P43. Akkumulert materiale på de høstede fliser (100 cm²).

Dato : 19/9-89 Dagnr: 7 Rennenr.(flisnr.)		Total vekt mg	Total Klorofyll µg	Total TOC mg	Relativ K1a µg/mgTV	Relativ TOC µg/mgTV
R5	(7)	646	58.1	14.4	0.09	22.3
R5	(19)	563	56.3	14.1	0.10	25.0
R5	(28)	450	63.0	13.1	0.14	29.0
R5	(33)	492	54.0	12.7	0.11	25.9
Middelverdi		537.7	57.9	13.6	0.11	25.6
Standard avvik		74.4	3.0	0.7	0.02	2.4

Tabell P44. Akkumulert materiale på de høstede fliser (100 cm²).

Dato : 26/9-88 Dagnr: 14 Rennenr.(flisnr.)		Total vekt mg	Total Klorofyll µg	Total TOC mg	Relativ K1a µg/mgTV	Relativ TOC µg/mgTV
R5	(9)	1400	252	39.1	0.18	27.9
R5	(16)	1170	164	28.8	0.14	24.6
R5	(23)	961	135	22.7	0.14	23.6
R5	(35)	894	126	21.0	0.14	23.5
Middelverdi (R5)		1106	169	27.9	0.15	24.9
Standard avvik		198	50	7.1	0.01	1.8

Tabell P45. Akkumulert materiale på de høstede fliser (100 cm²).

Dato : 3/10-88 Dagnr: 21 Rennenr.(flisnr.)		Total vekt mg	Total Klorofyll µg	Total TOC mg	Relativ K1a µg/mgTV	Relativ TOC µg/mgTV
R5	(11)	1840	350	60.7	0.19	33.0
R5	(21)	1600	288	49.6	0.18	31.0
R5	(26)	1450	232	39.0	0.16	26.9
R5	(38)	1420	270	45.2	0.19	31.8
Middelverdi (R5)		1577	285	48.6	0.18	30.7
Standard avvik		166	43	7.9	0.01	2.2

Tabell P46. Akkumulert materiale på de høstede fliser (100 cm²).

Dato : 19/9-88 Dagnr: 7 Rennenr.(flisnr.)	Total vekt mg	Total Klorofyll µg	Total TOC mg	Relativ K1a µg/mgTV	Relativ TOC µg/mgTV
R6 (7)	1110	144	28.5	0.13	25.7
R6 (19)	1050	126	26.7	0.12	25.4
R6 (28)	996	179	27.8	0.18	27.9
R6 (33)	999	120	25.1	0.12	25.1
Middelverdi (R6)	1039	142	27.0	0.14	26.0
Standard avvik	46	23	1.3	0.02	1.1

Tabell P47. Akkumulert materiale på de høstede fliser (100 cm²).

Dato : 26/9-88 Dagnr: 14 Rennenr.(flisnr.)	Total vekt mg	Total Klorofyll µg	Total TOC mg	Relativ K1a µg/mgTV	Relativ TOC µg/mgTV
R6 (9)	2340	187	39.5	0.08	16.9
R6 (16)	2290	160	36.2	0.07	15.8
R6 (23)	1790	179	29.2	0.10	16.3
R6 (35)	1490	149	22.4	0.10	15.0
Middelverdi (R6)	1977	169	31.8	0.09	16.0
Standard avvik	354	15	6.6	0.01	0.7